

WYKORZYSTANIE ŚRODOWISKOWEJ OCENY CYKLU ŻYCIA W ANALIZIE PROCESÓW I PRZEPIWÓW LOGISTYCZNYCH



TOMASZ NITKIEWICZ



CZĘSTOCHOWA 2017

Politechnika Częstochowska
Wydział Zarządzania

Tomasz Nitkiewicz

Wykorzystanie środowiskowej oceny cyklu życia w analizie procesów i przepływów logistycznych

Monografia



Wydawnictwo Wydziału Zarządzania
Politechniki Częstochowskiej

Częstochowa 2017

Recenzja:

Dr hab. inż. Anna Lewandowska, prof. UEP

Korekta językowa

mgr Anita Nowakowska

Redakcja techniczna

mgr Marcin Pilarski

Projekt okładki

dr inż. Anna Nitkiewicz

ISBN 978-83-65179-82-1

© Copyright by Wydawnictwo Wydziału Zarządzania
Politechniki Częstochowskiej
Częstochowa 2017
Wydanie I; B5. Opublikowano w formie elektronicznej

Wydawnictwo Wydziału Zarządzania Politechniki Częstochowskiej
42-200 Częstochowa, al. Armii Krajowej 36 B
tel. 34 325 04 80, dystrybucja 34 325 08 67
e-mail: wydawnictwo@wz.pcz.pl

SPIS TREŚCI

Wprowadzenie	5
1. Środowiskowa ocena cyklu życia wyrobów jako narzędzie do analizy oddziaływania na środowisko	7
1.1. Istota środowiskowej oceny cyklu życia	7
1.2. Procedura środowiskowej oceny cyklu życia	11
1.3. Zakres zastosowania środowiskowej oceny cyklu życia	20
1.4. Podejście do definiowania granic systemu w LCA	25
2. Procesy logistyczne w cyklu życia	30
2.1. Cykl życia a procesy logistyczne	30
2.2. Przepływy zwrotne w praktyce przedsiębiorstw produkcyjnych - synteza wyników badań	37
3. Możliwości ujęcia wybranych przepływów zwrotnych w LCA	40
3.1. Zagospodarowanie odpadów	40
3.2. Recykling	42
3.3. Ponowne wytwarzanie	46
4. Przykłady zagospodarowania zwrotów	49
4.1. Przypadek A - firma wytwarzająca materiały ściernie	50
4.2. Przypadek B - firma wytwarzająca wózki widłowe	52
4.3. Przypadek C - firma wytwarzająca meble	53
4.4. Przypadek D - firma wytwarzająca przemysłowe znaki bezpieczeństwa	55
4.5. Analiza porównawcza przypadków	55
5. Koszty w zagospodarowaniu produktów niepełnowartościowych	57
5.1. Możliwości ujęcia kosztów w cyklu życia produktu	57
5.2. Ujęcie kosztów w scenariuszach zagospodarowania zwrotów	58
5.3. Procedura tworzenia zintegrowanej bazy danych środowiskowych i ekonomicznych	60

6.	Wybrane przykłady oceny LCA dla zagospodarowania zwrotów	64
6.1.	Pralka automatyczna	64
6.1.1.	Ocena wpływu cyklu życia na środowisko dla wybranych scenariuszy zagospodarowania zwracanych pralek	67
6.1.2.	Oszacowanie kosztów i przychodów dla wybranych scenariuszy zagospodarowania zwracanych pralek	68
6.1.3.	Kryteria ekonomiczne i ekologiczne w definiowaniu strategii zagospodarowania zwrotów	71
6.2.	Telefon komórkowy	72
6.2.1.	Scenariusze zagospodarowania niepełnowartościowego telefonu komórkowego	73
6.2.2.	Ocena wpływu cyklu życia zwracanego telefonu komórkowego z uwzględnieniem scenariuszy jego zagospodarowania	74
7.	Możliwości ujęcia scenariuszy zagospodarowania zwrotów w programie SimaPro	79
7.1.	Podejście do definiowania granic systemu w LCA	81
7.2.	Definiowanie procesów zagospodarowania zwrotów w cyklu życia produktu	85
8.	Zakończenie	91
	Literatura	93
	Spis tabel	100
	Spis rysunków	101

Wprowadzenie

Przepływ produktów na rynku jest obecnie jednym z kluczowych zagadnień współczesnej gospodarki. Zaspokojenie potrzeb klientów, z jednej, oraz wkład w zyski i przewagę konkurencyjną producentów, z drugiej strony, nie są obecnie uzależnione tylko od produktu, jego kosztów, jakości czy funkcjonalności, ale również od całego łańcucha logistycznego, który za nim stoi. Logistyka bierze na siebie coraz większą odpowiedzialność za ogólne wyniki w cyklu życia produktu, rozpatrywane nie tylko w kontekście ekonomicznym i rynkowym, ale także z perspektywy oddziaływania na środowisko. W związku ze wzrastającą złożonością łańcuchów logistycznych oraz ich ciągłą zmiennością, co dotyczy również materiałowych i niematerialnych przepływów w górę i w dół łańcucha, ocena ich wkładu w osiągnięte wyniki musi uwzględniać informacje od wielu interesariuszy. Te uwarunkowania komplikują się jeszcze bardziej w momencie rozszerzania odpowiedzialności za produkt, która wymaga obecnie coraz pełniejszego zaangażowania ze strony producentów w procesy końcowego zagospodarowania swoich produktów. Wreszcie potrzeba podniesienia poziomu obsługi klienta, wzrastająca świadomość konsumentów w zakresie ich praw, wzrost sprzedaży internetowej oraz wzmocnienie postawy konsumpcjonizmu w społeczeństwie, przy skracających się etapach użytkowania w cyklach życia wielu produktów, stanowią czynniki sprawcze dla zwiększającego się udziału produktów zwracanych w całkowitym ich obrocie.

Zamierzeniem autora było kompleksowe ujęcie tego zjawiska z dwóch perspektyw: ekologicznej i ekonomicznej. Dla zobrazowania konsekwencji środowiskowych zagospodarowania zwrotów zastosowano środowiskową ocenę cyklu życia (LCA). Jest to narzędzie dobrze znane i coraz częściej stosowane w rozszerzonych granicach cyklu życia i w coraz bardziej dynamicznym kontekście.

Celem monografii jest przybliżenie możliwości ujęcia procesów logistycznych, powiązanych zwłaszcza z zagospodarowaniem zwrotów i produktów niepełnowartościowych, w ramach ekologicznej oceny cyklu życia. Wiąże się to między innymi z zaprezentowaniem dobrych praktyk w tym zakresie oraz perspektyw rozwoju warsztatu metodycznego ekologicznej oceny cyklu życia dla lepszego ujęcia przepływów zwrotnych.

Treść niniejszej publikacji stanowi jeden z rezultatów projektu pt. „Zarządzanie logistyczne produktami niepełnowartościowymi w polskich przedsiębiorstwach produkcyjnych”, finansowanego w ramach konkursu SONATA 4 ze środków Narodowego Centrum Nauki, przyznanych na podstawie decyzji numer DEC-2012/07/D/HS4/02071, realizowanego w latach 2013-2017 na Wydziale Zarządzania Politechniki Częstochowskiej.

Niniejsza publikacja stanowi opracowanie komplementarne w stosunku do monografii autorstwa Marty Starostki-Patyk pt. „Logistyka zwrotna produktów niepełnowartościowych w zarządzaniu przedsiębiorstwami produkcyjnymi”, która została wydana w 2016 roku nakładem PWE. Rozdzielając dorobek projektu pomiędzy dwie publikacje, starano się zachować linię podziału wg charakteru przedstawianych materiałów oraz dominującego wątku tematycznego. W niniejszej publikacji zawarto materiał odnoszący się do warsztatu naukowego w zakresie wykorzystania środowiskowej oceny cyklu życia w analizie procesów logistyki zwrotnej. Marta Starostka-Patyk, we wcześniejszej publikacji, przedstawiła najważniejsze efekty procesu badawczego w odniesieniu do praktykowanych procesów logistyki zwrotnej w polskim przemyśle wytwórczym, ale bez rozpatrywania kontekstu ich oceny ekologicznej.

Wnikliwy Czytelnik zauważy, że ta zapowiedziana linia podziału bywa przeze mnie przekraczana, m.in. poprzez odnoszenie się do wyników przeprowadzonych badań empirycznych, a także mocne eksploatowanie teorii z zakresu logistyki zwrotnej i właściwych jej przepływów. Wierzę jednak, że te wyjątki są konieczne dla zapewnienia integralności i kompletności publikacji oraz uzupełnienia tekstu metodycznego o przykłady praktycznego zastosowania omawianych rozwiązań. Pojawiające się obszernie odniesienia do ww. monografii oraz innych publikacji zrealizowanych w ramach projektu są celowe i oprócz względów merytorycznych mają za zadanie również propagowanie jego dorobku.

1. Środowiskowa ocena cyklu życia wyrobów jako narzędzie do analizy oddziaływania na środowisko

1.1. Istota środowiskowej oceny cyklu życia

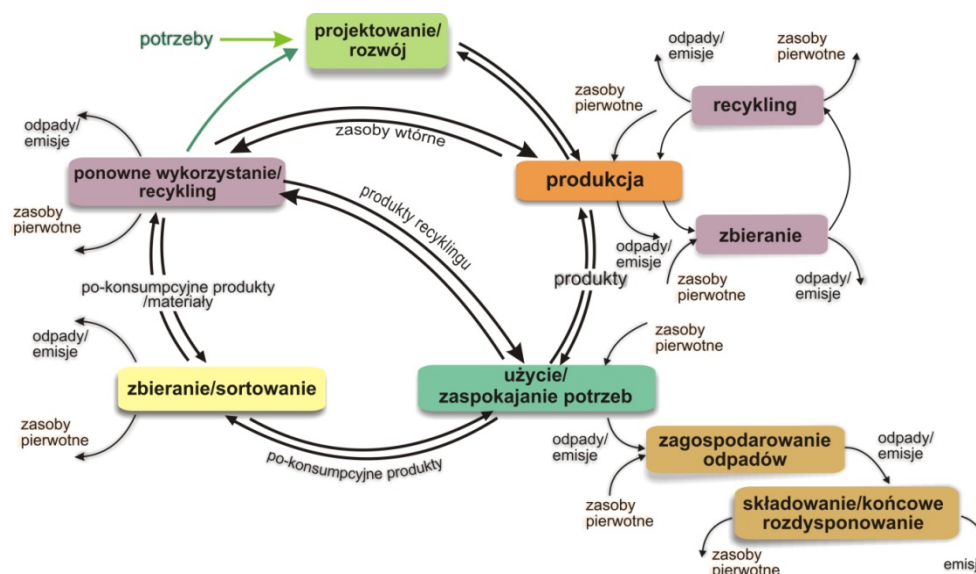
Środowiskowa ocena cyklu życia (z ang. life cycle assessment - LCA¹) jest jednym z narzędzi analitycznych zarządzania środowiskowego. Środowiskową ocenę cyklu życia należy zaliczyć do instrumentów kompleksowych i wielowymiarowych. Jest to narzędzie, które wiąże się ściśle z działalnością przemysłowo--wytwórczą człowieka i dotyczy przede wszystkim oceny oddziaływania tej działalności na środowisko. LCA polega na wyznaczeniu oddziaływania na środowisko cyklu życia danego wyrobu, usługi, procesu czy organizacji. Należy podkreślić, że LCA stanowi jedno z narzędzi zarządzania środowiskowego, spełniając rolę przede wszystkim w zakresie zasilania informacyjnego procesów decyzyjnych. LCA może funkcjonować zarówno jako samodzielne narzędzie identyfikacji kluczowych kwestii środowiskowych w przedsiębiorstwie, jak również jako integralna część systemu zarządzania środowiskowego (ISO 2006). Funkcjonując w ramach systemu zarządzania środowiskowego, może być wykorzystywana do identyfikacji i oceny aspektów środowiskowych, począwszy od wstępnego przeglądu środowiskowego aż po system monitoringu i opracowywanie rozwiązań dla ciągłego doskonalenia organizacji (Zobel et al. 2002; Lewandowska 2011; Matuszak-Flejszman 2007).

Kompleksowość LCA wiąże się z oceną tego oddziaływania w całym cyklu, tj. począwszy od fazy projektowej aż po zagospodarowanie odpadów i pozostałości z tego cyklu. Fizyczne przepływy materiałowe są przekształcane na wskaźniki oddziaływania - presji na środowisko. Podstawowym celem zastosowania tego instrumentu jest ocena tej presji oraz zidentyfikowanie możliwości jej zmniejszenia lub też wybór wariantu, który gwarantuje jej minimalizację (Kowalski, Kulczycka & Góralczyk 2007).

Kompleksowość LCA wiąże się także z liczbą etapów cyklu życia objętych oceną oraz ich wzajemnym powiązaniem i pętlami zwrotnymi występującymi pomiędzy nimi. Na *Rysunek 1* przedstawiono uproszczony schemat koncepcji cyklu życia wyrobów wraz ze wskazaniem powiązań i pętli występujących pomiędzy poszczególnymi fazami. Strzałki przedstawiają przepływy materiałowe i energii oraz przepływy informacyjne.

¹ Skrót LCA oznacza w pracy ekologiczną ocenę cyklu życia, nie odnosi się natomiast do ocen opartych na cyklu życia, ale stosujących inne niż ekologiczne kryteria oceny (np. rynkowy cykl życia produktu).

Metoda LCA stwarza podstawy do identyfikacji i hierarchizacji wpływów na środowisko oraz do ustalenia sposobów poprawy jakości środowiska. Zasadniczym założeniem LCA jest badanie aspektów środowiskowych oraz wpływów cyklu życia wyrobu, pojawiających się w czasie każdego z jego etapów, tj.: przedprodukcyjnego (projektowanie, wydobywanie surowców, produkcja materiałów, podzespołów i energii), produkcyjnego (produkcja wyrobu) i poprodukcyjnego (dystrybucja, użytkowanie, utylizacja, zagospodarowanie, recykling wyrobu lub jego pozostałości) (Wach 2002, s. 91).



Rysunek 1. Schematyczna prezentacja cyklu życia produktu

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (Rebitzer, Schiller & Schmidt 2000, s. 8)

Analiza wszystkich etapów cyklu życia wyrobu umożliwia dokonanie pełnych porównań, określających różne rodzaje zagrożeń dla środowiska, występujących w tym cyklu. Każdy produkt oddziałuje na środowisko, a cykl życia większości produktów jest długi i złożony. Dlatego celowe jest dążenie do zminimalizowania oddziaływania produktu na środowisko we wszystkich etapach cyklu jego życia, a zwłaszcza w miejscach, w których to oddziaływanie jest największe oraz podejmowanie działań w tym zakresie w możliwie najbardziej efektywny sposób. Takie podejście powinno prowadzić do uniknięcia przesuwania oddziaływań pomiędzy etapami i przenoszenia odpowiedzialności na innych uczestników cyklu życia, a także do redukcji kosztów wytwarzania, użytkowania i pozbywania się produktów oraz poprawy konkurencyjności przedsiębiorstw (Grzesik 2006, s. 101). Warto zwrócić uwagę, że rozwój metodologii LCA jest prowadzony również w kierunku uwzględniania kosztów czy aspektów społecznych pojawiających się w cyklu życia. Doprowadziło to do powstania takich metod, jak ocena kosztów w cyklu życia (z ang. life cycle costing - LCC) oraz oceny oddziaływań spo-

łącznych cyklu życia (z ang. social life cycle assessment - SLCA). LCC stanowi narzędzie komplementarne, uzupełniające wyniki badań LCA o aspekty kosztowe, zwłaszcza poprzez ocenę powiązanych z cyklem życia kosztów środowiskowych, stanowiąc odpowiednią bazę dla poszukiwania rozwiązań w zakresie ekoefektywności. Obecnie obserwujemy rozwój hybridowych badań LCA (łączyjących procesowe analizy LCA z Input-Output Analysis) oraz rozszerzanie zakresu samej oceny LCA, aby uwzględnić w niej szerszy wachlarz kryteriów decyzyjnych.

Wśród podstawowych zadań LCA należy wymienić (PKN 2005):

- dokumentowanie potencjalnych wpływów wyrobu na środowisko podczas wszystkich etapów jego życia,
- analizę możliwości wystąpienia wzajemnie powiązanych wpływów środowiskowych, tak aby zastosowane środki zaradcze nie powodowały powstawania nowych problemów – unikanie transferu zanieczyszczeń,
- ustalenie priorytetów w doskonaleniu wyrobów,
- umożliwienie porównywania różnych rozwiązań takiego samego problemu lub różnych sposobów realizowania takiego samego procesu.

LCA ułatwia podjęcie decyzji i wskazanie produktu lub procesu, który w najmniejszym stopniu wpływa na środowisko. Taka informacja, razem z innymi czynnikami, takimi jak koszt, informacje dotyczące użytkowania, może być wykorzystana do wyboru produktu lub procesu, zarówno przez wytwórcę tychże produktów czy wykonawcę procesów, jak i ich użytkownika. LCA dodatkowo identyfikuje i ocenia skutki transferu interwencji środowiskowych z jednego komponentu środowiska do innego (np. eliminując emisję do powietrza, powoduje się wzrost ilości ścieków) lub z jednego etapu cyklu życia produktu do innego (np. z użycia i powtórnego użycia produktu na fazę pozyskania surowców do produkcji) (Grzesik 2006, s. 103).

Istotnym punktem w rozwoju metodologii oceny cyklu życia było zaangażowanie się Międzynarodowej Organizacji Normalizacyjnej (z ang. International Organization for Standardization - ISO) w opracowanie wytycznych realizacji oceny. Wiąże się to przede wszystkim z potencjalnie wysoką użytecznością LCA dla zarządzania środowiskowego i związanych z tym standardów, również opracowywanych przez ISO.

Znaczenie LCA dla nowoczesnych systemów zarządzania organizacjami zostało docenione właśnie poprzez opracowanie serii norm, które przyczyniły się do usystematyzowania dotychczasowej wiedzy w tym zakresie. Celem norm ISO serii 14040 jest stworzenie obowiązku-

jących podstaw, które umożliwiłyby opracowywanie porównywalnych i obiektywnych ocen. Uzyskane wyniki nie mogłyby być poddawane manipulacjom i odpowiadałyby współczesnemu stanowi wiedzy naukowej. Pomimo niewielkich niezgodności (głównie dotyczących metodyki), udało się uzyskać konsensus obejmujący podstawowe reguły postępowania w zakresie opracowywania środowiskowej oceny cyklu życia (Nitkiewicz 2010a, pp. 66-82). Należy jednak podkreślić, że normy ISO 14040 zawierają ogólne wytyczne realizacji badań LCA i nie stanowią one „książki kucharskiej”, pozostawiając wykonawcom badań pewną swobodę w zakresie realizacji poszczególnych kroków proceduralnych. Bywa to przedmiotem krytyki norm ISO 14040 i zarzutu, że wytyczne są mało „operacyjne”, jednak wobec bardzo szerokiego spektrum zastosowań i różnorodności produktów oraz usług wydaje się, że opracowanie bardziej szczegółowych wytycznych i objęcie ich jednym dokumentem jest niemożliwe.

Główne normy i dokumenty dotyczące oceny cyklu życia to (ISO 2013):

- ISO 14040:2009 „Zarządzanie środowiskowe. Ocena cyklu życia. Zasady i struktura”²;
- ISO 14044:2006 „Zarządzanie środowiskowe. Ocena cyklu życia. Wymagania i wytyczne”³;
- ISO/TS 14047:2003 „Zarządzanie środowiskowe. Ocena wpływu cyklu życia. Przykłady zastosowania ISO 14042”;
- ISO/TS 14048:2002 „Zarządzanie środowiskowe. Ocena cyklu życia. Format dokumentacji danych”;
- ISO/TR 14049:2000 „Zarządzanie środowiskowe. Ocena cyklu życia. Przykłady stosowania ISO 14041 do określania celu i zakresu oraz analizy zbioru danych”.

W normie ISO 14040 została wyjaśniona terminologia charakterystyczna dla oceny cyklu życia. Norma przedstawia również samą strukturę badania LCA i ogólnie określa zakres działań podejmowanych w poszczególnych jego fazach.

Norma ISO 14044 odnosi powyższą strukturę do konkretnych wymogów i bardziej szczegółowo formułuje procedury niezbędne do realizacji poszczególnych faz. ISO 14044 zastępuje kilka wcześniejszych norm tej serii (ISO 14041, ISO 14042, ISO 14043).

Standardy ISO 14047 i 14048 oraz raport techniczny ISO 14049 stanowią uzupełnienie dla charakterystyki procedury LCA w formie przykładów jej zastosowania oraz określają pożądany format dokumentowania danych w toku realizacji oceny.

LCA stanowi wysoce zestandaryzowany instrument zarządzania środowiskowego, który może wspierać różne procesy decyzyjne w przedsiębiorstwie. W swojej istocie LCA przyjmuje podejście analityczne, zorientowane na cykl życia, prowadząc tym samym do komplekso-

² W Polsce norma wprowadzana przez PN-EN ISO 14040:2009.

³ W Polsce norma wprowadzana przez PN-EN ISO 14044:2009.

wego ujęcia oddziaływań środowiskowych. Wiąże się to m.in. z rozszerzeniem zakresu informacji środowiskowej zasilającej procesy decyzyjne o informacje dotyczące wszystkich rodzajów potencjalnych oddziaływań oraz o etapy cyklu życia, w których powstają. Konsekwencje decyzji podejmowanych w oparciu o wyniki LCA mogą dotyczyć zarówno samego przedsiębiorstwa, jak i innych uczestników danego cyklu (Nitkiewicz 2013).

1.2. Procedura środowiskowej oceny cyklu życia

Szczególny nacisk w normie ISO 14040 położono na konstrukcję LCA obejmującą jej poszczególne fazy (Rysunek 2). Warto zwrócić uwagę na występujące na każdym etapie realizacji oceny sprzężenia zwrotne, które mają za zadanie utrzymać jej użyteczność w całym procesie oceny i zapewnić pełną zgodność z przyjętymi celami (podejście iteracyjne). Ważne też są możliwości uzyskiwania istotnych informacji nie tylko na końcu oceny, ale również w jej trakcie, zwłaszcza po zakończeniu kolejnych jej faz. Każdy taki moment dostarcza informacji istotnych, z punktu widzenia oddziaływania środowiskowego ocenianych obiektów, które mogą zostać wykorzystane do zasilania procesów decyzyjnych.

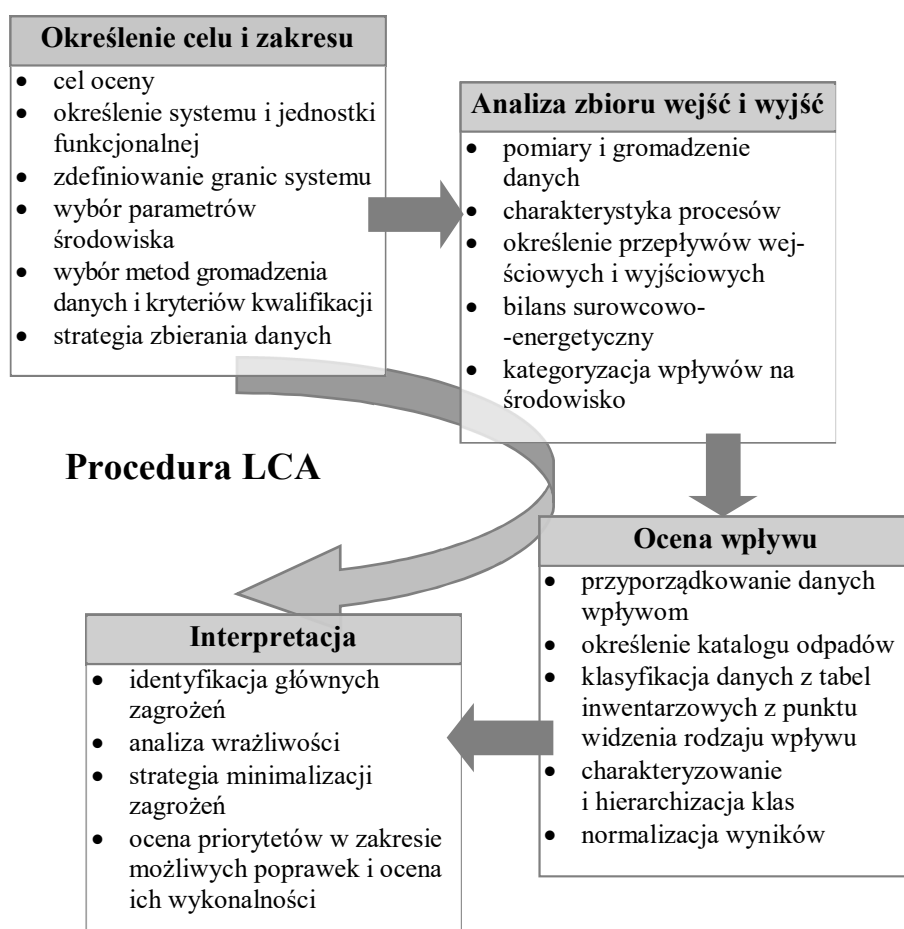


Rysunek 2. Fazy LCA według normy ISO 14040

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (ISO 2006)

Każdy z wymienionych etapów procedury jest realizowany poprzez szereg decyzji i operacji, według określonej chronologii. Schematyczne ujęcie procedury LCA wraz z podejmowanymi działaniami w poszczególnych fazach przedstawiono na Rysunku 3. Struktura LCA jest skonstruowana w sposób umożliwiający ingerowanie w procedurę oceny na każdym jej etapie. Pozwala to na osiągnięcie wysokiego stopnia zgodności zakresu i wyników oceny z postawionymi jej celami. Wymaga to jednak wysokich kwalifikacji osób prowadzących taką ocenę, gdyż każda podjęta decyzja będzie miała konsekwencje w dalszych fazach oceny i może w istotny sposób wpłynąć na wyniki końcowe.

Istotność, a co za tym idzie trudność przeprowadzenia pierwszej fazy badania LCA, wiąże się przede wszystkim z jej wpływem na wszystkie kolejne fazy oceny. Faza ta obejmuje określenie celu i zakresu oceny, w tym: zastosowania i sposobu komunikowania wyników, jednostki funkcjonalnej i granic systemu, metod zbierania danych i oceny ich jakości, procedur alokacji, wstępnych założeń dotyczących oceny wpływu cyklu życia, a także zdefiniowanie grup docelowych, którym będą komunikowane wyniki badania i które w oparciu o nie mogą realizować procesy decyzyjne (Lewandowska 2006, s. 18-30). Należy zaznaczyć, że wszystkie podejmowane w tej fazie decyzje mają swoje konsekwencje w fazach kolejnych. Jednak nie zawsze wszystkie decyzje podjęte na wstępie będą słuszne z punktu widzenia celów badania, co zostanie zweryfikowane dopiero w trakcie realizacji kolejnych faz LCA. Dlatego procedura LCA ma często charakter iteracyjnego procesu, a potrzeba dokonywania konkretnych wyborów jest dostrzegana dopiero w trakcie realizacji oceny. Tym niemniej, im więcej tych decyzji na początku będzie trafnych, tym lepiej dla przebiegu całej oceny (Baumann & Tillman 2004, s. 73).



Rysunek 3. Procedura realizacji LCA

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (Wach 2002; Nitkiewicz 2010a, p. 79)

Analiza zbioru wejść i wyjść w systemie poddawanym ocenie to druga faza LCA. Obejmuje ona przede wszystkim sam proces gromadzenia danych, przyporządkowanie danych do procesów jednostkowych oraz przeliczenie zbiorów wejść i wyjść na cały zamodelowany system wyrobu (Crawford 2011, s. 46). Pracochłonność drugiej fazy wiąże się w największym stopniu z dużą liczbą wejść i wyjść, które należy opisać, przyporządkować, zweryfikować i zagregować. Niezależnie od tego, czy analiza zbioru jest oparta na wykorzystaniu danych pierwotnych czy danych wtórnych, wiąże się z obróbką dużej ich ilości. Pomocne w tym zakresie są normy ISO, a zwłaszcza raport techniczny ISO/TR 14048:2002, zawierający format dokumentacji danych (ISO 2002).

Najważniejszą fazą LCA jest ocena wpływu. W ramach tej fazy przypisuje się wyniki analizy zbioru do kategorii wpływu na środowisko, wybiera wskaźniki kategorii oraz oblicza wartości tych wskaźników (Kowalski, Kulczycka & Góralczyk 2007). Istnieje wiele rodzajów wskaźników, które mogą posłużyć do oceny wpływu cyklu życia na środowisko. Wskaźniki te są bardzo zróżnicowane, zarówno w zakresie wykorzystywanych danych wejściowych i mechanizmów obliczeniowych, sposobie przedstawienia wskaźników końcowych, jak i możliwościach ich agregacji. W ramach odmiennych metod LCIA stosuje się różne wskaźniki, które są definiowane z różnych poziomów mechanizmu środowiskowego. Do najczęściej stosowanych metod oceny wpływu zalicza się m.in. (Goedkoop et al. 2008; Curran 2012, s. 80-89):

CML - ukierunkowana na operacjonalizację standardów norm z serii ISO 14040, skupia się na wytyczaniu najlepszych praktyk przy wyliczaniu wskaźników pośrednich (midpoint approach)⁴ (Guinée et al. 2002);

Eco-indicator - łączy podejście pośrednie i końcowe, umożliwia zastosowanie trójstopniowej procedury wyliczania wskaźników LCA: na poziomie wpływów środowiskowych, szkód oraz na poziomie ekowskaźnika (endpoint approach) (Goedkoop & Spriensma 2001);

Ecological footprint - skupia się na pojedynczym aspekcie odniesienia oddziaływań do biologicznie produktywnego obszaru ziemi i wody, który jest potrzebny do wyprodukowania zasobów konsumowanych przez człowieka oraz absorpcji odpadów (Frischknecht et al. 2007);

Ecological scarcity - służy do oceny oddziaływania środowiskowego i stosuje podejście na podstawie zasady „odległości od celu”, wytyczanej przez przepisy i standardy środowiskowe (Frischknecht & Büsler Knöpfel 2013);

⁴ Rozróżnienie wskaźników pośrednich (z ang. mid-point) od końcowych (end-point) wiąże się z odniesieniem oddziaływania do danego etapu łańcucha przyczynowo-skutkowego. Dany efekt wywołany emisją zanieczyszczeń, np. zubożenie warstwy ozonu, będzie rozpatrywany z punktu widzenia pośredniego jako np. wielkość emisji gazów CFC albo końcowego, np. zachorowalność na raka skóry.

EDIP - ewoluuje w kierunku powiązania wskaźników pośrednich i końcowych (Frischknecht et al. 2007);

EPD - wypracowana na potrzeby przygotowania Deklaracji Środowiskowych Produktów ("The International EPD System" n.d.);

Impact 2002+ - łączy podejście pośrednie i końcowe, ogranicza się do dwóch poziomów wskaźników (Frischknecht et al. 2007);

ReCiPe - łączy cechy dwóch metod: CML i Eco-indicator (Goedkoop et al. 2013);

ILCD 2011 Midpoint+ - stanowi zbiór oficjalnych rekomendacji Komisji Europejskiej do przeprowadzenia oceny wpływu cyklu życia w odniesieniu do wskaźników pośrednich w kontekście europejskim (EC & JRC 2011);

IPCC - skupia się na pojedynczym efekcie środowiskowym, tj. zmianie klimatu (IPCC 2007);

Traci 2 - ukierunkowana na wyliczanie wskaźników pośrednich (Bare, Norris, Pennington, & McKone 2003).

Metody te można poddać klasyfikacji ze względu na zakres i sposób ujęcia interwencji środowiskowych/aspektów środowiskowych, sposób wyliczania wskaźników końcowych, rodzaje ujętych oddziaływań na środowisko oraz stopień przetworzenia wskaźników (Tabela 1).

Tabela 1. Klasyfikacja metod oceny wpływu cyklu życia

Grupa metod	Specyfikacja
Metody zorientowane na wybrane aspekty środowiskowe/interwencje środowiskowe	Metody, które uwzględniają tylko określone grupy interwencji/aspektów w cyklu życia albo sprowadzają przepływy do danej kategorii (np. kosztów). Można zaliczyć do nich m.in.: <ul style="list-style-type: none"> – skumulowany nakład energetyczny KEA, – koszty produkcji i surowców EPS, – nakłady materiałowe MIPS.
Metody zorientowane na pojedynczy problem środowiskowy (kategorię wpływu)	Metody, które uwzględniają wszystkie lub wybrane rodzaje przepływów w cyklu życia, ale ich wpływ sprowadzają do określonej kategorii. Są to m.in. takie metody, jak: <ul style="list-style-type: none"> – ecological footprint, – carbon footprint, – water footprint, – IPCC, Greenhouse Gas Protocol, – USEtox.
Metody kompleksowe	Metody, które uwzględniają wszystkie rodzaje przepływów w cyklu życia i próbują odwzorować specyfikę i strukturę ich oddziaływania. Należą do nich m.in.: <ul style="list-style-type: none"> – ReCiPe, Ekowskaźnik 99, CML, ILCD 2011, IMPACT 2002+, – EPD, – Ecological scarcity, – BEES+, TRACI 2.1, – Environmental footprint.
Interpretacja zbioru danych inwentaryzacyjnych	Zamiast dokonywać oceny wpływu interpretuje się zgromadzone dane inwentaryzacyjne. Nie pozwala to na ocenę oddziaływania cyklu życia w ujęciu kategorii wpływu czy szkody, ale umożliwia wnioskowanie na podstawie zarówno zagregowanych przepływów, jaki i przypisanych poszczególnym fazom czy procesom.

Źródło: Opracowanie własne

Celem niniejszego opracowania nie jest szczegółowa charakterystyka różnic w zakresie modelowania wpływu w ramach różnych metod LCIA. Do tego służą raporty metodyczne, opracowywane przez poszczególne ośrodki będące autorami danej metody, publikacje zbiorowe (Baumann & Tillman 2004; EC & JRC 2011; Guinée et al. 2002), podręczniki do oprogramowania LCA (PRe 2015), raporty SETAC (Udo de Haes et al. 2002) oraz liczne artykuły naukowe⁵.

Dlatego zasada ich działania, bardziej szczegółowe charakterystyki czy parametry zostaną przedstawiona na przykładzie tylko jednej z nich - tym wyjątkiem będzie metoda ReCiPe, na przykładzie której przedstawiono poniżej mechanizm przeprowadzania oceny wpływu cyklu życia (*Rysunek 4*). Szersze porównanie ww. metod zawierają przede wszystkim podręczniki LCA (Horne Grant & Verghese 2009).

Większość metod wykorzystywanych do oceny wpływu cyklu życia jest obecna w praktyce LCA właściwie od początku jej istnienia. Metody te rozwijają się i ewoluują wraz z rozwojem wiedzy z zakresu oddziaływania procesów społeczno-gospodarczych na środowisko i możliwości pomiaru tego oddziaływania. Metody te są stale udoskonalane, zarówno w zakresie stosowanych mechanizmów obliczeniowych i alokacyjnych, jak też w zakresie kompatybilności z istniejącymi bazami danych i oprogramowaniem.

Wymienione metody, jak już wspomniano, są bardzo zróżnicowane i każda z nich jest predysponowana do prowadzenia ocen wpływu cyklu życia w konkretnym zakresie. Głównymi czynnikami, które je różnicują są: kompleksowość (orientacja na jednym lub wielu problemach środowiskowych), powiązanie z formatem baz danych, poziom mechanizmu środowiskowego, z którego są definiowane wskaźniki kategorii wpływu i parametry charakteryzowania, rodzaj i zakres strumieni elementarnych, uwzględnionych w ramach każdej kategorii wpływu, rodzaj i wartość parametrów charakteryzowania, ogólne jednostki kategorii wpływu, metody alokacji oraz kryteria ważenia.

Parametrami decydującymi o stosowalności ww. metod będą: cel przeprowadzenia oceny i zastosowanie jej wyników, lokalizacja oceny, granice systemu i zakres etapów cyklu życia objętych oceną, potrzeby w zakresie wskaźników wyjściowych, specyfika poziomu oceny i inne. Sam wybór metody LCIA jest istotnym elementem prowadzenia oceny LCA i ma znaczący wpływ na jej przebieg. Warto zaznaczyć, iż bazy danych inwentarzowych muszą być zintegrowane z metodami oceny wpływu w tym sensie, że zbiory danych (obejmujące strumienie elementarne oraz tzw. „activity data”) muszą być opracowane w formie nadającej się

⁵ Wystarczy wskazać tutaj takie czasopisma, jak: *Environmental Toxicology and Chemistry*, *Integrated Environmental Assessment and Management* czy *International Journal of Life Cycle Assessment*, które prowadzą działy poświęcone dyskusjom metodologicznym z zakresu LCA.

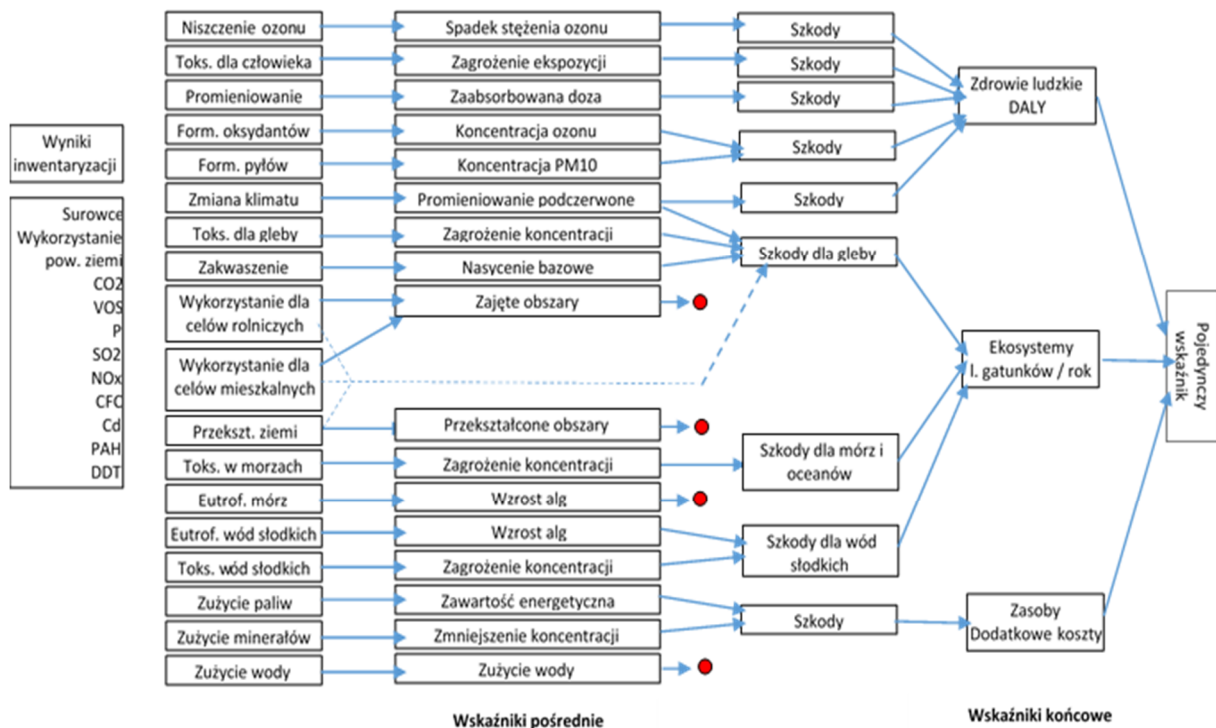
do przeprowadzenia charakteryzowania. Istniejące bazy danych dostarczają gotowych informacji na temat przebiegu procesów technologicznych i zużycia w ich ramach surowców, materiałów i produktów, co uprasza i skraca przebieg oceny. Powiązanie baz danych z poszczególnymi grupami metod implikuje ich wspólne zastosowanie przy dokonywaniu oceny. Powyższa zasada działa też w przeciwnym kierunku: wykorzystanie w jednym badaniu baz danych i metod, które są niekompatybilne, podważa rzetelność i często sensowność prowadzenia takiego badania. Z tego punktu widzenia warto dokonać oceny spójności przede wszystkim w zakresie nazewnictwa stosowanego w zbiorach danych i wybranej metodzie LCIA. Różnice w terminologii i nazwie strumieni elementarnych mogą doprowadzić do sytuacji, że nie wszystkie elementy tabeli inwentarzowej zostaną poddane charakteryzowaniu, co może wypaczyć ostateczne wyniki.

Sposób przeprowadzenia oceny wpływu zostanie omówiony na przykładzie jednej z najbardziej popularnych w Europie metod, tj. ReCiPe. Wybór tej metody do ilustracji oceny wpływu cyklu życia wiąże się z zastosowaniem modułowego systemu wyliczania wskaźników końcowych, przejrzystego systemu alokacji przepływów fizycznych do poszczególnych kategorii wpływu i szkody oraz powszechnej jego dostępności w wielu programach komputerowych obsługujących LCA. Na *Rysunku 4* zaprezentowano schemat mechanizmu środowiskowego i definiowanie w jego ramach problemów środowiskowych właściwe dla metody ReCiPe.

Wreszcie, wskaźnik ten odnosi swoje mechanizmy obliczeniowe oraz procedury normalizacyjne do Europy, co pozwala na prowadzenie rzetelnych ocen również w Polsce. Metoda ReCiPe łączy w sobie cechy dwóch metod: CML i Eco-indicator 99, niejako integrując podejście zorientowane na problem z podejściem zorientowanym na szkody. Pozwala to na uniknięcie wysokiej niepewności wyników w przypadku orientacji tylko na kategorie szkód oraz trudności w interpretacji wyników tylko na podstawie wskaźników wpływu. Kompromisowym rozwiązaniem, zastosowanym w metodzie ReCiPe, jest umożliwienie wyliczania zarówno wskaźników pośrednich, jak i końcowych.

Zastosowanie metody prowadzi do wyliczenia jednego skumulowanego wskaźnika dla maksymalnego uproszczenia interpretacji oraz wykorzystania wskaźnika dla celów porównawczych, wyrażonego w punktach. Wskaźnik ten, nazywany wskaźnikiem jednowynikowym (z ang. single score), jest wyrażany w punktach [Pt] lub ich (pod)wielokrotności, np. milipunktach [mPt], kilopunktach [kPt]⁶.

⁶ Wartość 1 Pt wylicza się poprzez podzielenie całkowitego obciążenia środowiska w Europie przez liczbę mieszkańców i pomnożenie przez 1000 (czynnik skali); jego wartość stanowi zatem jedną tysięczną rocznego obciążenia środowiska przypadającą na jednego mieszkańca Europy.



Rysunek 4. Schemat ogólny procedury oceny wpływu cyklu życia przy wykorzystaniu metody

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (PRe 2015, p. 20)

Metoda ReCiPe ujmuje dwa zestawy wskaźników wpływu, powiązanych z odpowiadającymi im zestawami czynników charakteryzacji. W ramach metody wyróżnia się 18 kategorii wpływu, modelowanych przy użyciu wskaźników kategorii i parametrów charakteryzowania pochodzących z pośrednich poziomów mechanizmu środowiskowego (Goedkoop et al. 2013; PRe 2015):

- zubożenie warstwy ozonowej,
- koncentracja substancji toksycznych dla człowieka,
- promieniowanie jonizujące,
- fotochemiczne formowanie się oksydantów,
- formowanie się pyłów zawieszonych,
- zakwaszenie gleby,
- zmiana klimatu (w ujęciu szkód dla człowieka i dla ekosystemu),
- koncentracja substancji toksycznych w glebie,
- wykorzystanie powierzchni ziemi pod uprawy,
- wykorzystanie powierzchni ziemi w celach mieszkalnych,
- przekształcenie ziemi,
- koncentracja substancji toksycznych w morzach i oceanach,

- eutrofizacja mórz i oceanów,
- eutrofizacja wód słodkich,
- koncentracja substancji toksycznych w wodach słodkich,
- wyczerpywanie się minerałów,
- wyczerpywanie się paliw kopalnych,
- wyczerpywanie się wody.

Wskaźniki pośrednie są przemnażane przez czynniki szkody i przekształcane we wskaźniki końcowe poprzez ich agregację do trzech kategorii szkód (Goedkoop et al. 2013; PRe 2015):

- szkody dla zdrowia ludzkiego, wyrażone w liczbie utraconych lat życia oraz liczbie lat życia w niepełnosprawności,
- szkody dla jakości ekosystemu, wyrażone w liczbie utraconych gatunków roślin i zwierząt w określonym czasie i obszarze,
- szkody dla zasobów, wyrażone w kosztach energii potrzebnej do przyszłego wydobycia minerałów i paliw.

Trzy dobrowolne kroki proceduralne fazy LCIA - normalizowanie, ważenie i grupowanie - pozwalają na uzyskanie pojedynczego wyniku.

Wynik oceny wpływu cyklu życia (wynik LCIA) jest wyliczany na podstawie wyników analizy zbioru wejść i wyjść (przepływów materiałowych i energetycznych oraz emisji zanieczyszczeń i odpadów w cyklu życia badanego przypadku). Wyliczanie oddziaływania na podstawie przepływów w cyklu życia odbywa się przy wykorzystaniu gotowej procedury, która w praktyce polega na zamianie „activity data” na strumienie elementarne, zliczeniu wszystkich strumieni elementarnych z całego systemu wyrobu, przypisaniu ich do stosownych kategorii wpływu (klasyfikowanie) i przeprowadzeniu charakteryzowania (Goedkoop et al. 2013). Metoda ReCiPe pozwala na wyznaczenie poziomu emisji i oddziaływań występujących w danym cyklu (krok 1), ocenie ich wpływu na środowisko i człowieka, wyrażonej w formie wyników wskaźnika kategorii (krok 2) oraz ich agregacji do wskaźników szkody i pojedynczego wskaźnika (krok 3).

Według normy ISO 14040:2006, obowiązkowe jest wyznaczenie wartości wskaźników końcowych na etapie charakteryzacji (wartości wskaźników wyrażone są w jednostkach rzeczywistych). Prócz obowiązkowego charakteryzowania, dopuszczalne są dobrowolne dalsze kroki oceny wpływu cyklu życia, tj. normalizacja (wartości wskaźników przelicza się na uśrednioną wielkość wpływu przypadającą na mieszkańca) oraz ważenie (poszczególnym

kategoriom przypisuje się określone wagi). Metoda ReCiPe pozwala na wyliczenie wskaźników na każdym z tych etapów. Metoda ta proponuje również własny system normalizacji i ważenia wskaźników szkody.

Ważną cechą metody ReCiPe jest uwzględnienie trzech perspektyw kulturowych przy wyliczaniu wskaźników oddziaływania: egalitarnej, indywidualnej i hierarchicznej. Perspektywa egalitarna przyjmuje możliwie długą perspektywę oddziaływania i uwzględnia wszystkie, rzeczywiste i potencjalne, efekty środowiskowe. Perspektywa indywidualna koncentruje się na oddziaływaniu krótkoterminowym i uwzględnia tylko oddziaływania potwierdzone naukowo. Perspektywa hierarchiczna stanowi wersję kompromisową dla wcześniejszych perspektyw i bazuje na konsensusie teorii naukowych co do oceny efektów wpływu oraz sprawiedliwości wewnątrz- i międzypokoleniowej (Baumann & Tillman 2004, s. 161).

Znaczącym uproszczeniem procedury prowadzenia badania LCA jest możliwość zastosowania narzędzi komputerowych do jego przeprowadzenia. Obecnie na rynku występuje kilkadziesiąt programów wspomagających badanie LCA w pełnym zakresie lub w określonej jego części. Występują tutaj narzędzia kompleksowe, które mogą objąć dowolny fragment cyklu życia i zastosować wiele metod i baz danych. Istnieją także takie, które mogą zostać zastosowane tylko do oceny wybranej fazy, zastosowania jednej z metod czy też określonego zakresu danych wejściowych.

Ostatnią fazą LCA jest interpretacja wyników oceny. Może się ona dokonywać w oparciu o dorobek każdej z faz poprzedzających. Naturalnie najczęściej wykorzystuje się wskaźniki końcowe, pochodzące z fazy oceny wpływu cyklu życia, ale również interpretacji poddaje się zestawienie zbioru wejść i wyjść w systemie. Norma ISO 14040:2006 wskazuje na potrzebę skonfrontowania wyników oceny z założonymi celami i przewidywanym sposobem wykorzystania wyników w procesie decyzyjnym (ISO 2006). Praktycy LCA wskazują jednak, że interpretacja powinna być również prowadzona w oderwaniu od celów i zakresu oceny przyjętych na wstępie, aby doprowadzić do wniosków, które nie były i nie mogły być przewidziane na początku badania, tym samym wzmacniając proces uczenia się w toku prowadzonej oceny (Baumann & Tillman 2004, s. 176). Faza interpretacji obejmuje m.in.: identyfikację istotnych kwestii środowiskowych, ewaluację wyników, wyjaśnianie ograniczeń, wyciąganie wniosków, formułowanie rekomendacji i identyfikację obszarów możliwych usprawnień w cyklu życia (Crawford 2011, s. 58). A. Lewandowska wskazuje na zróżnicowanie analiz, jakie można przeprowadzić w fazie interpretacji, wymieniając analizy: wrażliwości, perturbacji, niepewności, porównawcze i rozróżnialności, z których każda może stać się potencjalnie przyczyną do uruchomienia kolejnej iteracji całej oceny (Lewandowska 2006, s. 44-47).

Sama procedura realizacji środowiskowej oceny cyklu życia predysponuje ją do wsparcia procesów decyzyjnych w zarządzaniu przedsiębiorstwami. Wiąże się to z jej orientacją na konkretny proces decyzyjny w przedsiębiorstwie (faza określenia celu i zakresu), wraz z gromadzeniem informacji środowiskowych zasilających ten proces (analiza zbioru wejść i wyjść), ze sformułowaniem kryteriów decyzyjnych o charakterze środowiskowym w postaci wskaźników wynikowych LCA (ocena wpływu) oraz podjęciem decyzji (interpretacja). LCA stanowi zatem narzędzie wsparcia procesu decyzyjnego w przedsiębiorstwie w całym jego przebiegu, łącznie z oceną jego efektów (Nitkiewicz 2013).

1.3. Zakres zastosowania środowiskowej oceny cyklu życia

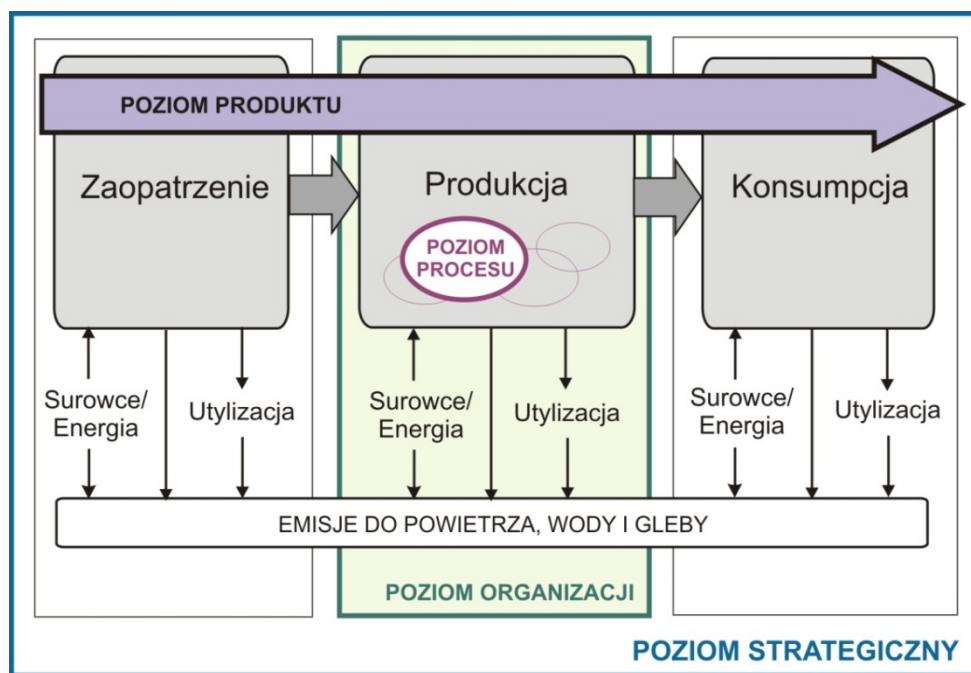
Zobowiązanie się organizacji do modelowania cyklu życia i optymalizacji ekologicznej swoich produktów powoduje konieczność zróżnicowania celu oraz zakresu przeprowadzanych badań. Nie wszystkie bowiem oceny mogą obejmować cały cykl życia. Często procesy przebiegające w przedsiębiorstwach stanowią jedynie niewielki wycinek cyklu życia rozpatrywanych produktów. Również oddziaływanie produktów na środowisko jest w poszczególnych etapach jego życia zróżnicowane. Dlatego należy w taki sposób przeprowadzać analizę wybranego obszaru, aby efektywność ekologiczna i ekonomiczna uzyskanych wyników i uzyskiwanych z nich zaleceń była możliwie wysoka. Podejście takie ułatwia ogólne sformułowanie w serii norm ISO 14040, które wskazuje możliwe zastosowanie oceny cyklu życia w (ISO 2006):

- identyfikacji możliwości poprawy aspektów środowiskowych wyrobów w różnych etapach ich cyklu życia,
- podejmowaniu decyzji środowiskowych w przemyśle, organizacjach rządowych lub pozarządowych,
- wyborze istotnych wskaźników oceny efektów działalności środowiskowej,
- marketingu.

Każde z wymienionych zastosowań może być pomocne w modelowaniu cyklu życia i optymalizacji ekologicznej produktu. Aby jednak tak się stało, należy dostosować do nich zakres badanego obszaru, który może koncentrować się na zróżnicowanych aspektach działalności produkcyjnej lub usługowej organizacji. Dotyczy to najczęściej podziału na następujące poziomy: strategiczny, organizacji, produktu i procesu. Każdy z poziomów odnosi się do różnych aspektów prowadzenia działalności gospodarczej i funkcjonowania przedsiębiorstw. Poniżej przedstawiono uproszczony schemat wymienionych poziomów prowadzenia LCA

(Rysunek 5). Poziomy zastosowania LCA ukazują możliwości wykorzystania oceny cyklu życia w zakresie optymalizacji ekologicznej nie tylko samego produktu, ale także zróżnicowanych aspektów środowiskowych wybranych przez prowadzącą ocenę.

Modelowanie całego cyklu życia na **poziomie produktu** tak, aby możliwa była maksymalna redukcja oddziaływań na środowisko, jest pierwszym, naturalnym, a zarazem najbardziej skomplikowanym podejściem. Konieczne jest z reguły w tym przypadku korzystanie z zewnętrznych baz danych, które pozwalają na ograniczenie nakładów czasowych, osobowych i finansowych, niezbędnych do pozyskania informacji dotyczących procesów, które zachodzą poza organizacją.



Rysunek 5. Wzajemne powiązania poziomów prowadzenia LCA

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (Braunschweig 2002, s. 18)

Tego rodzaju analizy LCA służą nie tylko ochronie środowiska. Poprzez znajdowanie słabych stron w cyklu życia produktu mogą przyczyniać się do oszczędności surowcowych, modernizowania produktów, zmiany postępowania konsumentów oraz zmniejszania całkowitych kosztów wytwarzania. Podstawą takiego podejścia jest szczegółowe rozpisanie najważniejszych procesów zachodzących w cyklu życia oraz uwzględnienie procesów pomocniczych, takich jak: transport i dystrybucja, pozyskanie surowców, zużycie energii w fazie użytkowania, utylizacja, recykling itp.

Jednocześnie należy zwrócić uwagę na szereg elementów, które mogą utrudniać w pełni obiektywną i kompleksową ocenę cyklu życia produktu. Jednym z takich elementów jest z pewnością długość cyklu życia, która ma decydujący wpływ na własności ekologiczne pro-

duktów. Można porównywać produkty o takiej samej lub różniącej się długości cyklu życia i na tej podstawie dokonywać oceny alternatywnych rozwiązań (Kunst 2003). Porównanie takie jest możliwe tylko pod warunkiem zastosowania takich samych wskaźników jakościowych i ekonomicznych produktu. To również świadczy o złożoności ocen ekologicznych - nie można bowiem porównywać właściwości ekologicznych produktów w oderwaniu od otaczających go warunków. LCA produktów ciągle pozostaje najszerszym obszarem zastosowania tego instrumentu, pomimo tego, iż na jego bazie wykształciły się kolejne zakresy zastosowań.

W ramach LCA na **poziomie procesu** są rozpatrywane pojedyncze procesy technologiczne. W przeciwieństwie do poziomu organizacji (w którym organizacja jest traktowana jako zespół wejść/wyjść) obszarem badawczym są poszczególne procesy, a nawet ich fragmenty (Baumgartner 2004). Przy takim podejściu do oceny ekologicznej należy jednak brać pod uwagę to, że zmiana w jednym procesie może powodować poprawę, ale również pogorszenie się wskaźników ekologicznych w innych.

Procesy zachodzące w wielu organizacjach są do siebie podobne. Wiele z nich jest zarejestrowanych w bazach danych, z których korzystają jednostki przeprowadzające ocenę cyklu życia. Zatem dane z ocen procesów są wykorzystywane na wszystkich innych poziomach prowadzenia ocen cyklu życia. Jest to szczególnie ważny poziom oceny w odniesieniu do logistyki i w powiązaniu z oceną na poziomie produktu, pozwala na pełne odzwierciedlenie oddziaływań środowiskowych powiązanych z przepływami logistycznymi.

Bardzo często przeprowadzenie oceny cyklu życia produktów oraz ich ekologicznej optymalizacji jest w znacznym stopniu utrudnione w związku z brakiem dostępu do informacji na temat faz tego cyklu realizowanych poza jednostką prowadzącą lub zlecającą ocenę. Innym problemem jest szeroki i zróżnicowany asortyment wyrobów lub usług i związana z tym nieporównywalność cykli ich życia. W takim przypadku można przeprowadzać ocenę na **poziomie organizacji**, wyłączając fazy przez nią nieobsługiwane oraz agregując dane z cykli życia poszczególnych produktów do poziomu całego przedsiębiorstwa. Badanie na poziomie organizacji obejmuje wtedy cały zespół wejść/wyjść surowców, materiałów, produktów, energii oraz emisji. Takie podejście nie dostarcza wielu informacji na temat procesów zachodzących wewnątrz organizacji, ale może wskazać na silne i słabe strony w zakresie najważniejszych aspektów środowiskowych.

Naturalną platformą dla przeprowadzenia oceny cyklu życia organizacji są systemy zarządzania, oparte na normach z serii ISO 14000. Wymogiem zastosowania systemów zarządzania środowiskowego jest zidentyfikowanie słabych punktów w zakresie aspektów środowiskowych i sformułowanie na tej podstawie celów. Jako minimalne wymaganie muszą być

przestrzegane przepisy prawne, dotyczące oddziaływania organizacji na środowisko. Przeprowadzenie oceny LCA na poziomie organizacji umożliwia zidentyfikowanie i kwantyfikację celów środowiskowych oraz stanowi odpowiednią platformę do ich monitorowania.

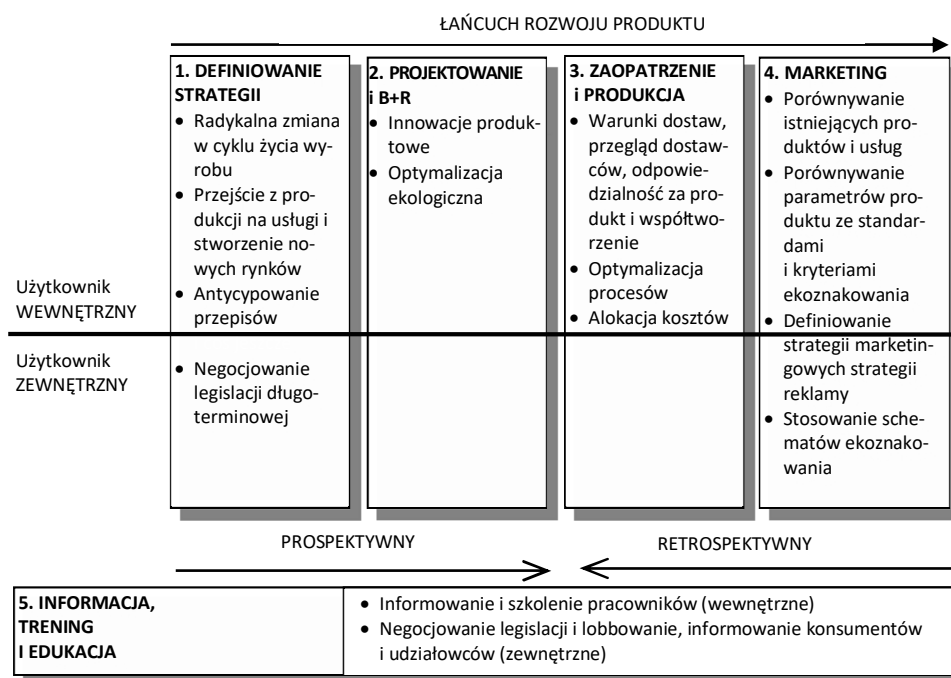
Korzyści wynikające z przeprowadzenia oceny LCA na poziomie organizacji zależą w dużym stopniu od rodzaju i zakresu oceny. Początkowo oceny takie były przeprowadzane jak typowe analizy wejść/wyjść, które traktowały organizację jako „czarną skrzynkę”. Największą zaletą tego podejścia było to, że mogła ona być przeprowadzona w krótkim okresie czasu. Wadę podejścia stanowił jednak brak możliwości porównania uzyskanych wyników na poziomie poszczególnych produktów lub procesów. Dlatego dla wyeliminowania tej wady prowadzi się oceny cząstkowe, obejmujące procesy i produkty obecne w działalności organizacji. Prowadzi to do zwiększenia zakresu i stopnia skomplikowania takiej oceny, ale daje zdecydowanie więcej możliwości odnośnie do wykorzystania jej wyników zarówno wewnętrznie (optymalizacja ekologiczna), jak i zewnętrznie (marketing ekologiczny). Oceny na poziomie organizacji mogą służyć różnym celom. Przykładowo może to być ogólna minimalizacja oddziaływań na środowisko, realizacja przedsięwzięć dla osiągnięcia efektywności, planowanie insourcingu i outsourcingu, eko-controlling względem strategicznych zadań organizacji czy budowa wizerunku przedsiębiorstwa w oparciu o aspekty środowiskowe.

W przypadku pojawienia się konieczności dostosowania analizy LCA do celów i zadań organizacji, obejmujących zróżnicowany zakres badawczy, można przeprowadzić ocenę na **poziomie strategicznym**. Może ona obejmować przykładowo: wybrane asortymenty produktów, ocenę kompleksową, opracowanie danych standardowych, włączenie procesów pomocniczych, włączenie procesów i produktów realizowanych u dostawców i kontrahentów, uwzględnianie praktyk klientów i konsumentów itp. (Braunschweig 2002). Przeprowadzenie oceny LCA na poziomie strategicznym jest bardzo wymagające, zwłaszcza pod względem zgromadzenia odpowiednich danych, dlatego stosunkowo rzadko takiej oceny dokonują pojedyncze podmioty, a częściej konsorcja, korporacje, podmioty działające w jednej sieci czy w partnerstwie publiczno-prywatnym. Przyczyny niepodejmowania ocen na poziomie strategicznym nie wiążą się wyłącznie z trudnością i pracochłonnością takiego badania, ale także z brakiem wystarczającego uzasadnienia czy motywacji do jego przeprowadzenia.

Zakres zastosowania LCA w przedsiębiorstwach można też przedstawić w odniesieniu do realizowanych przez nie funkcji, zakresu jej realizacji oraz zastosowania wyników oceny. Takie kompleksowe podejście do klasyfikacji ocen LCA zastosowali P. Frankl i F. Rubik w przeprowadzonym badaniu przedsiębiorstw odnośnie do zastosowania analizy cyklu życia w kilku krajach europejskich (Frankl & Rubik 1999a). Na *Rysunek 6* przedstawiono przyjęte

przez nich założenia odnośnie do potencjalnych zastosowań LCA w przedsiębiorstwach. Wyodróżnili oni 5 obszarów zastosowań wyodrębnionych zgodnie z chronologią łańcucha produktu. Są to w kolejności: (1) definiowanie strategii, (2) projektowanie i działalność badawczo-rozwojowa, (3) zaopatrzenie i produkcja, (4) marketing i promocja oraz (5) informacja, trening i kształcenie kadry. Obszary te zostały zróżnicowane pod względem czynników istotnych z punktu widzenia użytkowników LCA (wewnętrznych i zewnętrznych) oraz pod względem charakteru prowadzonej oceny LCA (prospektywna i retrospektywna).

P. Frankl i F. Rubik, na podstawie przeprowadzonych badań, wskazali te obszary zastosowań LCA, które są najczęściej obecne w przedsiębiorstwach. Jako najważniejsze zastosowania LCA wskazano identyfikację wąskich gardeł w procesie produkcyjnym, informowanie konsumentów i udziałowców oraz porównywanie istniejących produktów z planowanymi dla nich alternatywami. Oprócz wymienionych powyżej obszarów, włoskie przedsiębiorstwa wskazywały jeszcze na istotność zastosowań związanych z projektowaniem i prowadzeniem działalności B+R oraz specyfikacji warunków zamówienia, przeglądu dostawców i współodpowiedzialności za produkty. Ciekawym spostrzeżeniem jest również obserwacja, iż wyników LCA nie stosuje się w sposób znaczący w marketingu, ale raczej do informowania klientów i udziałowców. Ten fakt wskazuje, że LCA nie jest obecnie wykorzystywana w marketingu z powodu złożoności metodologii oraz dyskusyjnego charakteru uzyskiwanych wyników i ich interpretacji (Frankl & Rubik 1999b).



Rysunek 6. Możliwe obszary zastosowania LCA

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (Frankl & Rubik 1999b; Nitkiewicz 2010, p. 70)

Oprócz zbieżnej chronologii właściwie każda z metod stosowanych w LCA może zostać zastosowana przy różnym poziomie szczegółowości. W zależności od stopnia szczegółowości najczęściej wyróżnia się trzy warianty LCA:

- koncepcyjny (z ang. screening LCA),
- uproszczony (z ang. simplified LCA),
- szczegółowy (z ang. detailed LCA).

Wyboru wariantu dokonuje się w oparciu o potrzeby informacyjne oraz planowane zastosowanie wyników oceny. Podniesienie poziomu szczegółowości wiąże się oczywiście z zastosowaniem bardziej kompleksowej procedury oceny, wydłużeniem czasu jej trwania oraz zapewnieniem informacji wsadowych o wyższej jakości i szczegółowości. Dokonany wybór rzutuje nie tylko na specyfikację techniczną prowadzonej analizy (ilość i szczegółowość informacji, czas przeprowadzenia), ale w konsekwencji także na jej koszty. Dlatego w przypadku prowadzenia LCA należy ograniczyć się jedynie do wymaganego poziomu jej szczegółowości (Kłós, Kurczewski & Kasprzak, 2007).

W kontekście możliwości zastosowania LCA w procesie decyzyjnym wyróżnia się jej istotna cecha - elastyczność. Prowadzenie LCA jako oceny sterowanej decyzjami umożliwia jej pełne zintegrowanie z dowolnym problemem decyzyjnym, wymagającym informacji środowiskowej. Obejmuje to m.in. dopasowanie zakresu i szczegółowości oceny do potrzeb wdrażania różnego rodzaju przedsięwzięć środowiskowych w przedsiębiorstwie.

1.4. Podejście do definiowania granic systemu w LCA

LCA jest powszechnie stosowanym narzędziem do analizy oddziaływań środowiskowych dla złożonych systemów. Biorąc pod uwagę sposób wyznaczenia granic systemu oraz kompilację danych inwentarzowych, można wyróżnić dwa podejścia (Lewandowska & Foltynowicz 2012):

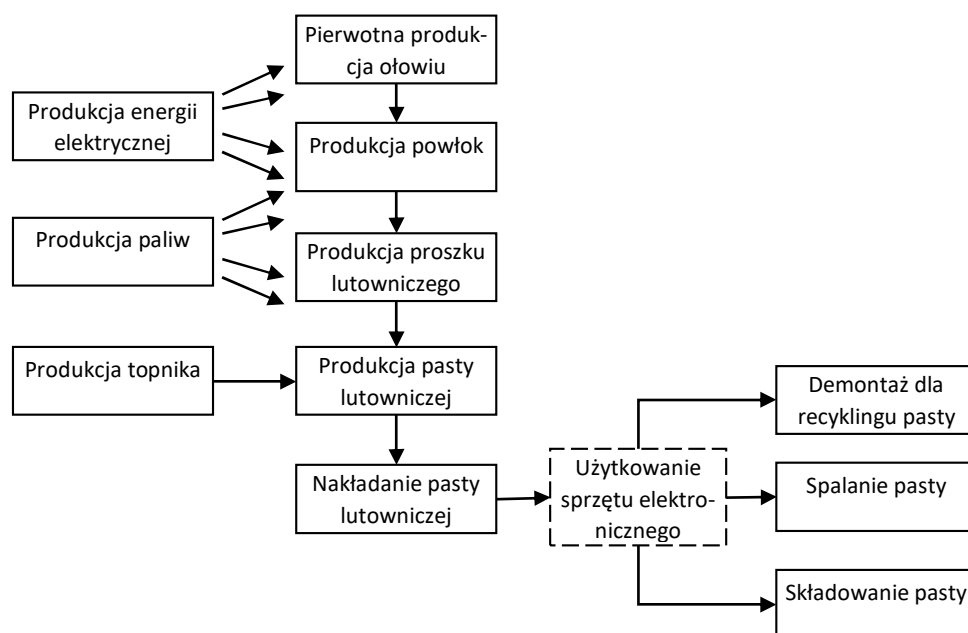
atrybucyjne - system odzwierciedla szczegółowo i precyzyjnie wszystkie obszary oddziaływania, które występują w danym miejscu i czasie (ujęcie statyczne); w takim podejściu ocena zwykle uwzględnia uśrednione dane dla procesów jednostkowych w danym cyklu życia (Earles & Halog 2011, p. 445);

konsekwencyjne - bierze się tylko te obszary systemu, w ramach których dokonuje się zmiana, której skutki środowiskowe stanowią przedmiot analizy; skutki rozpatruje się w szerokim kontekście, biorąc pod uwagę zarówno pośrednie, jak i bezpośrednie efekty jej wprowadzenia (Chen & Fukushima 2012, p. 120); ważnym aspektem tego podejścia jest rozszerzenie granicy systemu o obszar, w którym pojawią się ewentualne skutki zmiany (Earles & Halog 2011, p. 446; Tillman, Svingby & Lundström 1998).

Ilustrację różnic pomiędzy tymi podejściami przedstawiono na przykładzie pasty lutowniczej oraz zdeterminowanej przez regulacje prawne zmiany w zakresie jej składu. W związku z wejściem w życie przepisów w zakresie wykorzystania substancji niebezpiecznych w sprzęcie elektrycznym i elektronicznym, stosowanie past lutowniczych zawierających ołów zostało zakazane (European Union 2003). *Rysunek 7* i *Rysunek 8* przedstawiają schematyczne ujęcia cyklu życia pasty lutowniczej zarówno w ujęciu atrybucyjnym, jak i konsekwencyjnym.

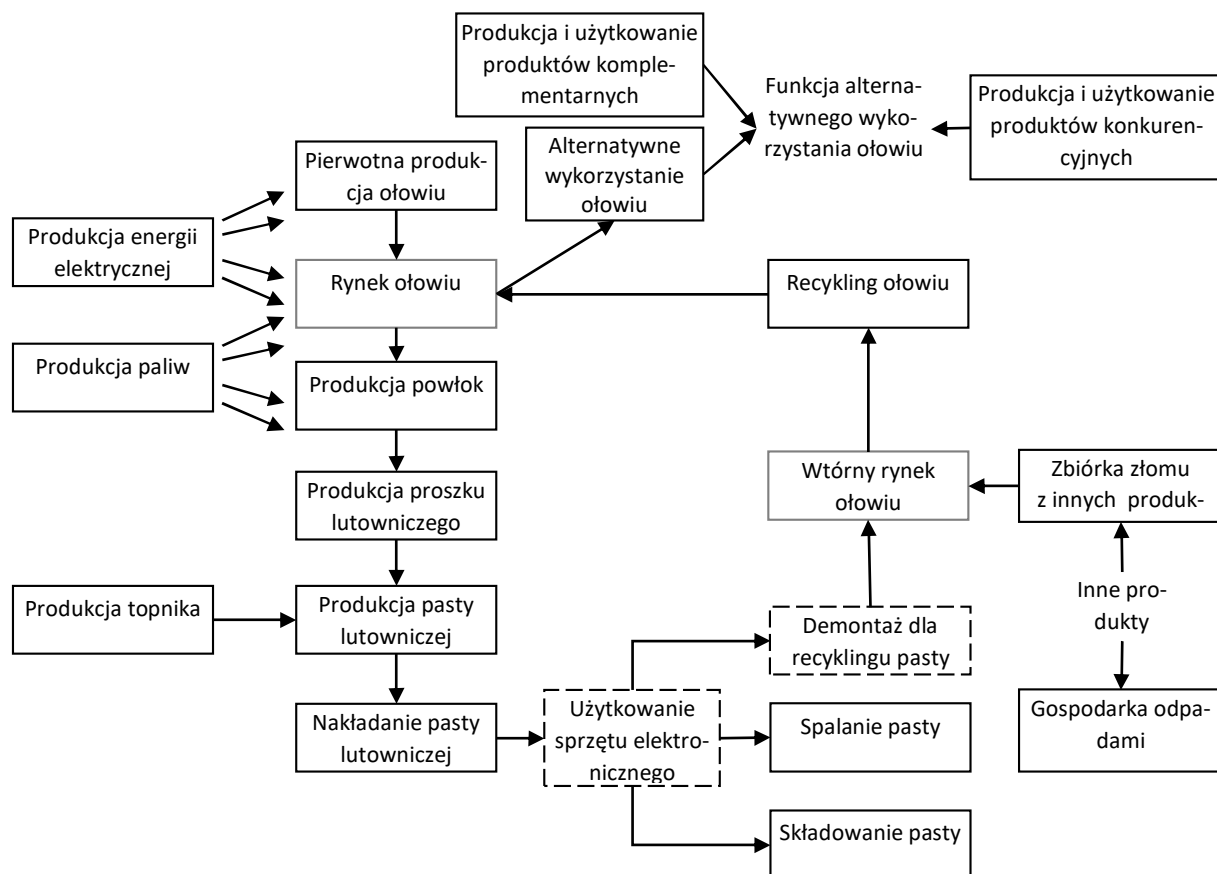
W ujęciu atrybucyjnym (*Rysunek 7*) cykl życia obejmuje proces produkcji oraz końcowego zagospodarowania produktów elektronicznych, w których wykorzystano pastę lutowniczą. Założono, że zmiana składu pasty lutowniczej nie będzie miała wpływu na oddziaływania środowiskowe w trakcie użytkowania i pominięto oddziaływania z tej fazy. Założono również, że zużyty sprzęt elektroniczny zostaje rozmontowany, a użyte w jego produkcji metale są odzyskiwane.

W ujęciu konsekwencyjnym (*Rysunek 8*) rozpatruje się reakcję rynku na wprowadzane zmiany. Najważniejszą różnicą w stosunku do ujęcia atrybucyjnego jest uwzględnienie zmian na rynku ołowiu oraz odzyskanego ołowiu w odniesieniu do cyklu życia past lutowniczych, jak i innych produktów. Ujęcie konsekwencyjne pozwala na rozpatrywanie bezpośrednich i pośrednich efektów rynkowych, ale w związku z tym wymaga również zastosowania odpowiednich modeli ekonomicznych, np. modeli równowagi cząstkowej.



Rysunek 7. Schemat cyklu życia pasty lutowniczej wg podejścia atrybucyjnego

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (Ekvall & Andræ 2006, p. 345)



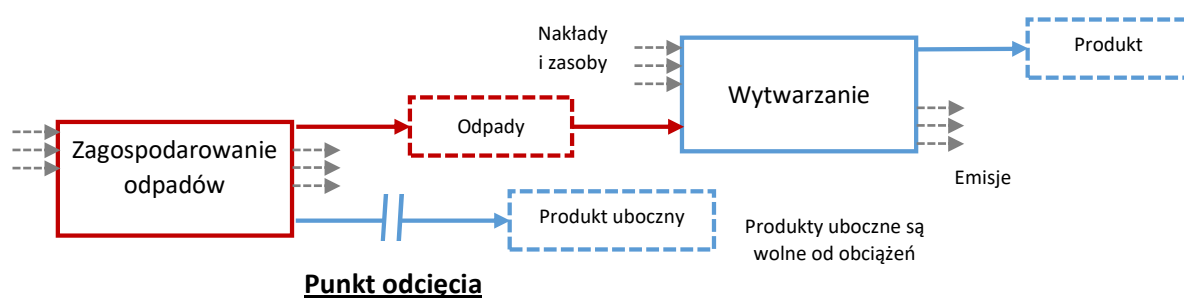
Rysunek 8. Schemat cyklu życia pasty lutowniczej wg podejścia konsekwencyjnego

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (Ekvall & Andræ 2006, p. 346)

Zastosowanie powyższych podejść na poziomie danych inwentarzowych prowadzi do dalszego zróżnicowania możliwości ujęcia stosownych przepływów. Ogólnie można wyodrębnić tutaj trzy modele alokacji przepływów (Wernet et al. 2016, pp. 1222-1225):

- podejście „cut-off”,
- alokacja w punkcie substytucji,
- małoskalowe i długoterminowe podejście konsekwencyjne.

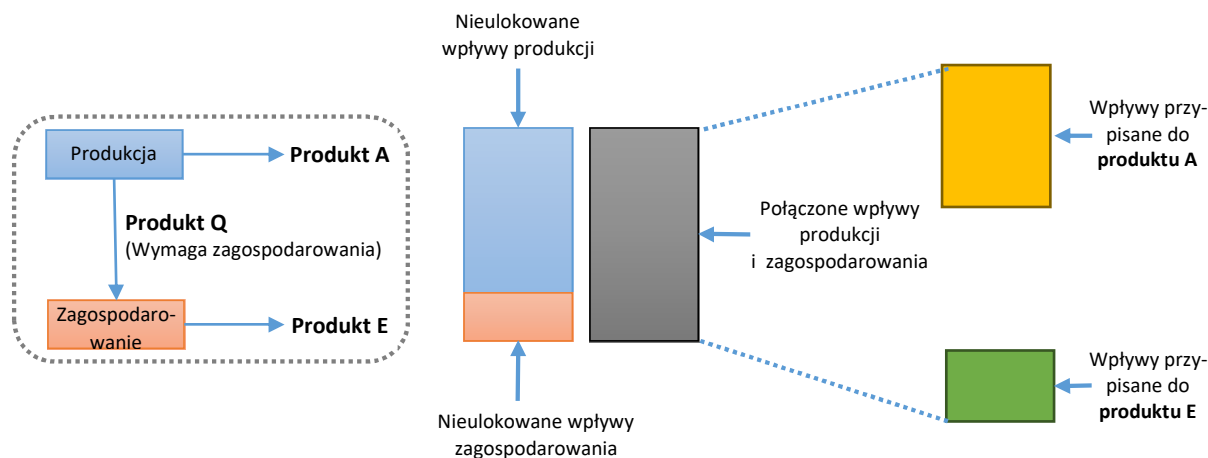
Na kolejnych schematach przedstawiono ilustrację graficzną dla poszczególnych modeli alokacji przepływów powiązanych z końcowym zagospodarowaniem produktu. Rysunek 9 przedstawia model alokacji przy zastosowaniu podejścia „cut-off”. Nakłady i emisje związane z zagospodarowaniem odpadów wchodzą w zakres oceny, natomiast zagospodarowanie produktów ubocznych i procesy związane z odzyskiwaniem wykorzystanych materiałów nie są uwzględniane w analizowanym systemie i są pozbawione wszelkich oddziaływań środowiskowych.



Rysunek 9. Ilustracja podejścia „cut-off” w modelu alokacji

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (Wernet et al. 2016)

Model alokacji w punkcie substytucji wprowadza rozszerzenie systemu alokacji, które uwzględnia wszystkie procesy zagospodarowania dla każdego z produktów ubocznych, niezależnie od tego czy ostatecznie zostaną zakwalifikowane jako odpady, czy też produkty nadające się do odzysku. W tym modelu końcowe przeznaczenie strumieni występujących na końcu cyklu życia nie ma znaczenia. Wszystkie efekty, które nie stanowią produktu danego cyklu są zakwalifikowane jak materiały do zagospodarowania, a system alokacji jest rozszerzony tak, aby uwzględniać wszystkie etapy i procesy ich zagospodarowania. Uproszczony schemat tego modelu alokacji przedstawiono na *Rysunek 10*.



Rysunek 10. Ilustracja rozszerzenia systemu alokacji dla modelu alokacji w punkcie substytucji

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (Wernet et al. 2016)

Model konsekwencyjny danych opiera się na założeniach modelu alokacji w punkcie substytucji. W tym modelu substytucja jest wykorzystana do zobrazowania problemu wielofunkcyjności danych w bazach inwentarzowych, a nie problemu alokacji. Referencyjny cykl życia jest zawsze obciążony całością wpływów dla wszystkich nakładów i emisji, ale korzysta także z pozytywnego oddziaływania wszystkich produktów ubocznych, które w danym cyklu występują, a które mogą zastąpić inne produkty (Wernet et al. 2016, p. 1225).

Ważnym rozróżnieniem w zakresie dokonywanej oceny jest ujęcie poszczególnych faz w cyklu życia. W klasycznym podejściu ocena LCA odnosi się do pełnego cyklu życia w zakresie określanym jako „od kołyski do grobu” (z ang. cradle-to-grave). W zależności od celu prowadzonej oceny, realizuje się ją również w zakresie zdefiniowanym jako (Chen & Fukushima 2012, p. 121):

„od kołyski do bramy” - ocena jest prowadzona przede wszystkim dla identyfikacji oddziaływań w fazie produkcyjnej lub przedprodukcyjnej, bez ujmowania w niej fazy użytkowania czy końcowego zagospodarowania,

„od bramy do grobu” - ocena skupia się na fazach użytkowania i końcowego zagospodarowania, pomijając oddziaływania w fazach poprzedzających.

Takie ograniczenie ma znaczenie dla przebiegu całej oceny. Przede wszystkim determinuje zapotrzebowanie na dane oraz sposób wyznaczania przedmiotu oceny i granic systemu. Podejście „od bramy do grobu” jest szczególnie predysponowane dla ocen procesów logistyki zwrotnej w łańcuchach wyrobu. Ograniczenie oceny do takiego zakresu umożliwia skupienie się w pełni na oddziaływaniu środowiskowym w końcowych fazach cyklu życia, w tym również na specyficznych relacjach zachodzących pomiędzy fazami użytkowania i końcowego zagospodarowania w przypadku wystąpienia okoliczności powodujących zwrot produktu.

2. Procesy logistyczne w cyklu życia

2.1. Cykl życia a procesy logistyczne

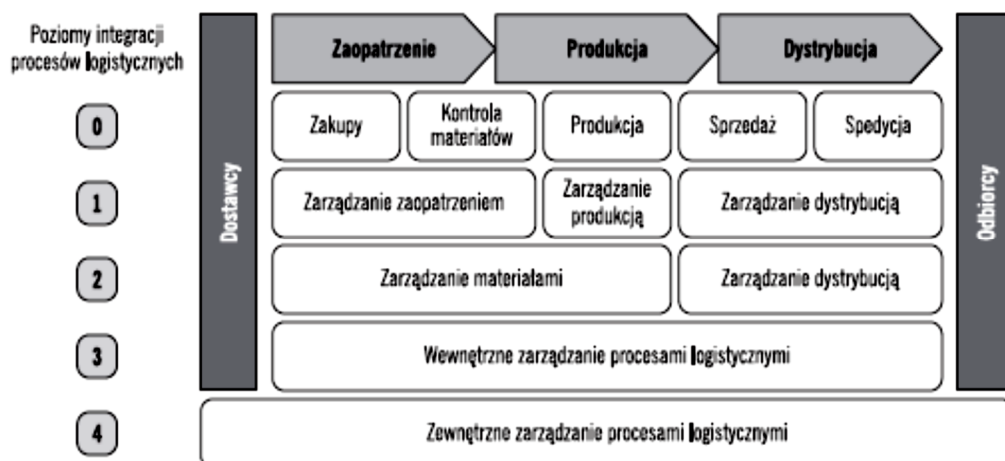
Rozpatrując cykl życia produktu w ujęciu procesowym, można stwierdzić, że jest to określony zestaw procesów, uporządkowanych według kolejnych faz cyklu życia, w ramach których są realizowane przepływy będące przedmiotem inwentaryzacji i oceny. Rozpatrując to z punktu widzenia przedsiębiorstwa, procesami tymi są (Słowiński 2010):

procesy podstawowe, grupujące działania powiązane technologicznie w procesy wytwarzania produktów,

procesy wspomagające, grupujące działania zapewniające bezpośrednią obsługę działań wchodzących w skład procesów wytwarzania wyników rynkowych,

procesy wspomagające wejścia i wyjścia procesów podstawowych lub procesów wspomagających.

Procesy logistyczne będą stanowić grupę procesów wspomagających, których realizacja będzie wymagała koordynacji z procesami podstawowymi oraz innymi procesami wspomagającymi ze względu na miejsce lub czas realizacji, jak również ze względu na zasady wytwarzania i przekazywania wyników (Kempny 2010). Procesy te obejmują: przepływy surowców, materiałów, półproduktów i produktów gotowych, towarów oraz zwrotów wraz z współistniejącymi informacjami, które odbywają się wewnątrz przedsiębiorstwa oraz pomiędzy przedsiębiorstwem i jego otoczeniem (Rushton, Courcher & Baker 2010). Procesy logistyczne są rozpatrywane jako zintegrowane przepływy rzeczowe i informacyjne, związane z realizacją takich działań, jak: transport, manipulacja, magazynowanie, pakowanie, serwis itp. Procesy gospodarcze są postrzegane przez pryzmat sprawności tych przepływów, ich kosztów, a także przez determinowany przez nie poziom, jakość i skuteczność obsługi klienta (Skowronek 2010). *Rysunek 11* przedstawia obszary integracji procesów logistycznych w przedsiębiorstwie, uwzględniając ich strukturę, odniesienie do faz cyklu życia obsługiwanych przez przedsiębiorstwo oraz do dedykowanych im procesów zarządzania.



Rysunek 11. Integracja procesów logistycznych w przedsiębiorstwie

Źródło: (Baran i inni 2008, p. 56; Starostka-Patyk 2016, s. 26)

Procesy logistyczne można podzielić wg kryterium ich umiejscowienia na: procesy logistyki wewnętrznej (koordynacja przepływów wewnętrznych, zaopatrzenie, zarządzanie gospodarką magazynową i materiałową, magazynowanie, powiązane z nimi procesy komunikacji i informacji) oraz zewnętrznej (logistyka zwrotna, gospodarka opakowaniowa, zarządzanie gospodarką magazynową w odniesieniu do wyrobów gotowych, obsługa zamówień, transport, obsługa klienta) oraz pozostałe, które dotyczą produkcji lub działań marketingowych (Piennar & Vogt 2015).

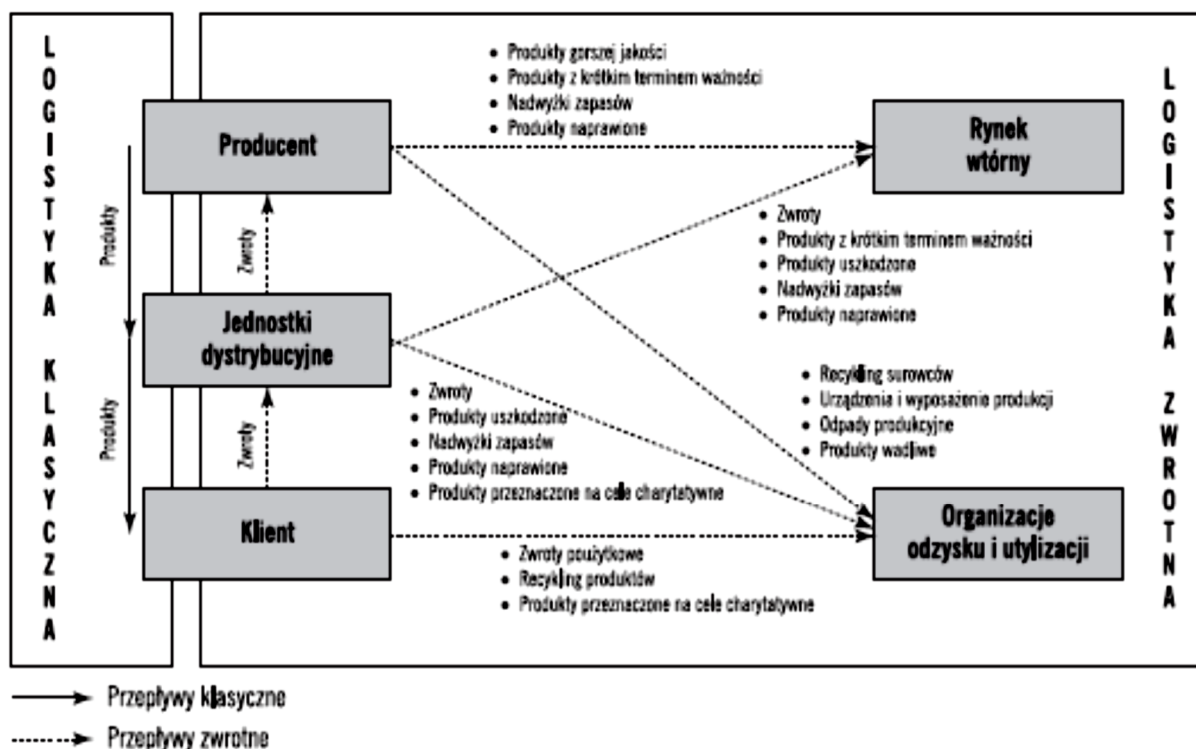
W innym ujęciu, procesy logistyczne można podzielić na procesy przepływów fizycznych oraz нефizycznych. Przepływy fizyczne to podstawowe procesy logistyczne, do których należą m.in.: transport, magazynowanie, przeładunek czy pakowanie. Te procesy składają się z wielu elementów i tworzą spójną kompozycję, pozostając ze sobą we wzajemnych relacjach (Grant 2012). Te relacje powstają m.in. dzięki procesom нефizycznym, takim jak: procesy regulacyjne, kontrolne i informacyjne (Starostka-Patyk 2016).

Przedmiotem zainteresowania w niniejszej publikacji są szczególne rodzaje przepływów logistycznych, które są w literaturze określane jako przepływy zwrotne (Starostka-Patyk 2016; Jeszka 2014). Przepływy te stanowią przedmiot zarządzania i koordynacji w ramach logistyki zwrotnej. Logistyka zwrotna stanowi rozszerzenia podstawowego zakresu logistyki o działania związane z przejściem zwrotów produktów od klientów i innych uczestników otoczenia biznesowego w celu odzyskania z nich jakiegokolwiek wartości, którą następnie można wprowadzić do klasycznych bądź zwrotnych przepływów logistycznych (Mesjasz-Lech 2011). Czynnikiem determinującym wyodrębnienie się logistyki zwrotnej od pozostałych procesów logistycznych są m.in. zwiększenie wagi aspektów ochrony środowiska i zużycia zasobów w funkcjonowaniu przedsiębiorstw (Lewandowski 2000), potrzeba poszukiwania

nowych źródeł przewagi konkurencyjnej oraz uznania w oczach klientów, potrzeba dostosowania działalności produkcyjnej do bieżących wymagań prawnych (Blaik i in. 2013), a w szerszym ujęciu potrzebę implementacji koncepcji zrównoważonego rozwoju na poziomie przedsiębiorstw przez zapewnienie skutecznego i efektywnego wykorzystania przepływów posiadających wartość (Sadowski 2010). W literaturze przeważa zdanie, że jej przedmiotem są przepływy, które dzięki odpowiedniemu zagospodarowaniu odzyskują wartość (Jeszka 2014; Mesjasz-Lech 2012; Starostka-Patyk 2016), ale specyfika tych przepływów skłania do ich rozpatrywania także w powiązaniu ze strumieniami odpadów. W niniejszym opracowaniu w zakresie logistyki zwrotnej będą rozpatrywane zarówno przepływy prowadzące do odzyskania wartości, jak i poprawnego zagospodarowania odpadów. Klasyczne przepływy materiałowe w logistyce zawierają surowce, półprodukty, produkty finalne, a przepływy zwrotne są zasilane zwrotami towarów (Skowronek 2005). Inny jest kierunek tych kategorii przepływów: przepływy klasyczne są ukierunkowane z miejsc wytworzenia do finalnych nabywców, przepływy zwrotne są natomiast ukierunkowane z miejsc, w których zakończył się cykl życia lub cykl użytkowania produktu do miejsc, w których jest możliwe odzyskanie z nich wartości (Kärkkäinen 2003).

Rysunek 12 przedstawia relacje pomiędzy uczestnikami procesów logistycznych w ujęciu zwrotnym na tle przepływów z logistyki klasycznej. Najważniejsze z przedstawionych różnic dotyczą kierunku przepływu, rodzajów przepływu oraz występowania dodatkowych uczestników tego procesu. Jeszka wskazuje, że oprócz uczestników tradycyjnego przepływu w logistyce zwrotnej uwzględnia się również podmioty wyspecjalizowane w zagospodarowaniu zwrotów (organizacje odzysku i recyklingu, punkty serwisowe, pośrednicy w handlu surowcami wtórnymi) oraz podmioty współtworzące i działające na alternatywnych rynkach w stosunku do pierwotnego (rynki wtórne, pośrednicy i dostawcy produktów używanych, organizacje charytatywne) (Jeszka 2014).

W przypadku uwzględnienia wszystkich kategorii przepływów zwrotnych, logistyka zwrotna jawi się jako bardziej złożona i wymagająca pod względem organizacyjnym i zarządczym. Przepływy w logistyce zwrotnej stanowią z reguły tylko ułamek przepływów tradycyjnych, są trudno przewidywalne i nieregularne, są mocno zróżnicowane ze względu na kryteria ilościowe i jakościowe i tylko w niewielkim stopniu przekładają się na wymierne i bezpośrednie korzyści dla przedsiębiorstwa. Inne są też cele logistyki zwrotnej, która wpisuje się w realizację celów ogólnych logistyki i zarządzania łańcuchem dostaw, ale wprowadza dodatkowe kategorie celów i kryteria ich realizacji.



Rysunek 12. Relacje pomiędzy logistyką klasyczną a zwrótną w przedsiębiorstwie i w jego otoczeniu

Źródło: (Monahan 2004, p. 20; Starostka-Patyk 2016, s. 37)

Warto zwrócić również uwagę na dynamikę przepływów zwrotnych i wynikające z niej powiązania z przepływami klasycznymi. W zakresie tych przepływów mieszczą się m.in. zwracane produkty i odpady. Kategoria zwracanych produktów jest dosyć pojemna i uwzględnia zarówno produkty pełnowartościowe, jak i niepełnowartościowe. Produkty pełnowartościowe, zwrócone przez klientów, wracają automatycznie do klasycznych przepływów, powtarzając niejako wybrane fazy w swoim cyklu życia, bez dodatkowych ingerencji. Produkty niepełnowartościowe natomiast podlegają odpowiedniemu zagospodarowaniu, specyficznemu dla przepływów zwrotnych. Ich ostateczne przeznaczenie jest uzależnione od możliwości ich zagospodarowania, ale z pewnością w skrajnych przypadkach wiąże się ze zmianą ich statusu na produkty pełnowartościowe lub przekwalifikowaniem ich na odpady. Te uwarunkowania podkreślają pewną umowność w klasyfikowaniu przepływów, a także wskazują rolę i znaczenie zarządzania tymi przepływami.

Jednym ze sposobów klasyfikacji przepływów zwrotnych jest ich przypisanie do określonego źródła pochodzenia. Wyróżniamy tutaj źródła wewnętrzne i zewnętrzne. Ich szczegółowy podział przedstawiono w *Tabela 2*.

Tabela 2. Klasyfikacja zwrotów ze względu na źródło pochodzenia

Źródło zasilania	Rodzaj zwrotów
zewewnętrzne	Dystrybucyjne - zwroty spowodowane głównie uszkodzeniami lub innymi wadami, zakończeniem cyklu sprzedaży, zużyciem (produkty wystawowe)
	Konsumenckie - zwroty od klientów końcowych, które zakończyły swój cykl życia lub użytkowania, albo wymagają naprawy
wewnętrzne	Produkcyjne - zwroty wynikające z przebiegu procesów wytwarzania, zazwyczaj dotyczą części, komponentów, produktów niespełniających specyfikacji produktowej, ale z powodów jakościowych mogą obejmować całe partie produktów

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (Starostka-Patyk 2016; Talbot, Lefebvre & Lefebvre 2007)

Lambert rozwija przedstawioną powyżej klasyfikację o uszczegółowienie motywów dokonywanych zwrotów (Lambert 2008). Obok zwrotów dystrybucyjnych i konsumenckich wprowadza kategorie zwrotów pożądaných przez producentów (np. opakowania wielokrotnego użytku), zwrotów wymuszonych przez producentów (np. produkty posiadające ukryte wady jakościowe) oraz zwrotów środowiskowych (np. produkty zawierające toksyczne lub niebezpieczne materiały).

Bardzo ważną cechą przepływów zwrotnych jest duża niepewność związana z momentem ich wystąpienia, z czasem i miejscem ich pojawienia się, z ich ilością i jakością (Lieckens & Vandaele 2007). Ta okoliczność wskazuje na potrzebę przemyślanego zorganizowania zasobów przedsiębiorstwa, aby przygotować się na wystąpienie przepływów zwrotnych oraz na potrzebę zarządzania tymi przepływami w sposób zgodny z celami i strategią przedsiębiorstwa. Wskazuje ona również na potrzebę zachowania szeroko pojętej elastyczności w organizacji tego typu systemów, które z pewnością pochłoną zasoby przedsiębiorstwa, ale nie jest pewne, czy i w jakim zakresie zostaną wykorzystane.

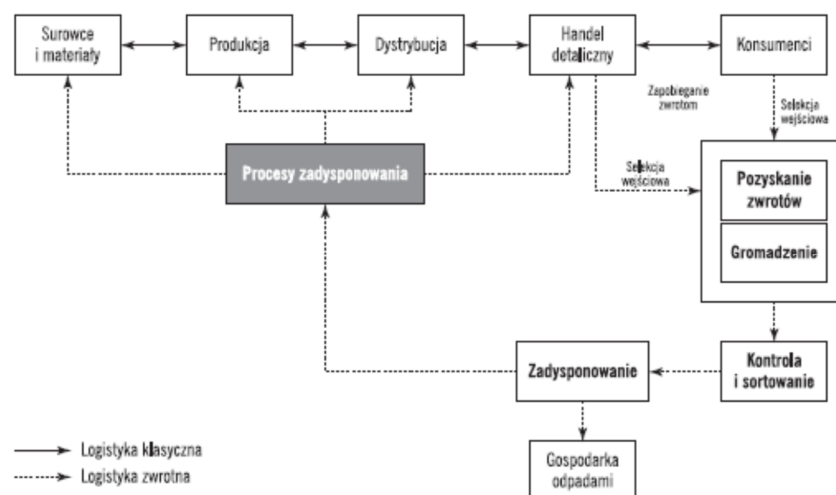
Decyzje podejmowane w zarządzaniu zwrotami można odnieść do kolejnych etapów tego procesu. Można wówczas wyróżnić następujące typy decyzji:

- decyzje ukierunkowane na zapobieganie zwrotom,
- selekcja wejściowa zwrotów,
- dobór odpowiednich procesów zagospodarowania dla zwrotów.

W zasadzie pierwsza grupa decyzji dotyczy jeszcze momentu, kiedy zwroty nie występują. Istotą tych decyzji jest takie ukształtowanie produktu, które pozwoli na zaspokojenie potrzeb klientów na tyle, aby nie wystąpiły okoliczności do ich zwrotu. Dotyczy to przede wszystkim jakości i przyjazności w użytkowaniu dla klientów na możliwym do osiągnięcia poziomie (Lisiecka 2013), ale może wiązać się z takimi kwestiami, jak: wpływanie na dostawców odnośnie do spełnienia wymogów jakościowych, prowadzenie odpowiedniej polityki marketingowej produktu, kształtowaniem relacji z pośrednikami w kanałach sprzedaży (Bernon, Rossi & Cullen 2011; Janse, Schuur & de Brito 2010; Rogers, Melamed & Lembke 2012).

Selekcja wejściowa odbywa się w momencie, kiedy zmienia się kierunek przepływów logistycznych. Jest to moment, kiedy podejmuje się decyzje odnośnie do dalszego ukierunkowania tych przepływów (Genchev, Glenn Richey & Gabler 2011; Rogers, Melame & Lembke 2012). Generalnie mogą one wrócić do klasycznego łańcucha dostaw jako pełnowartościowe produkty, mogą stać się przepływami zwrotnymi, zaklasyfikowanymi jako nadające się do dalszego zagospodarowania lub jak odpady.

Trzecia grupa decyzji dotyczy zagospodarowania tych przepływów, które zaklasyfikowane jako zwrotne. Te decyzje opierają się na ocenie ich stanu jakościowego oraz podatności na dalsze przetwarzanie dla odzyskania wartości. Decyzje te prowadzą do ukierunkowania tych zwrotów do konkretnych sposobów ich zagospodarowania (Starostka-Patyk 2016). Rozmieszczenia tych grup decyzji w stosunku do fizycznych przepływów logistycznych przedstawiono na *Rysunek 13*.



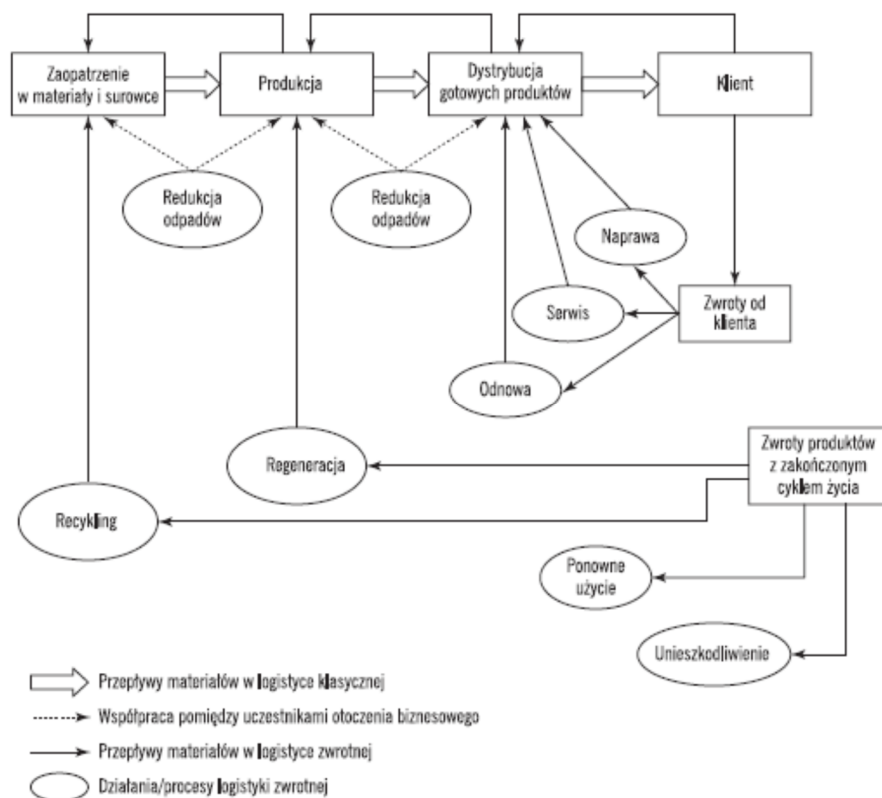
Rysunek 13. Przepływy produktów niepełnowartościowych i procesy logistyki zwrotnej w ujęciu procesów decyzyjnych

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (Starostka-Patyk 2016, s. 60)

Sposoby dalszego zagospodarowania zwrotów są zróżnicowane i szczegółowo definiowane dla każdego produktu oddzielnie. Można je natomiast pogrupować w kategorie działań, którym zwroty będą poddawane. W literaturze najczęściej wymienia się następujące sposoby zagospodarowania zwrotów (de Brito & Dekker 2002; Mutha & Pokharel 2009; Thierry et al. 1995):

- ponowne wykorzystanie,
- ponowne wytworzenie,
- naprawa,
- recykling,
- zagospodarowanie końcowe.

Analogeniczne podejście przedstawia również Srivastava, który dodatkowo wprowadza rozróżnienie na odnowę i serwis w przypadku działań naprawczych oraz opcję regeneracji w odniesieniu do ponownego wytwarzania (Srivastava 2008). Zaproponowane przez niego ujęcie przedstawiono na *Rysunek 14*.



Rysunek 14. Podstawowe kierunki działań w logistyce zwrotnej

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (Srivastava 2008; Starostka-Patyk 2016, s. 46)

Warto zwrócić uwagę na fakt, że dobór odpowiedniego sposobu zagospodarowania będzie podyktowany przede wszystkim stanem jakościowym zwrotu, a w dalszej kolejności innymi parametrami, w większym stopniu uzależnionymi od przedsiębiorstwa lub rynku, na którym funkcjonuje. Te parametry to np.: stopień przygotowania technicznego do realizacji danego procesu, koszty jego realizacji, dostępność na rynku odpowiednich usług, zapotrzebowanie na materiały z odzysku, gotowość klientów do zakupu produktów o obniżonym standardzie jakościowym i inne.

Wymienione sposoby stanowią również przedmiot ocen porównawczych w zakresie m.in. ich oddziaływania na środowisko. Gehin, Zwolinski i Brissaud, w oparciu o zużycie energii, proponują następujący ranking tych procesów: ponowne wykorzystanie (najmniejsze oddziaływanie na środowisko, naprawa, ponowne wytworzenie, recykling i zagospodarowanie końcowe (największe oddziaływanie) (Gehin, Zwolinski & Brissaud 2008).

2.2. Przepływy zwrotne w praktyce przedsiębiorstw produkcyjnych - synteza wyników badań

Jak wspomniano we wstępie, szczegółowe wyniki badań ankietowych przeprowadzonych w ramach projektu pt. „Zarządzanie logistyczne produktami niepełnowartościowymi w polskich przedsiębiorstwach produkcyjnych” przedstawia Marta Starostka-Patyk (Starostka-Patyk 2016). Tutaj przedstawiono jedynie ich syntezę, aby zwrócić uwagę na aktualną specyfikę logistyki zwrotnej w przedsiębiorstwach produkcyjnych, a także na wynikające z niej konsekwencje dla przebiegu procesów zagospodarowania zwrotów.

Głównym celem badania było zdefiniowanie praktyk i sposobów zagospodarowania zwrotów w przedsiębiorstwach produkcyjnych. W badaniu ankietowym wzięła udział reprezentatywna próba 302 przedsiębiorstw produkcyjnych. Pozwoliło to na interpretowanie uzyskanych wyników z wnioskowaniem rozszerzonym na ogół przedsiębiorstw produkcyjnych w Polsce. W skład próby badawczej weszły przedsiębiorstwa o profilu produkcyjnym, ich dobór miał charakter losowy, ale uwzględniał strukturę branżową, wielkościową i geograficzną przedsiębiorstw w Polsce. Dzięki takiemu doborowi próby do badań stanowi ona zminimalizowany obraz całej zbiorowości, odzwierciedlając badane cechy i zmienne. Szczegółowe informacje nt. doboru próby badawczej podaje Marta Starostka-Patyk (Starostka-Patyk 2016, s. 71-76).

Badaniu ankietowemu zostały poddane przedsiębiorstwa produkcyjne z sektorów o dużym potencjale powstawania i występowania produktów niepełnowartościowych, czyli głównie: meblarskiego, odzieżowego, motoryzacyjnego, sprzętów AGD i elektronicznych, oraz innych - przedsiębiorstwa zostały wybrane na podstawie profilu działalności według PKD.

Zasadnicze badanie ankietowe zostało wykonane w 2014 roku. Zostało ono przeprowadzone w formie wywiadu telefonicznego, metodą CATI. Respondentami badania byli przedstawiciele przedsiębiorstw, zajmujący stanowiska kierownicze na poziomie całego przedsiębiorstwa lub osoby przez nich wskazane jako odpowiadające za zarządzanie produktami niepełnowartościowymi, występującymi w formie zwrotów, ich przyjmowanie oraz opracowywanie strategii i polityki firmy w tym zakresie.

Przedstawiając wyniki przeprowadzonych badań, warto rozpocząć od ogólnej kwantyfikacji występowania zwrotów w przedsiębiorstwach. Udział zwracanych produktów w całkowitym wolumenie produkcji wynosił średnio 2,3% (Nitkiewicz & Kosarga 2017) i mieścił się w przedziale 0,7%-6,1% dla wszystkich kategorii zwrotów. Spośród sposobów zagospodarowania zwrotów najpopularniejszym jest ich naprawa, jego realizację deklaruje ponad połowa respondentów, oraz recykling - niespełna połowa z nich. Dwa wymienione sposoby dystansu-

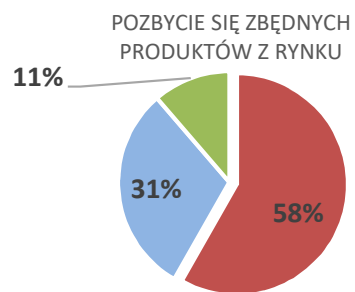
ją zdecydowanie pozostałe możliwości zagospodarowania zwrotów. Szczegółową strukturę realizowanych scenariuszy zagospodarowania przedstawiono na *Rysunek 15*. Należy zaznaczyć, że ujęte sposoby są zróżnicowane pod względem technicznym oraz rynkowym, co nie zawsze przekłada się na zróżnicowanie w parametryzacji środowiskowej. I tak wyprzedaż, sprzedaż w takiej formie jak przyjęto oraz przeznaczenie na darowizny mogą mieć zróżnicowane efekty rynkowe dla przedsiębiorstwa, ale bardzo podobne oddziaływanie środowiskowe.



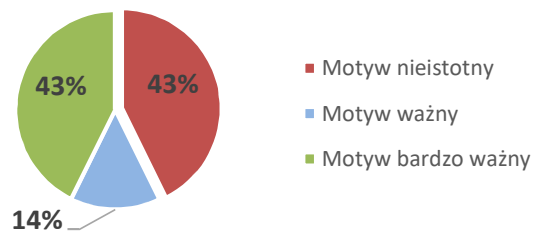
Rysunek 15. Udział poszczególnych sposobów zagospodarowania zwrotów w przedsiębiorstwach produkcyjnych

Źródło: Opracowanie własne na podstawie wyników badania ankietowego

Warto przyjrzeć się również motywacji przedsiębiorstw do przyjmowania zwrotów. *Rysunek 16* przedstawia znaczenie poszczególnych motywów w podejmowaniu procesów zagospodarowania zwrotów w przedsiębiorstwie. Najbardziej istotnym motywem jest spełnianie wymogów prawnych i środowiskowych, gdyż aż 45% badanych przedsiębiorstw uznaje go za bardzo istotny, a tylko 26% za nieistotny. Jest to odpowiednio największy i najmniejszy odsetek wskazań wśród tych odpowiedzi. Można założyć, że ilustruje on dobrze naturę motywacji ekologicznej przedsiębiorstw, która jest im niejako narzucona przez wymogi regulacyjno-prawne. Za drugi pod względem istotności motyw można uznać troskę o poziom obsługi klienta. Mamy jednak w tym przypadku do czynienia z mocną polaryzacją poglądów, gdyż odsetek przedsiębiorstw uznających ten motyw za bardzo istotny jest równy odsetkowi przedsiębiorstw uznających go za nieistotny. Motywem, który można uznać za trzeci pod względem istotności jest chęć ograniczenia utraty wartości w związku z wystąpieniem zwrotów.

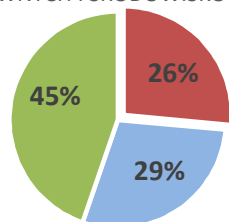


PODNIESIENIE JAKOŚCI OBSŁUGI KLIENTA

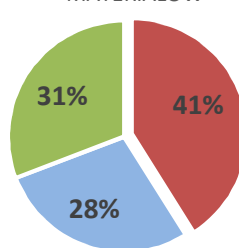


- Motyw nieistotny
- Motyw ważny
- Motyw bardzo ważny

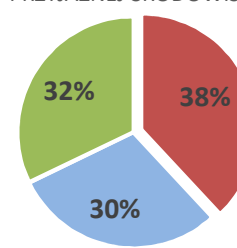
SPEŁNIENIE WYMOGÓW
PRAWNYCH I ŚRODOWISKOWYCH



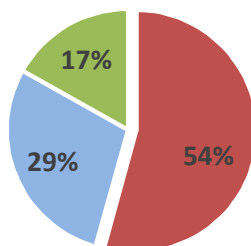
ODZYSKANIE KOMPONENTÓW I
MATERIAŁÓW



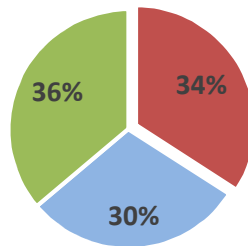
BUDOWANIE REPUTACJI FIRMY
PRZYJAZNEJ ŚRODOWISKU



ZAPOBIEGANIE WYPIERANIU
NOWYCH PRODUKTÓW PRZEZ
PRODUKTY Z RYNKU WTÓRNEGO



OGRANICZENIE UTRATY WARTOŚCI
NA PRODUKTACH NIESPRZEDANYCH
LUB NIEPEŁNOWARTOŚCIOWYCH



Rysunek 16. Motywy przyjmowania zwrotów w przedsiębiorstwach produkcyjnych

Źródło: Opracowanie własne na podstawie wyników badania ankietowego

3. Możliwości ujęcia wybranych przepływów zwrotnych w LCA

3.1. Zagospodarowanie odpadów

Zagospodarowanie odpadów to złożony proces powiązany różnorodnymi konsekwencjami dla interesariuszy tego procesu oraz dla całego społeczeństwa. Te konsekwencje obejmują m.in. wpływ środowiskowy powiązany z różnymi rozwiązaniami technicznymi w zakresie zagospodarowania odpadów. Zastosowanie LCA do oceny konsekwencji środowiskowych pozwala na poszerzenie perspektywy i wykroczenie poza granice systemu zagospodarowania odpadów. To jest niezmiernie ważne, gdyż konsekwencje środowiskowe zagospodarowania odpadów często są bardziej uzależnione od wpływów systemów powiązanych niż od emisji bezpośrednio z systemu zagospodarowania odpadów (Ekvall 1999).

Zastosowanie LCA umożliwia identyfikację znaczących korzyści środowiskowych, które można uzyskać poprzez zastosowanie różnych rozwiązań w zagospodarowaniu odpadów. Są to m.in. (Birgisdottir 2004):

- zmniejszenie zapotrzebowania na energię z innych źródeł poprzez odzysk energii, uzyskany ze spalania odpadów,

- zastąpienie surowców pierwotnych materiałami z recyklingu i surowcami wtórnymi,

- zmniejszenie zapotrzebowania na nawozy sztuczne i paliwa poprzez wytworzenie ich alternatyw w obróbce biologicznej odpadów,

- zastąpienie surowców i materiałów budowlanych produktami procesu spalania odpadów.

Jednakże, aby zrobić właściwy użytek z LCA w zakresie oceny zagospodarowania odpadów, należy uświadomić sobie jej ograniczenia i zrozumieć, że generowane przez nią informacje środowiskowe nie muszą być ani kompletne, ani w pełni obiektywne, ani dokładne (Ekvall et al. 2007). *Tabela 3* zawiera charakterystykę obszarów problemowych przy wykorzystaniu LCA dla oceny zagospodarowania odpadów.

Tabela 3. Obszary problemowe w wykorzystaniu LCA w zakresie oceny zagospodarowania odpadów

Obszar problemowy	Problem	Możliwe rozwiązania
Jednostka funkcjonalna i możliwości ujęcia dynamiki systemu	Jednostka funkcjonalna, definiowana jako jednostka wagi wytworzonych odpadów, utrudnia lub uniemożliwia analizę dynamiki zmian w zakresie wielkości strumienia odpadów oraz ocenę strategii ograniczania odpadów.	Zmiana jednostki funkcjonalnej na wielkość odpadów wytworzonych w danym okresie czasu na danym obszarze pozwoli na załagodzenie efektu statycznych założeń odnośnie do ich wielkości. Dodatkowo można prowadzić równoległą ocenę efektów polityki zapobiegania powstawaniu odpadów (Olofsson, Ekvall & Sundberg 2004), a także oprzeć ocenę na różnych modelach prognostycznych, które pozwolą na definiowanie scenariuszy będących przedmiotem oceny
Informacja przestrzenna oraz informacje o specyficznych rodzajach zanieczyszczeń	Tradycyjne podejście do LCA prowadzi do sumowania emisji danego rodzaju, a także nie uwzględnia różnic pomiędzy emisjami, które występują w różnych lokalizacjach. Z powyższych względów LCA nie dostarcza informacji, gdzie instalacje do unieszkodliwiania odpadów winny być zlokalizowane.	W ocenie LCA można ująć więcej wskaźników wpływu dla każdego rodzaju zanieczyszczenia, które to wskaźniki będą korespondowały ze zróżnicowaniem przestrzennym wpływów tych zanieczyszczeń. Można także uwzględnić w ocenie modelowanie wpływów zależne od miejsca, które weźmie pod uwagę lokalne warunki środowiskowe oraz wrażliwość na emisje (Hauschild & Potting, 2004; Finneveden & Nilsson, 2005). Takie podejście jest już zintegrowane w wybranych metodach oceny wpływu (np. EDIP 2003). Postuluje się również zintegrowanie oceny LCA z innymi narzędziami, tj. oceną oddziaływania na środowisko lub oceną ryzyka środowiskowego, które biorą pod uwagę lokalne uwarunkowania. Wreszcie rozwiązaniem może być sprzężenie oceny LCA z zastosowaniem geograficznych systemów informacyjnych (GIS), które dostarczą odpowiednich danych do modelowania przestrzennego zarówno przepływów, jak i wpływów na środowisko. Takie podejście już jest stosowane w ocenie zagospodarowania odpadów komunalnych (Ripa et al. 2017), a także w kontekście wykorzystania odpadów do produkcji biomasy i biogazu (Hiloidhari et al. 2017).
Nieliniowe zależności	Tradycyjne modele LCA są zwykle linearnymi i statycznymi modelami fizycznych przepływów (Guinee et al. 2002). W rzeczywistości, zwłaszcza w kontekście zaawansowanych procesów zagospodarowania odpadów, obciążenia środowiska nie są liniowymi funkcjami przepływów odpadów i procesów ich zagospodarowania. W związku z tym typowe modele LCA nie mogą być wykorzystane do identyfikacji optymalnych rozwiązań w zagospodarowaniu odpadów.	Zastosowanie modeli matematycznych, opartych np. na procedurze programowania liniowego lub nieliniowego, pozwala na definiowanie warunków brzegowych dla modeli LCA (Eriksson et al. 2003; Schenk et al. 2004). Niestety wymaga to również dostępu do bardziej szczegółowych danych, opisujących analizowane cykle życia.

Wpływy na powiązane systemy	W ocenach LCA stosuje się często dane uśrednione dla systemów, które są pośrednio poddane oddziaływaniu systemu zagospodarowania odpadów, który jest przedmiotem badań. Utrudnia to przeprowadzenie szczególnie tych ocen, które są zorientowane na modelowanie konsekwencji wprowadzania zmian w systemie zagospodarowania odpadów (Ekvall & Weidema 2004).	Rozwiązaniem problemu może być przyjęcie w ocenie założeń odnośnie do długoterminowych efektów marginalnych lub wykorzystanie dynamicznych modeli optymalizacyjnych (Weidema et al. 1999; Eriksson et al. 2007). Dla lepszego odzwierciedlenia relacji przyczynowo-skutkowych można również wykorzystać ekonomiczne modele równowagi i krzywe doświadczeń (Ekvall & Weidema 2004; Berlin 2002).
Wpływy pozaśrodowiskowe	Wyniki LCA ograniczają się do wpływów środowiskowych gospodarki odpadami. Jednak biorąc pod uwagę kryteria zrównoważonego rozwoju w perspektywie długoterminowej, kwestie zagospodarowania odpadów powinny uwzględniać także koszty i oddziaływanie społeczne dostępnych rozwiązań.	Rozwiązaniem problemu jest równoległe wykorzystanie innych metod ocen i analiz, które pozwolą na uwzględnienie stosownych aspektów społecznych i ekonomicznych (Thorneloe et al. 2007). Jest to możliwe również przez rozszerzenie metodologii LCA tak, aby uwzględniała np. koszty i wpływy środowiskowe poddane waloryzacji. Dokonuje się to w ramach analiz kosztów/korzyści (Stromberg & Ringstrom 2004), analizy kosztów cyklu życia (Carlson Reich 2005) albo ocenie technologii (Assefa et al. 2005).

Źródło: Opracowanie własne

3.2. Recykling

Recykling to jeden z integralnych procesów zagospodarowania odpadów, który nabiera szczególnego znaczenia w przypadku zagospodarowania zwrotów. Materiały poddane recyklingowi mogą być wykorzystane do zastąpienia surowców i materiałów wykorzystywanych w procesach produkcyjnych, co może prowadzić do takich pozytywnych efektów, jak oszczędności w zużyciu surowców i materiałów pierwotnych, zużyciu energii oraz ograniczeniu emisji powiązanych z ich wydobyciem i przetworzeniem. Do materiałów, które są najczęściej poddawane recyklingowi zaliczamy przede wszystkim: papier i tekturę, szkło, metale, tworzywa sztuczne i materiały kompozytowe, inne suche materiały opakowaniowe podatne na recykling oraz zużyty sprzęt elektryczny i elektroniczny (den Boer, den Boer & Jager 2007). Warto zaznaczyć, że prowadzenie procesu recyklingu nie musi wiązać się i bardzo często nie wiąże się z cyklem życia pierwotnego produktu. Często odzyskane materiały zasilają inne cykle życia, zastępując w nich część materiałów pierwotnych.

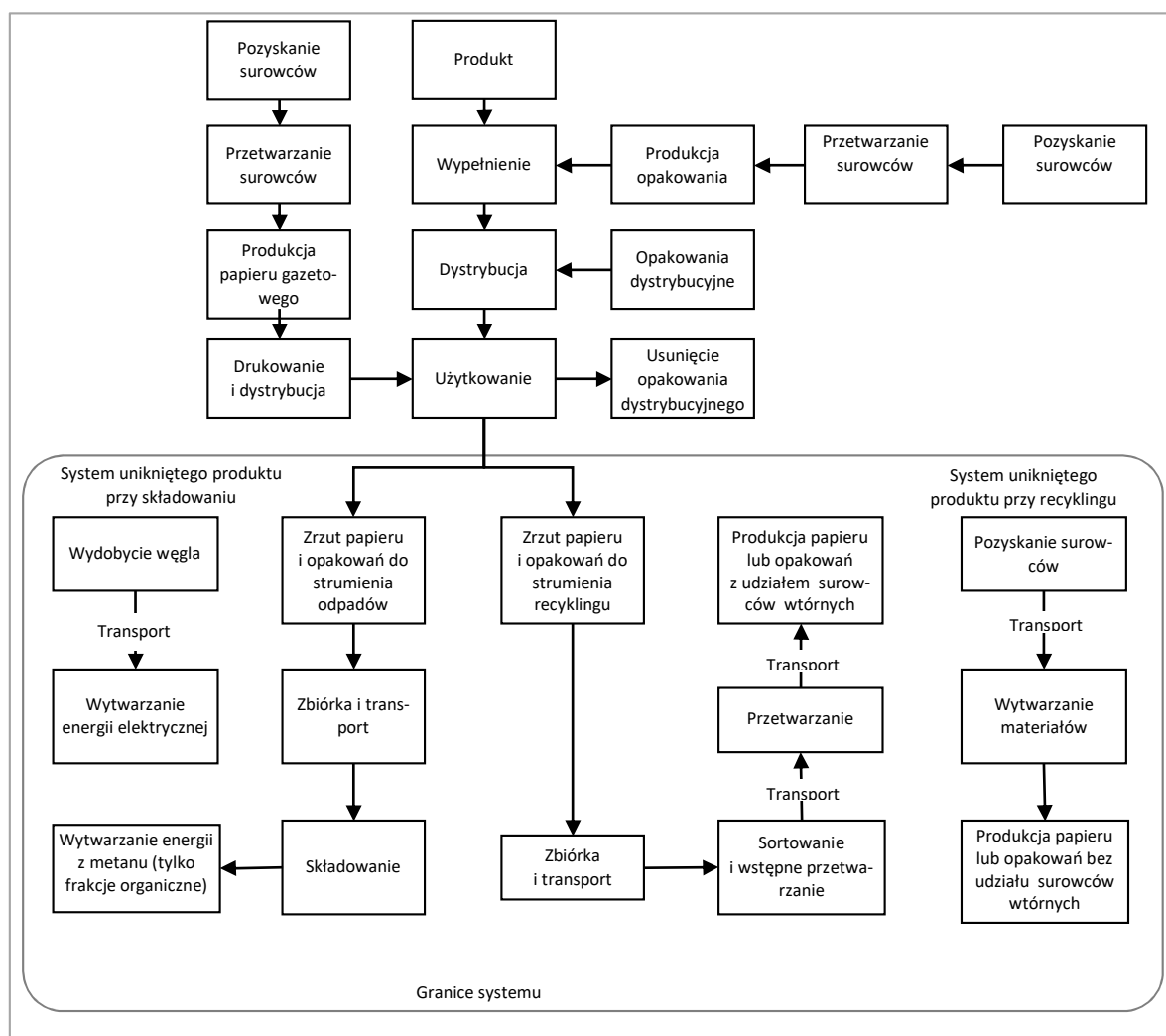
ISO 14044 wprowadza tutaj rozróżnienie procedury alokacji w zależności od tego, z jakim systemem mamy do czynienia. Wprowadzone rodzaje procedur alokacji stosowanych dla recyklingu i ponownego wykorzystania to (Frischknecht 2010):

procedura alokacji w „zamkniętej pętli”, stosowana w przypadku systemów, w których strumienie surowców wtórnych są wykorzystywane w tym samym cyklu życia, zastępując surowce i materiały pierwotne,

procedura alokacji w „otwartej pętli”, stosowana w przypadku wykorzystywania strumieni surowców wtórnych w innych cyklach życia, co wiąże się ze zmianą własności materiałów poddawanych recyklingowi.

Rysunek 17 przedstawia sposób definiowania systemu produktu w przypadku stosowania zróżnicowanych sposobów zagospodarowania odpadów. Produktem objętym oceną jest papier gazetowy oraz karton i papier opakowaniowy, pochodzący z gospodarstw domowych. Celem jest ocena oddziaływania w fazie zagospodarowania odpadów, co pozwala na przesunięcie granic systemu poza fazę użytkowania i fazy je poprzedzające. Aby oddać całokształt potencjalnych korzyści środowiskowych w związku z końcowym zagospodarowaniem papieru wprowadzono rozszerzenie systemu o wybrane fazy powiązanych systemów. Wiąże się to z uniknięciem oddziaływań w tych systemach w związku z wtórnym wykorzystaniem papieru oraz wytworzeniem energii na składowisku.

Takie ujęcie pozwala również na dokonanie porównania pomiędzy obiema ścieżkami końcowego zagospodarowania papieru. W wyniku dokonanego porównania można wskazać korzystniejszą ścieżkę zagospodarowania z punktu widzenia oddziaływania na środowisko oraz wyznaczyć cele dla udziału recyklingu w końcowym zagospodarowaniu papieru, aby zachować środowiskowe korzyści netto w tym procesie.



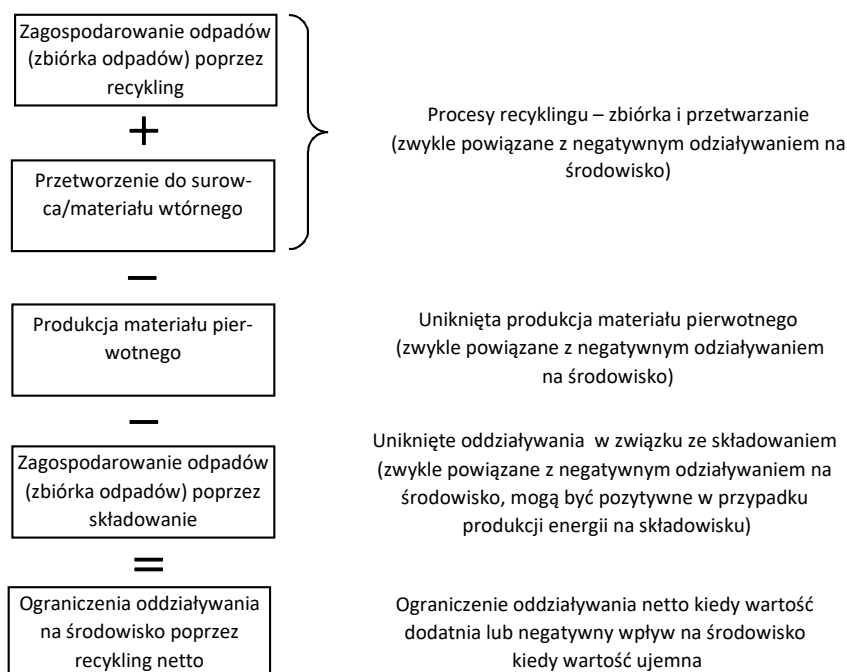
Rysunek 17. Granice systemu dla zagospodarowania papieru i opakowań

Źródło: (Horne, Grandt & Vergese 2009, p. 56)

Rysunek 18 przedstawia uproszczony schemat obliczania ograniczeń oddziaływania na środowisko netto w przypadku realizacji procesów recyklingu. Ogólnie wyodrębnia się tutaj cztery kategorie przepływów, które są powiązane z wpływami środowiskowymi. Przepływy, które pozytywnie wpływają na środowisko poprzez zmniejszenie oddziaływania to przede wszystkim część materiałów, pozyskanych w toku zbiórki odpadów, poddawana recyklingowi. Materiały te są poddawane konkretnym procesom technologicznym, które same w sobie mogą wiązać się z negatywnym oddziaływaniem na środowisko.

Druga grupa przepływów to grupa wiążąca się z oddziaływaniem negatywnym, obejmująca tę część odpadów, która trafi na składowisko i nie będzie poddana recyklingowi oraz obejmująca także surowce i materiały pierwotne, które nie zostaną zastąpione przez surowce wtórne. W przypadku składowania można mieć do czynienia z dodatkowymi procesami, niebędącymi recyklingiem, które przyczynią się do wygenerowania pozytywnych efektów śro-

dowiskowych, np. poprzez produkcję energii na składowisku odpadów. Kategorią alternatywną dla zużycia surowców i materiałów pierwotnych będzie kategoria unikniętego zużycia dzięki zasileniu procesów wytwórczych strumieniem surowców i materiałów wtórnych.



Rysunek 18. Metoda obliczanie ograniczeń oddziaływania na środowisko netto w procesie recyklingu

Źródło: (Horne, Grandt & Verghese 2009, p. 56)

Stosowane podejścia w ocenie procesów recyklingu przy wykorzystaniu LCA wskazują na pewne obszary problemowe. Po pierwsze, wiąże się to z koniecznością identyfikacji procesów, na które będzie oddziaływał strumień surowców wtórnych z recyklingu (Sevigné-Itoiz et al. 2014). Są to procesy, które mogą być bezpośrednio, jak i pośrednio związane z systemem produktu, w którym są realizowane procesy recyklingu. Po drugie, na podstawie mechanizmów rynkowych należy wskazać technologie, które będą najbardziej podatne na zmiany w podaży i popycie w związku z pojawieniem się strumieni surowców wtórnych (Weidema et al. 2009). W związku z tym ocena recyklingu przy wykorzystaniu konsekwencyjnego podejścia w LCA wiąże się z koniecznością przeprowadzenia dogłębnej analizy zmian w dynamice podaży i popytu dla przepływów materiałowych. Te uwarunkowania prowadzą do wypracowania strategii stosowania narzędzi uzupełniających dla LCA, takich jak analizy przepływów materiałowych, co pozwala na ocenę przepływów i oddziaływań środowiskowych recyklingu w ramach interakcji na rynku (Sevigné-Itoiz et al. 2014).

Prezentowany powyżej przypadek recyklingu dotyczy publicznego systemu zbiórki i zagospodarowania odpadów. W takim przypadku ze strumienia odpadów pozyskanych przez selektywną zbiórkę oddziela się strumienie przeznaczone do dalszego przetworzenia. Nieco

inaczej wygląda sytuacja w przypadku zagospodarowania produktów niepełnowartościowych, które trafiają do zagospodarowania indywidualnie, a nie w ramach systematycznej zbiórki. Trafiają tam najczęściej w całości, a nie podzielone na strumienie poszczególnych rodzajów materiałów. Wreszcie trafiają tam w różnym stanie jakościowym, a ich dalsze przeznaczenie nie jest podyktowane podatnością jego materiałów składowych na recykling, a raczej ich ogólnym stanem jakościowym. Można założyć, że pojawiające się tutaj opcje dalszego zagospodarowania, w tym recyklingu, będą bardziej zróżnicowane, i będą obejmowały strumienie o mniejszych udziale w materiałowej postaci produktu.

Przykładowe oceny LCA produktów, uwzględniające recykling, dotyczą m.in. pralek automatycznych (Nitkiewicz & Kosarga 2017; WRAP 2010), lodówek (Xiao, Zhang & Yuan 2016), paneli fotowoltaicznych (Adamczyk et al. 2015), komputerów osobistych (Ravi 2012), telefonów komórkowych (Nitkiewicz 2015; Sangprasert & Pharino 2013), produktów tekstylnych (Henry et al. 2015).

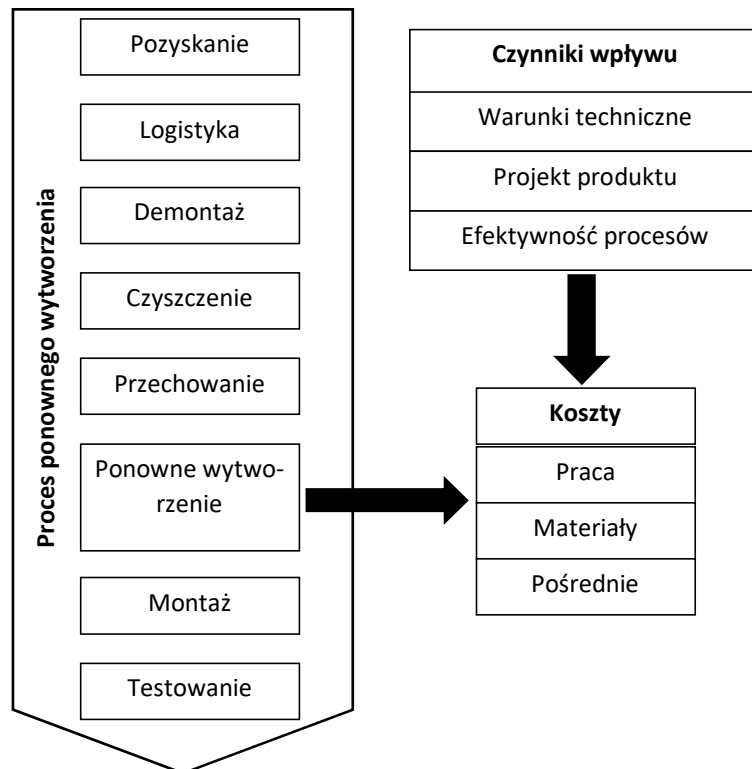
3.3. Ponowne wytwarzanie

Ponowne wytwarzanie to proces przywracania produktowi jego podstawowych funkcji z gwarancją, że będzie on równoważny dla nowego produktu (King et al. 2006). Ponowne wytwarzanie stanowi ważną strategię dla wielu przemysłów i grup produktowych w związku z potencjalnymi korzyściami ekonomicznymi i środowiskowymi, jakie oferuje (Hatcher, Ijomah & Windmill 2013; Kumar & Putnam 2008; Webster & Mitra 2007).

Ocena skutków środowiskowych dla ponownego wytwarzania odbywa się najczęściej w odniesieniu do alternatywnych scenariuszy zagospodarowania zwracanych produktów lub w odniesieniu do oryginalnego procesu produkcyjnego. LCA może być wykorzystana do przeprowadzenia oceny procesów ponownego wytwarzania na środowisko oraz produktów, które są im poddawane (Plevin, Delucchi & Creutzig 2014). Jednak zastosowanie LCA to tego typu oceny może też być kontrowersyjne, co wiąże się chociażby z wyborem, czy przy ocenie uwzględniać oddziaływanie środowiskowe produktu oryginalnego (Peters 2015). Jak do tej pory nie wypracowano standardów prowadzenia ocen LCA dla ponownego wytwarzania, a dokonujący takiej oceny muszą polegać na dotychczasowym dorobku w tym zakresie oraz na standardach ogólnych. Wiąże się to przede wszystkim ze sposobem prowadzenia samej oceny oraz dokonywania wyborów albo zgodnie z tymi, których dokonano już wcześniej, albo dokonując swoich własnych.

Z punktu widzenia technologii, stosowanych w ponownym wytwarzaniu, istotną sprawą jest stan jakościowy zwracanych produktów, ale również podatność na ponowne wytwarzanie (z ang. remanufacturability). Problem ten jest często ujmowany szerzej poprzez zdefiniowanie aspektów oceny podatności produktu na ponowne wytworzenie, takich jak: wykonalność techniczna, opłacalność oraz korzyści środowiskowe (Du et al. 2012). Podobnie jak w przypadku recyklingu, problemem przy ponownym wytwarzaniu jest zmienne natężenie przepływu zwracanych produktów (Rogers & Tibben-Lembke 1998).

Rysunek 19 przedstawia proces ponownego wytworzenia. Czynności techniczne obejmują: pozyskanie zwróconego produktu, jego dostarczenie na miejsce dalszego zagospodarowania, demontaż, czyszczenie i włączenie w regularny lub specjalny system wytwarzania, co prowadzi do montażu produktu oraz jego testowania. W trakcie obróbki powstają koszty, związane z: wykonywaną pracą, zużytymi materiałami, czynnikami roboczymi oraz kosztami ogólnymi funkcjonowania zakładu. Czynniki, które wpłyną na przebieg procesu oraz powstałe koszty będą warunki techniczne zwrotu oraz przetwarzającego go przedsiębiorstwa, projekt samego produktu i sposób ujęcia w nim kwestii modułowości produktu, łatwości demontażu i odzyskania komponentów, a także efektywności procesów technologicznych wykorzystywanych w zakresie ponownego wytwarzania.



Rysunek 19. Etapy procesu ponownego wytwarzania z wyróżnieniem kosztów i czynników na nie wpływających

Źródło: (Goodall, Rosamond & Harding 2014)

Ważną kwestią w przypadku ponownego wytwarzania jest przełożenie procesu na parametry jakościowe produktu oraz powiązany z tym poziom akceptacji klientów. Ten problem albo nie występuje w przypadku innych sposobów zagospodarowania zwrotów, albo ma mniejsze znaczenie. Badaniem percepcji klientów w zakresie produktów przetworzonych zajmuje się m.in. Abbey i inni (Abbey et al. 2015). Wskazuje on, że w określonych grupach klientów ta percepcja zdecydowanie różni się. Klienci o wyrobionej świadomości ekologicznej wręcz cenią sobie produkty ponownie wytworzone. Są też grupy klientów, dla których fakt ponownego wytworzenia produktu zdecydowanie zniechęca ich do zakupu.

W odniesieniu do ponownego wytwarzania, LCA stanowi często element szerszego kontekstu oceny, odpowiadając za ocenę oddziaływania środowiskowego (Du et al. 2012; Fatimah & Biswas 2016). Wiąże się to przede wszystkim z potrzebą skorelowania oceny środowiskowej z innymi kryteriami oceny.

4. Przykłady zagospodarowania zwrotów

Dla zilustrowania stopnia zróżnicowania podejścia firm do zagospodarowania zwrotów przedstawiono poniżej kilka przypadków. Opis przypadków powstał w efekcie przeprowadzenia wywiadów pogłębionych z przedstawicielami firm. Respondentami były osoby zajmujące stanowiska kierownicze (przedsiębiorstwa lub działu), które posiadały wiedzę na temat sposobu zagospodarowania zwrotów w firmie. W doborze respondentów posłużono się bazą przedsiębiorstw, które uczestniczyły we wcześniejszym badaniu ankietowym, wybierając te przedsiębiorstwa, które wyraziły chęć udziału w dalszym etapie badania. Wywiady zostały przeprowadzone w oparciu o kwestionariusz wywiadu, który obejmował następujące pytania:

1. Jaki jest najważniejszy produkt przedsiębiorstwa?
2. Czy w przedsiębiorstwie występują zwroty⁷ produktów? (Odpowiedź TAK kwalifikuje do dalszej rozmowy, odpowiedź NIE kwalifikuje do dalszej rozmowy pod warunkiem, że zwroty występują, ale trafiają do wyspecjalizowanych podmiotów, które się nimi zajmują na zlecenie firmy)
3. Jaka jest procedura oceny stanu takiego zwrotu? (Czy są w firmie wyspecjalizowane komórki, które się nimi zajmują? Co jest oceniane? Czy produkty są kwalifikowane do różnych kategorii (np. do naprawy, do sprzedaży)? Czy uczestniczą w tym podmioty zewnętrzne (Firmy zajmujące się serwisem, sprzedawcy)? Ile trwa taka procedura?
4. W jaki sposób przywraca się wartość zwróconym produktom? (Czy prowadzi się samodzielnie/na zlecenie działania naprawcze? Czy komponenty/elementy/materiały wracają do produkcji? Czy produkt trafia na inne rynki, do innych klientów? Ile czasu to zajmuje?)
5. Jakie kategorie kosztów są powiązane z zagospodarowaniem zwrotów? (Koszty pracy, demontażu, diagnostyka, transport, koszty napraw i materiałów, koszty wymiany komponentów/elementów, zwracane koszty zakupu produktu, koszty i opłaty środowiskowe, inne - jakie?)
6. Czy z zagospodarowaniem zwrotów wiążą się potencjalne korzyści? (Marketing, środowisko, przychody, lojalność klientów, publicity itp.). Które z nich w największym stopniu determinują politykę firmy w tym zakresie?
7. Jakie będą w przyszłości tendencje w zakresie zwrotów na rynku? (Kierunki zmian i ich potencjalne przyczyny)

⁷ Pod pojęciem „zwrotu” w przeprowadzonym badaniu rozumie się produkt wytworzony w firmie, który z różnych powodów wraca do niej. Mogą to być zwroty: konsumenckie, handlowe, dystrybucyjne oraz posezonowe. Mogą to być produkty: wadliwe, uszkodzone, niespełniające wymagań lub niesprzedane.

8. Jaka będzie się zmieniała polityka firm w tym zakresie? (Jak firma odniesie się do określonych w poprzednim pytaniu trendów? Czy planuje samodzielnie się zajmować zwrotami czy zlecić to innym podmiotom?)

Wywiady zostały przeprowadzone w styczniu 2017 roku w formie rozmowy bezpośredniej lub telefonicznej przez dr Andrzeja Brzezińskiego, pracownika Wydziału Zarządzania Politechniki Częstochowskiej oraz jednego z wykonawców projektu pt. „Zarządzanie logistyczne produktami niepełnowartościowymi w polskich przedsiębiorstwach produkcyjnych”. Celem wywiadów była identyfikacja praktyk przedsiębiorstw z różnych sektorów produkcyjnych w zakresie zagospodarowania zwrotów. Poniżej zaprezentowano wywiady przedstawicieli z czterech przedsiębiorstw.

4.1. Przypadek A - firma wytwarzająca materiały ściernie

Pierwsza z przedstawionych firm prowadzi działalność produkcyjno-usługową o bardzo szerokim profilu. Jej produkty i usługi są ukierunkowane przede wszystkim na sektor przedsiębiorstw i obejmują m.in.: systemy analityczne i monitoringu, oleje i smary, produkty dla bezpieczeństwa pracy, wycieraczki systemowe, materiały ściernie, materiały uszczelniające oraz instalacje sprężonego powietrza. Firma prowadzi też działalność handlową i usługową w ramach oferowanych produktów i rozwiązań. W strukturze firmy wyodrębniono poszczególne działy, które zajmują się wybranymi grupami produktów. W związku z dużym zróżnicowaniem oferty wybrano tylko jeden z działów dla przeprowadzenia wywiadu. Wywiad przeprowadzono z kierownikiem działu.

Tabela 4 przedstawia w formie syntetycznej przebieg procesu zagospodarowania zwrotów w przypadku A.

Tabela 4. Charakterystyka procesów zagospodarowania zwrotów - przypadek A

Cechy	Charakterystyka
Produkt	Materiały ściernie Proces zagospodarowania zwrotów jest rozpatrywany na podstawie taśm ściernych dla szlifierek szeroko taśmowych, które są stosowane m.in. w przemyśle drzewnym i samochodowym. Odbiorcami są przede wszystkim firmy działające w ww. branżach oraz, w mniejszym zakresie, hurtownie i dystrybutorzy.
Udział zwrotów w produkcji sprzedanej	Udział zwrotów w całkowitej wielkości sprzedanej produkcji szacuje się na mniej niż 1%. Główną przyczyną zwrotów taśm ściernych jest wadliwe połączenie taśmy.
Procedura oceny zwrotu	Procedura rozpoczyna się od kontaktu klienta z przedstawicielem handlowym, co skutkuje sporządzeniem stosownego dokumentu. W dokumencie tym klient wskazuje problem z produktem. Do wytwórcy wraca najczęściej całe opakowanie taśm. Oceny reklamacji dokonuje osobiście kierownik produkcji na podstawie dokumentu od klienta. Następuje pomiar wady i ocena czy mieści się w zakresie tolerancji, czy też nie. Uznanie wady prowadzi do dalszego postępowania. Nie uczestniczą w tym procesie podmioty zewnętrzne. W przypadku podtrzymywania stanowiska przez klienta po nieuznaniu reklamacji sprawa trafia do kierownictwa wyższego szczebla (kierownik działu), który rozpatruje sprawę ponownie. Procedura trwa maksymalnie 14 dni od otrzymania reklamacji i produktu, najczęściej jest to 2-3 dni.
Zagospodarowanie zwrotów	Produkty nie nadają się do powtórnego wykorzystania. Nie ma technicznej możliwości odzyskania materiałów czy elementów produktu. Jeżeli wada jest mało znacząca (minimalna różnica), możliwa jest sprzedaż do przedsiębiorstwa o innej specyfice obróbki (np. do takiego, które nie zajmuje się produkcją drewnianych podłóg, ale np. wytwarzaniem płyt). Następuje przepakowanie i sprzedaż do innych odbiorców. Produkt sprzedaje się jako nowy (nie ma różnicy w cenie czy specyfikacji produktu).
Koszty	W zagospodarowaniu zwrotu występują niewielkie koszty diagnostyki, których nie wyodrębnia się następujących kosztów: ogólnych, transportu, ponownej wysyłki oraz kosztu produktu nowego - w przypadku uznania reklamacji. Firma nie ponosi dodatkowych kosztów z tytułu opłat środowiskowych, gdyż zwrócony produkt trafia do ogólnozakładowej kategorii odpadów poprodukcyjnych.
Korzyści	Nadrzędną korzyścią jest satysfakcja klienta, a także, w nielicznych przypadkach, uniknięcie straty poprzez ponowną sprzedaż zwróconego produktu.
Perspektywy zmian na rynku	Nie przewiduje się zmian na rynku w zakresie zwrotów.
Perspektywy zmian polityki zwrotów w firmie	Nie przewiduje się zmian polityki firmy w zakresie zagospodarowania zwrotów.

Źródło: Opracowanie własne

Specyfika produktu powoduje, że zagospodarowanie zwrotu sprowadza się do dwóch opcji: ponownej sprzedaży oraz składowania. Pierwsza opcja jest możliwa do realizacji jedynie w przypadku wystąpienia minimalnej wady produktu, która będzie przeszkadzała w realizacji procesów technologicznych wybranym użytkownikom, ale w przypadku innych nie będzie miała znaczenia. Druga forma zagospodarowania nie pozostawia firmie możliwości odzyskania nawet części kosztów, nie daje też szans na ograniczanie presji środowiskowych powiązanych ze składowaniem odpadów.

4.2. Przypadek B - firma wytwarzająca wózki widłowe

Druga z przedstawionych firm prowadzi działalność produkcyjną o bardzo wąskim profilu. Oferowane produkty są przeznaczone na wyposażenie magazynów. Jej produkty i usługi są ukierunkowane przede wszystkim dla sektora przedsiębiorstw i obejmują w większości produkty wytwarzane na zamówienie. Jednym z flagowych produktów firmy są wózki widłowe i to właśnie ich dotyczył przeprowadzony wywiad. Wywiad przeprowadzono z właścicielem firmy.

Tabela 5 przedstawia, w formie syntetycznej, przebieg procesu zagospodarowania zwrotów w przypadku B.

Tabela 5. Charakterystyka procesów zagospodarowania zwrotów - przypadek B

Cechy	Charakterystyka
Produkt	Wózki widłowe Proces zagospodarowania zwrotów jest rozpatrywany na podstawie wózków widłowych, które są stosowane w różnych branżach przemysłowych, przede wszystkim dla realizacji wewnętrznych procesów logistycznych i obsługi magazynów. Odbiorcami są przede wszystkim firmy produkcyjne lub handlowe, działające zarówno w kraju, jak i za granicą. Produkty są ściśle powiązane ze specyfikacją klienta i są projektowane i wykonywane na jego zlecenie. Proces dystrybucji jest realizowany bezpośrednio przez wytwórcę.
Udział zwrotów w produkcji sprzedanej	Udział zwrotów w całkowitej wielkości sprzedanej produkcji jest niewielki i obejmuje tylko produkty fizycznie wracające do producenta. Nie praktykuje się serwisowania u klienta, gdyż zazwyczaj procesy serwisowania wymagają infrastruktury technicznej, która jest dostępna tylko u producenta.
Procedura oceny zwrotu	Klient inicjuje zwrot, jego reklamacja jest rozpatrywana przy pomocy zestandaryzowanego narzędzia (5why). Najczęściej powodem reklamacji jest niezgłoszony parametr funkcjonowania zakładu klienta, który utrudnia lub uniemożliwia osiągnięcie pełnej funkcjonalności przez wózki. Zwrotem zajmuje się tzw. Back Office (komórka działu sprzedaży, zajmująca się obsługą wewnętrzną sprzedaży, która nie ma osobistych kontaktów z klientem). Reklamacja może być składana w formie mailowej. Czas obsługi reklamacji biegnie od momentu analizy problemu i jest ustalany indywidualnie, obejmuje także wycenę, jeżeli jest z winy klienta. Czas wynika z uzależnienia procesu od dostawców oraz złożoności procesu produkcyjnego. Klient dostaje informację o terminie, wycenie, warunkach od działu sprzedaży. Informacje do działów trafiają do systemu ERP i poprzez system trafiają do wszystkich komórek, następuje spotkanie komórek i ustalenie przebiegu dalszej obsługi reklamacji.
Zagospodarowanie zwrotów	Produkty podlegają przeprojektowaniu, dokonuje się wymiany wadliwej części, naprawia się usterki techniczne. Produkty nie nadają się do powtórnego wykorzystania lub do odsprzedaży. W przypadku wybranych materiałów i komponentów jest możliwość ich odzyskania na potrzeby przyszłych produktów. Po ewentualnym odzyskaniu materiałów lub komponentów złomuje się produkt, którego nie udało się naprawić lub przetworzyć.
Koszty	W zagospodarowaniu zwrotu występują koszty: pracy, demontażu, diagnostyki, transportu, napraw, zakupu materiałów, oraz wymiany komponentów/elementów. Stosunkowo duży udział mają koszty transportu, jeżeli zwroty pochodzą od klientów z zagranicznych rynków. Największym kosztem jest koszt produktu, który trzeba wytworzyć, aby zastąpić zwrócony, którego nie udało się odzyskać.
Korzyści	Produkty firmy mają duży wpływ na procesy produkcyjne klientów, zatem znaczenie obsługi jest bardzo duże. Jej samodzielna, szybka i bezproblemowa realizacja może przyczynić się do podniesienia oceny firmy jako podwykonawcy/dostawcy, uzyskania statusu „dostawca kwalifikowany” (pierwszeństwo w rozpatrywaniu przy nowych zleceniach) oraz powtarzalności zleceń.
Perspektywy zmian na rynku	W obserwowanych trendach rynkowych, na przestrzeni 3-4 lat, zwiększa się poziom szczegółowości w analizie kosztów przez potencjalnych zlecających i w coraz większym stopniu dotyczy także obsługi posprzedażowej.
Perspektywy zmian polityki zwrotów w firmie	Planuje się kontynuację samodzielnej obsługi zwrotów oraz powiększanie działów serwisu i obsługi posprzedażowej. Ich działalność przekłada się bezpośrednio na sprzedaż (jeden z 3 najważniejszych punktów przy rozpatrywaniu ofert sprzedaży) i decyzje zakupowe klientów nawet pomimo wyższej ceny (mniejsze ryzyko i koszty w obsłudze posprzedażowej). Udział innych podmiotów w tym procesie nie jest możliwy.

Źródło: Opracowanie własne

Także w przypadku tej firmy ogromne znaczenie dla zagospodarowania zwrotów ma specyfika produktu oraz sposoby wytwarzania go. Produkty te są projektowane i wytwarzane na konkretne zlecenie i mają charakter zindywidualizowany. Zatem celem zagospodarowania zwrotu będzie zatem przywrócenie mu użyteczności, czy to poprzez naprawę czy też poprzez ponowne zaprojektowanie i przetworzenie. Ostatnim z alternatywnych scenariuszy, które oferują jakieś korzyści, jest odzysk materiałów i komponentów. Jest on możliwy w ograniczonym stopniu, ale pozwala na pewną rekompensatę poniesionych kosztów.

Warto zaznaczyć, że firma przykłada dużą wagę do zagospodarowania zwrotów i uważa ten element swojej działalności za jeden kluczowych czynników sukcesu na rynku.

4.3. Przypadek C - firma wytwarzająca meble

Trzecia z przedstawionych firm prowadzi działalność produkcyjną w zakresie produkcji mebli kuchennych. Oferowane produkty są przeznaczone zarówno dla klientów indywidualnych, jak i instytucjonalnych i biznesowych. Oferta firmy obejmuje kilkanaście modeli mebli kuchennych, które są każdorazowo wytwarzane zgodnie z indywidualnym projektem, sporządzonym w oparciu o wytyczne i warunki lokalowe u klienta oraz zaakceptowanym przez klienta przed skierowaniem ich do produkcji. Wywiad przeprowadzono z właścicielem firmy. Tabela 6 przedstawia w formie syntetycznej przebieg procesu zagospodarowania zwrotów w przypadku C.

Tabela 6. Charakterystyka procesów zagospodarowania zwrotów - przypadek C

Cechy	Charakterystyka
Produkt	Meble produkowane na zamówienie Proces zagospodarowania zwrotów jest rozpatrywany na podstawie mebli projektowanych i wytwarzanych na zamówienie. Odbiorcami są przede wszystkim klienci indywidualni. W związku ze specyfiką działania proces dystrybucji jest realizowany bezpośrednio przez wytwórcę i ogranicza się do dostawy i instalacji mebli.
Udział zwrotów w produkcji sprzedanej	Udział zwrotów w całkowitej wielkości sprzedanej produkcji jest niewielki i obejmuje zarówno produkty fizycznie wracające do producenta, jak i produkty, które trzeba serwisować na miejscu.
Procedura oceny zwrotu	Zwrotami zajmuje się wyodrębniony dział reklamacji, który zatrudnia 4 osoby. Przebieg obsługi jest objęty przez ściśle zdefiniowane procedury. W procedurze podejmuje się następujące kroki: oficjalne zgłoszenie reklamacji pocztą lub osobiście przez klienta (wypełnienie kwestionariusza), 2 osoby z firmy przyjeżdżają do klienta, aby ocenić rodzaj wady oraz stwierdzić, czy wina leży po stronie producenta, następuje ustandaryzowana ocena z czego wynika zwrot, ustalenie przyczyny wady oraz jej analiza jakościowa u klienta; w przypadku wady produktu: jeżeli wada zostanie uznana za zawinioną przez producenta, reklamacja zostaje uwzględniona i produkt zostaje zabrany do zakładu do 10 dni (na kompleksową obsługę zamówienia), następuje klasyfikacja wady (nadająca się lub nienadająca się do naprawy), naprawa (preferowane) lub zakwalifikowanie jako brak (wymiana elementu i komisyjne złomowanie wadliwego produktu)

	<p>naprawa lub wymiana są traktowane jako osobne zlecenie produkcyjne w systemie ERP, następuje automatyczne przekazanie informacji do produkcji bez konieczności osobistego zlecenia, wadliwy produkt trafia na dział produkcji i jest przedmiotem planowania jak regularne produkty, uruchamia się odliczanie czasu na realizację zlecenia, następuje ponowna wycena (w przypadku winy klienta) oraz akceptacja kosztorysu przez klienta,</p> <p>naprawa wiąże się z powtórzeniem procesu produkcyjnego (usunięcie wady oraz powtórzenie całej obróbki wykańczającej),</p> <p>ustalenie terminu ponownego montażu u klienta;</p> <p>w przypadku wady akcesoriów: zgłoszenie wady do dostawcy, odesłanie akcesoriów, wymiana akcesoriów (bez napraw).</p> <p>Główne powody wad to przede wszystkim brak estetycznego skoordynowania produktów, np. różny odcień frontów lub usterka techniczna/mechaniczna powstała w toku transportu, montażu lub użytkowania, rzadziej w toku procesu produkcyjnego.</p>
Zagospodarowanie zwrotów	Produkty podlegają naprawie (wymiana elementów mocowań, lakierowanie, polerowanie) lub przetworzeniu (wymiana elementów konstrukcyjnych, frontów, akcesoriów, mocowań) oraz ponownej obróbce wykańczającej. Zdarzają się przypadki, że produkty wadliwe, których nie opłaca się naprawiać, są sprzedawane pracownikom lub klientom lokalnie, we własnym punkcie sprzedaży. Ponowna sprzedaż jest priorytetem dla takich produktów i prowadzona jest po cenie 40-50% ceny pierwotnej.
Koszty	W zagospodarowaniu zwrotu występują koszty: pracy, demontażu, diagnostyki, transportu, napraw, zakupu materiałów, wymiany komponentów/elementów oraz obróbki wykańczającej.
Korzyści	Główne korzyści mają charakter marketingowy. Występują również korzyści środowiskowe. Lepsze parametry obsługi zwrotów niż u konkurencji stanowią mocny atut na rynku. Skutkuje to polecaniem firmy przez klientów dobrze obsłużonych w procesie reklamacji. Dobra polityka reklamacyjna pomogła w odwróceniu tendencji spadkowej w sprzedaży i wzmocniła pozycję firmy. Firma prowadzi bieżącą ocenę satysfakcji klientów.
Perspektywy zmian na rynku	W obserwowanych trendach rynkowych zaczyna się era jakości, wyczulenie klienta na kwestie jakościowe w odniesieniu do produktu jak i obsługi. Ich coraz większe wymagania w tym zakresie prowadzą do zmian organizacyjnych w przedsiębiorstwach w branży, a w przyszłości może także do natury sprzedaży i użytkowania produktu.
Perspektywy zmian polityki zwrotów w firmie	Planuje się rozwijać dział reklamacji w kierunku pełnej obsługi klienta (customer service), co wiązałoby się z rozszerzeniem zakresu i skali świadczonych usług dla klientów.

Źródło: Opracowanie własne

W tym przypadku również mamy do czynienia z rozwiniętym systemem obsługi posprzedażowej, który pozwala na zagospodarowanie zwrotów w sposób ściśle zorganizowany. Możliwości zagospodarowania zwrotów jest kilka, przy czym są one mocno uzależnione od specyfiki wady. W pierwszej kolejności podejmuje się próbę naprawy zwrotu, a jeżeli nie jest to możliwe, przeprowadza się ponowne jego wytwarzanie. Alternatywną wersją jest zastąpienie uszkodzonego elementu przez nowy produkt, ale wówczas próbuje się sprzedać produkt uszkodzony na rynku wtórnym. Ważnym, z perspektywy zagospodarowania zwrotu, zabiegiem jest zaoferowanie takiego produktu do sprzedaży lokalnie, w miejscu jego wytworzenia i przyjęcia jako zwrotu. Oprócz potencjalnych efektów środowiskowych wiąże się to jeszcze z pozytywnymi efektami społecznymi, zwłaszcza w odniesieniu do kadry przedsiębiorstwa, która ma pierwszeństwo w zakupie tego typu produktów.

4.4. Przypadek D - firma wytwarzająca przemysłowe znaki bezpieczeństwa

Kolejny z przedstawionych przypadków dotyczy działu firmy, który zajmuje się produkcją znaków bezpieczeństwa. Większość produktów w tym profilu jest wytwarzana na płycie PCV lub na materiałach fotoluminescencyjnych (folie i płyty). Obok działu sprzedaży internetowej oraz dystrybucji poprzez hurtownie i sklepy branżowe, firma oferuje również możliwość realizacji znaków na zamówienie, przy wykorzystaniu oferowanych przez siebie technologii. Tabela 7 przedstawia w formie syntetycznej przebieg procesu zagospodarowania zwrotów w przypadku D.

Tabela 7. Charakterystyka procesów zagospodarowania zwrotów - przypadek D

Cechy	Charakterystyka
Produkt	Oznakowanie bezpieczeństwa obiektów i procesów przemysłowych Proces zagospodarowania zwrotów jest rozpatrywany na oznaczeniach i znakach bezpieczeństwa wytwarzanych zarówno na zamówienie, jak i w formie zestandaryzowanej dla otwartej dystrybucji. Odbiorcami są przedsiębiorstwa oraz instytucje. Proces dystrybucji jest realizowany głównie pośrednio przez dystrybutorów, a w przypadku zamówień indywidualnych ogranicza się do dostawy.
Udział zwrotów w produkcji sprzedanej	Udział zwrotów w całkowitej wielkości sprzedanej produkcji jest minimalny i obejmuje tylko produkty fizycznie, wracające do producenta.
Procedura oceny zwrotu	Zwroty trafiają do działu sprzedaży, który rozpatruje je pod względem przedstawionych przez klienta zarzutów. W toku oceny ustala się, czy wina leży po stronie wytwórcy oraz kwalifikuje się zwrot do utylizacji albo odsprzedaży. Główne powody zwrotów to przede wszystkim błędne wymiarowanie, awaria mocowań lub elementów oznakowania w miejscu umieszczenia mocowania oraz niezgodność estetyczna z oczekiwaniami klienta.
Zagospodarowanie zwrotów	Możliwości zagospodarowania zwrotów są ograniczone. Firma stosuje politykę zastępowania zwróconego produktu nowym, nie podejmując w stosunku do zwróconego produktu prób naprawy czy dostosowania do potrzeb klienta. Część zwróconych produktów, co do których nie stwierdzono uszkodzeń mechanicznych czy innych wad dyskwalifikujących trafia do ponownej sprzedaży (dotyczy to produktów uniwersalnych w zakresie wymiarów oraz treści oznakowania).
Koszty	Firma nie ponosi innych kosztów niż ponowne wytworzenie produktu oraz obsługa pocztowa i logistyczna zwrotu.
Korzyści	Korzyści mogą mieć charakter wizerunkowy oraz ewentualne przychody z odsprzedaży zwróconego produktu.
Perspektywy zmian na rynku	Nie przewiduje się specjalnych zmian na rynku.
Perspektywy zmian polityki zwrotów w firmie	Nie przewiduje się zmiany podejścia firmy do zwrotów.

Źródło: Opracowanie własne

4.5. Analiza porównawcza przypadków

W każdym z analizowanych przypadków proces zagospodarowania zwrotów ma indywidualny charakter. Elementów wspólnych należy doszukiwać się przede wszystkim w procedurze rozpatrywania reklamacji i kwalifikacji zwrotów. Klasyfikacja dotyczy przede wszystkim

określenia, czy wina leży po stronie producenta i tym samym ustalenia, kto będzie ponosił koszty dalszego zagospodarowania. Oprócz tego, klasyfikacja prowadzi też do stwierdzenia rodzaju zaistniałej wady oraz przygotowania dalszej ścieżki dla niepełnowartościowego wyrobu. Zdecydowane różnice w sposobach zagospodarowania zwrotów wynikają przede wszystkim ze specyfiki produktów oraz potencjalnych rodzajów wad, które mogą w nich wystąpić. *Tabela 8* przedstawia zastosowanie poszczególnych sposobów zagospodarowania zwrotów w analizowanych przypadkach.

Tabela 8. Zestawienie sposobów zagospodarowania zwrotów w analizowanych przypadkach

Sposoby zagospodarowania zwrotów	Przypadek A Taśmy ściernie	Przypadek B Wózki widłowe	Przypadek C Meble	Przypadek D Znaki
Ponowne wykorzystanie/sprzedaż	Występuje Ukierunkowane na podmioty o innych wymaganiach jakościowych	Nie występuje	Występuje Sprzedaż jako produkty wadliwe	Występuje Dotyczy tylko produktów standardowych
Ponowne wytworzenie oraz odzysk materiałów i komponentów	Nie występuje	Występuje Wiąże się z ponowną realizacją procesu produkcyjnego na bazie zwrotu lub jego komponentów	Występuje Wiąże się z ponowną realizacją procesu produkcyjnego na bazie zwrotu lub jego elementów	Nie występuje
Naprawa	Nie występuje	Występuje Wiąże się z usunięciem niewielkich usterek technicznych	Występuje Wiąże się z usunięciem niewielkich usterek technicznych	Nie występuje
Recykling	Nie występuje	Nie występuje	Nie występuje	Nie występuje
Składowanie	Występuje	Występuje	Występuje	Występuje

Źródło: Opracowanie własne

Wszystkie firmy, jako priorytetową, traktują strategię przywrócenia wartości produktu poprzez jego ponowne wykorzystanie lub naprawę i przywrócenie mu pełni cech użytkowych. Jeżeli nie jest to możliwe, firmy stosują strategię ponownego wytworzenia przy wykorzystaniu nadających się do tego części zwróconych produktów. Można odnieść wrażenie, że jeżeli tej strategii nie uda zrealizować się, produkt jest spisywany na straty. Warto zwrócić uwagę, że żadne z przedsiębiorstw nie podejmuje działań w zakresie recyklingu materiałów pozostających po zwróconym produkcie, w przypadku kiedy nie zostanie zakwalifikowany do procesów, mogących przywrócić go do ponownego użytku. Co więcej, żadna z ankietowanych firm nie deklaruje motywów środowiskowych przy zagospodarowaniu zwrotów. W jednym przypadku firma deklaruje powstawanie kosztów środowiskowych powiązanych z obsługą zwrotu, a we wszystkich pozostałych te koszty wchodzą w pulę kosztów środowiskowych procesu produkcyjnego.

5. Koszty w zagospodarowaniu produktów niepełnowartościowych

5.1. Możliwości ujęcia kosztów w cyklu życia produktu

Powiązanie kosztów z cyklem życia produktu wymaga rozszerzenia tej kategorii w stosunku do jej tradycyjnego ujęcia w rachunkowości. Takie rozszerzenie jest określane mianem środowiskowej rachunkowości zarządczej, która obejmuje identyfikację, zbieranie, analizowanie oraz dostarczanie danych niezbędnych w wewnętrznych procesach decyzyjnych zarówno o charakterze finansowym (np. koszty, przychody), jak i niefinansowym (np. zużycie energii, wody i materiałów) (IFAC 2005). Rachunkowość środowiskowa wykorzystuje metody konwencjonalnej rachunkowości, adaptując je do realizacji zadań takich, jak:

– pomiar wpływu działalności na środowisko oraz zużycia materiałów, wody i energii poprzez śledzenie i analizę wszystkich przepływów, zarządzanie finansami przedsiębiorstw z zakresu ochrony środowiska oraz redukcja kosztów środowiskowych poprzez optymalizację zużycia zasobów naturalnych, zmniejszenie emisji zanieczyszczeń do środowiska i rozwój produktów oraz procesów przyjaznych dla środowiska,

- planowanie i kontrola wykorzystania zasobów oraz obciążeń dla środowiska,
- projektowanie inwestycji proekologicznych oraz badanie cyklu życia produktu,
- badanie kosztów cyklu życia produktów wraz z identyfikacją skutków środowiskowych wywołanych przez produkcję,
- formułowanie celów ekologicznych oraz ich włączenie do strategii przedsiębiorstwa,
- wycena efektów zewnętrznych (Joachimiak-Lechman 2014a; Szadziwska 2006; Szczypa 2012).

Pomimo że środowiskowa rachunkowość zarządcza jest narzędziem wspierającym gromadzenie danych ilościowych, nie pozwala na dokonanie precyzyjnego pomiaru oddziaływań środowiskowych wyrobu. Wiąże się to z potrzebą kwantyfikacji szkód i wpływów na środowisko i stojących za nimi mechanizmami środowiskowymi, będącymi poza rozpoznaniem przedsiębiorstw i samej rachunkowości. Problemy te można wyeliminować poprzez stosowanie bardziej zaawansowanych podejść do oceny oddziaływań środowiskowych. Przykładem odpowiedniego narzędzia jest środowiskowa ocena cyklu życia. Uwzględnianie w analizach środowiskowych aspektów pochodzących ze systemów rachunkowości przedsiębiorstw polega między innymi na integracji LCA z rachunkiem kosztów cyklu życia (LCC). Technika LCA umożliwia wycenę interwencji środowiskowych (ilościowych przepływów materiałowo-

energetycznych), włączenie do struktury takiego badania aspektów o charakterze kosztowym (przepływów materiałowo-energetycznych wyrażonych w jednostkach monetarnych) i prowadzi do generowania zintegrowanych informacji o charakterze ekonomicznym i środowiskowym (Joachimiak-Lechman 2014a).

Za komponent ekonomiczny może odpowiadać środowiskowy rachunek cyklu życia (z ang. environmental LCC lub LCA-based LCC), a jego korelacja z LCA następuje w sposób paralelny. Rachunek e-LCC bazuje na ogólnej strukturze proponowanej w ramach grupy norm ISO 14040 i jest odpowiednikiem LCA, stąd zbieżność nazewnictwa (Heijungs, Settanni & Guinée 2013). Dla zachowania spójności tak zintegrowanej analizy, koszty cyklu życia powinny być dostosowane do założonego w LCA celu i zakresu, a badanie powinno odbywać się w spójnych granicach systemu i w przeliczeniu na identyczną jednostkę funkcjonalną (Kloepffer 2008). W świetle definicji e-LCC polega na wyznaczeniu „wszystkich kosztów związanych z cyklem życia wyrobu, które bezpośrednio ponoszone są przez jednego lub wielu uczestników tego cyklu” (Swarr et al. 2011).

Warto zaznaczyć, że stosowanie podejścia e-LCC wymaga dokładnej parametryzacji wskazującej na kosztotwórczość zarówno interwencji środowiskowych, jak i pozaśrodowiskowych. Parametryzacja ta odbywa się w oparciu o dane finansowe, wyrażane w cenach stałych lub bieżących (Joachimiak-Lechman 2014b).

Dla pełnego ujęcia kosztów związanych z ujęciem pełnego cyklu życia produktu można wyodrębnić następujące ich kategorie (Fiksel, McDaniel & Mendenhall 1999):

- koszty bezpośrednie (materiałowe, pracy, kapitału),
- potencjalnie ukryte koszty (recyklingu i końcowego zagospodarowania),
- koszty pośrednie (ubezpieczenia, obsługi klienta),
- koszty relacyjne (związane z utrzymaniem relacji z klientami i wizerunkiem na rynku),
- koszty zewnętrzne (ograniczenie zasobów i zmniejszanie się produktywności ekosystemu).

Warto zaznaczyć, że tylko niektóre kategorie kosztów będą na bieżąco odnotowywane w sprawozdawczości przedsiębiorstw. Wybrane pozycje kosztowe z pozostałych kategorii będą ujęte w sprawozdawczości w formie zagregowanej, a inne pojawią się w niej tylko wówczas, gdy zostaną podjęte stosowne działania celem ich identyfikacji i waloryzacji.

5.2. Ujęcie kosztów w scenariuszach zagospodarowania zwrotów

Czynnik kosztowy stanowi jeden z kluczowych motywów zagospodarowania zwrotów. Pojawienie się zwrotu w przedsiębiorstwie jest intuicyjnie, a często także formalnie, kwalifikowane jako poniesienie straty z tego tytułu. Jednak, zanim strata okaże się definitywna,

przedsiębiorstwo podejmie działania dla uniknięcia tej straty lub jej zrekompensowania. Można założyć, że zaksięgowanie straty następuje w momencie, kiedy nie uda się zwrócić produktu do klienta. Uzyskuje się w ten sposób podział na dwie grupy strategii działania przedsiębiorstwa, które będą w stosunku do siebie komplementarne, a ich podejmowanie będzie uzależnione od stanu zwrotu oraz możliwości technicznych zagospodarowania go.

Tabela 9 przedstawia scenariusze zagospodarowania zwrotów wraz z odniesieniem do kosztów i przychodów, które mogą wygenerować.

Tabela 9. Charakterystyka ekonomiczna i środowiskowa dla wybranych scenariuszy zagospodarowania zwrotów

Nazwa scenariusza	Koszty	Przychody
(1) Sprzedaż w takiej formie jak przyjęto (lub (1a) zwrot do klienta)	Zwrot kosztów zakupu (lub brak kosztów)	Sprzedaż po obniżonej cenie (lub brak przychodów)
(2) Przepakowanie i sprzedaż jako nowych	Zwrot kosztów zakupu i opakowanie	Sprzedaż produktu
(3) Odnawianie (naprawa, czyszczenie itp.) i sprzedaż jako używany (lub (3a) zwrot do klienta)	Demontaż, naprawa, wymiana części, opakowanie i zwrot kosztów zakupu (lub brak kosztów zwrotu)	Sprzedaż po obniżonej cenie (lub brak przychodów)
(4) Produkcja z odzyskanych komponentów lub surowców i sprzedaż jako nowy	Demontaż, ponowne wytwarzanie, zwrot kosztów zakupu	Sprzedaż produktu
(5) Wyprzedaż	Zwrot kosztów zakupu	Sprzedaż po znacznie obniżonej cenie
(6) Odzysk komponentów	Demontaż, opakowanie komponentów, zwrot kosztów zakupu	Sprzedaż komponentów
(7) Recykling (odzysk materiałów)	Demontaż, recykling, zwrot kosztów zakupu	Sprzedaż materiałów
(8) Przeznaczenie na darowizny	Zwrot kosztów zakupu	brak
(9) Złomowanie	Zwrot kosztów zakupu	brak

Źródło: Opracowanie własne

Biorąc pod uwagę konsekwencje środowiskowe powyższych scenariuszy, należy zaznaczyć, że będą one w niektórych przypadkach bardzo podobne czy wręcz identyczne. W związku z tym stworzono oddzielne scenariusze, biorąc pod uwagę jedynie oddziaływanie środowiskowe, które przedstawiono w *Tabela 10*. Przy opisie scenariuszy środowiskowych podano w nawiasie odniesienie do scenariuszy zagospodarowania zwrotów zgodnie z przyjętą numeracją w *Tabela 9*.

Tabela 10. Scenariusze środowiskowe dla zagospodarowania zwrotów

Symbol scenariusza	Opis scenariuszy oddziaływania na środowisko
Scenariusz A	Zwrot (sprzedaż) produktu bez ingerencji; transport (1, 1a, 5, 8)
Scenariusz B	Ponowne pakowanie produktu; transport (2)
Scenariusz C	Naprawa produktu (zużycie materiałów i energii); transport (3, 3a)
Scenariusz D	Ponowne wytwarzanie produktu i montaż (zużycie materiałów i energii); złomowanie uszkodzonych komponentów; wytworzenie brakujących komponentów; pakowanie produktu; transport (4)
Scenariusz E	Sprzedaż komponentów, złomowanie uszkodzonych komponentów; pakowanie komponentów; transport (6)
Scenariusz F	Recykling materiałów; złomowanie materiałów nie nadających się do recyklingu, transport (7)
Scenariusz G	Złomowanie produktu; transport (9)

Źródło: Opracowanie własne

Biorąc pod uwagę specyfikę kosztów zagospodarowania zwrotów, można je podzielić na następujące kategorie (Park et al. 2006): koszty zwrotu (głównie koszty transportu), koszty demontażu (pracy, energii i materiałowe), koszty interwencji (pracy, materiałów, energii, naprawy, amortyzacji) oraz koszty zagospodarowania (deponowania odpadów).

w swoim modelu zagospodarowania zwrotów, stosując rodzajową klasyfikację kosztów wyodrębniając następujące kategorie: koszty odebrania zwrotu, koszty odrzutów jakościowych, koszty zamówień komponentów, koszty utrzymywania zapasów komponentów, koszty demontażu, koszty zagospodarowania, recyklingu, ponownego wytworzenia, koszty organizacyjne, koszty utraconych możliwości (Xanthopoulos, Iakovou 2009).

Każdy aspekt procesu zagospodarowania zwrotów powinien być rozpatrywany indywidualnie, co czyni jego obsługę czasochłonnym i zniechęcającym zadaniem przede wszystkim dla projektantów (Hatcher, Ijomah & Windmill 2011). Jest to również problematyczne z perspektywy kosztów i ich kalkulacji. W rzeczywistości to efektywność kosztowa oraz możliwości techniczne stanowią główne czynniki determinujące zakres działań podejmowanych w zakresie zagospodarowania zwrotów (Chu et al. 2009; Kuo 2006; Yang, Ong & Nee 2016).

5.3. Procedura tworzenia zintegrowanej bazy danych środowiskowych i ekonomicznych

Z perspektywy procedury realizacji jednoczesnej oceny ekonomicznej i środowiskowej, np. w ujęciu e-LCC, konieczne jest rozszerzenie etapu inwentaryzacji oraz oceny wpływu cyklu życia. Jak już wspomniano w poprzednim podrozdziale, wiąże się to z podwójną parametryzacją przepływów w cyklu życia. Proces ten powinien przebiegać równoległe od samego początku oceny, chociaż w przypadku wybranych przepływów mogą zachodzić przypadki,

gdy jedna z tych kategorii będzie istotna, a druga nie będzie występowała. Dotyczy to np. takich operacji w procesie zagospodarowania zwrotów, jak ręczny demontaż, które nie wiążą się z zauważalnymi oddziaływaniami na środowisko, a jedynie z kosztami.

Praktyczna realizacja takiej oceny prowadzi do konieczności indywidualnego parametryzowania kosztów. W praktyce przemysłowej być może wystąpi powtarzalność takich przypadków ale, jak wskazują wyniki przeprowadzonych w ramach projektu pt. „Zarządzanie logistyczne produktami niepełnowartościowymi w polskich przedsiębiorstwach produkcyjnych”, dotyczy ona zawsze konkretnego produktu, obiektu przemysłowego oraz scenariusza zagospodarowania zwrotu. Konsekwencją tego jest konieczność wielowariantowej parametryzacji kosztowej wybranych przepływów. Wielowariantowość ta wynika ze zróżnicowanego zakresu i natężenia realizacji procesów zagospodarowania zwrotów.

Pierwotnie zadaniem projektu było opracowanie uniwersalnej bazy danych kosztów zagospodarowania zwrotów, ale w toku jego realizacji okazało się, że opracowanie takiej bazy jest zadaniem zbyt złożonym i niekoniecznie pożądanym. Zamiast tego sformułowano reguły definiowania takich pozycji w bazie danych oraz korelowanie ich z istniejącymi bazami dokumentującymi przepływy i ich szkodliwość środowiskowych.

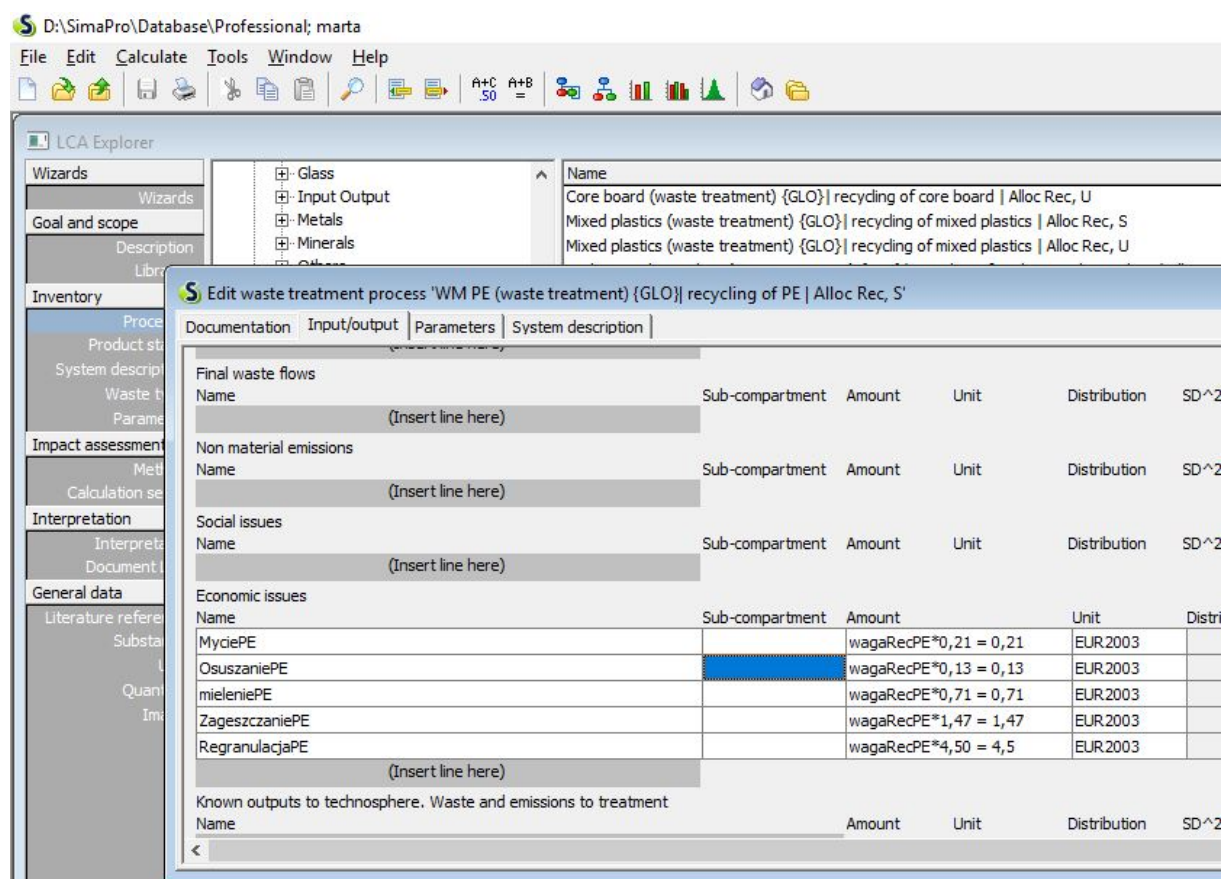
Wychodząc z perspektywy dostępnego oprogramowania (w przypadku projektu jest to program SimaPro), tworzenie bazy danych kosztowych przebiega poprzez jej „nałożenie” na istniejące lub utworzone bazy danych oddziaływań środowiskowych analizowanego cyklu życia. Poziomem, który jest odpowiedni dla zintegrowania danych ekonomicznych ze środowiskowymi jest poziom substancji lub poziom procesu. Z perspektywy bazy ecoinvent, która stanowi jeden ze zintegrowanych elementów oprogramowania SimaPro, wprowadzenie informacji kosztowych jest wykonalne na poziomie procesu. Podobne operacje na poziomie substancji wymagałyby tworzenia alternatywnej bazy danych, co zdecydowanie pogorszyłoby integralność takiego systemu informacyjnego oraz prowadziłyby do konieczności utworzenia odpowiedniego interfejsu.

Każdy proces w bazie ecoinvent ma przypisane przepływy istotne z punktu widzenia wpływu cyklu życia na środowisko. Oprócz zdefiniowanych przepływów użytkownik może wprowadzać swoje przepływy lub modyfikować istniejące dla pełniejszego czy bardziej wiernego odwzorowania oddziaływań w danym cyklu życia. Do przepływów można również dodawać kategorie oddziaływań o charakterze nieśrodowiskowym, np. społecznym lub ekonomicznym. *Rysunek 20* przedstawia rekord bazy ecoinvent poświęcony recyklingowi PE, dla którego zdefiniowano przepływy o charakterze ekonomicznym. Nie ma ograniczeń co do ilo-

ści definiowanych przepływów, są natomiast ograniczenia co do sposobu ich definiowania. Dla wyrażenia wielkości kosztów użytecznymi kategoriami są następujące jednostki:

- jednostki pieniężne (waluta),
- wskaźniki,
- jednostki bezwymiarowe.

Najbardziej przejrzystym rozwiązaniem jest przypisanie kosztów zdefiniowanych przepływów masie surowca wtórnego PE przypisanej do danego rekordu. Tak zdefiniowane koszty będą następnie przeliczane wraz dopasowywaniem całego rekordu do jednostki funkcjonalnej w cyklu życia lub do scenariuszy zagospodarowania danego zwrotu. Takie rozwiązanie wiąże się też z pewnym uproszczeniem, tzn. założeniem, że niezależnie od masy/ilości surowca wtórnego poddawanego obróbce wielkość kosztów powiązana jego przetworzeniem nie ulegnie zmianie. Nie zmieni się również struktura tych kosztów.



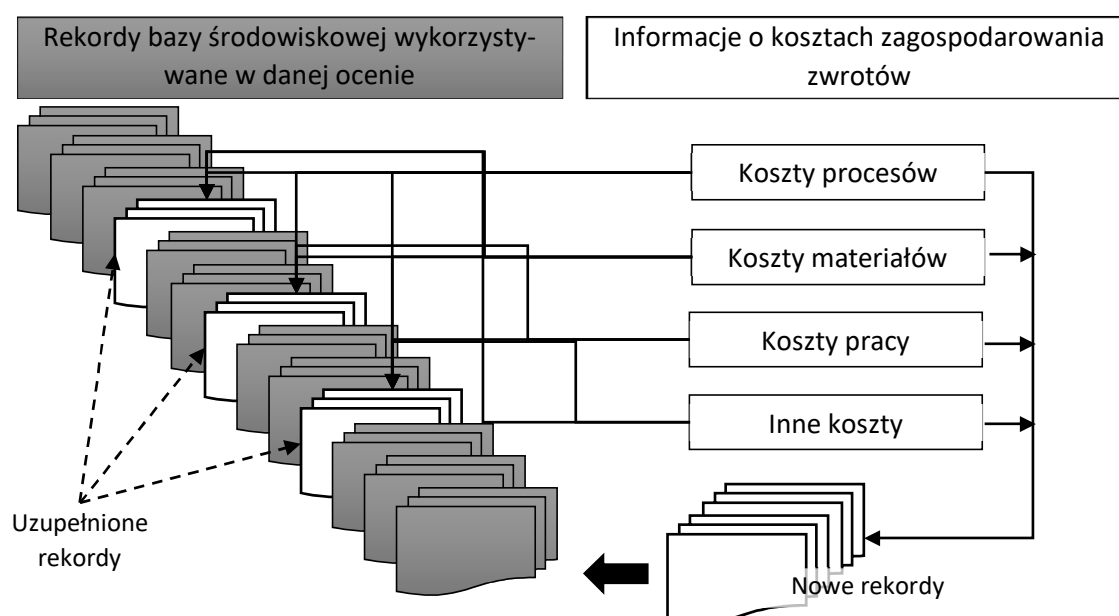
Rysunek 20. Przykładowy sposób ujęcia kosztów w programie SimaPro 8

Źródło: Opracowanie własne

Rozwiązanie takie staje się bardziej pracochłonne w obsłudze, gdy zdefiniowane są koszty wrażliwe na masę/ilość surowca. Wówczas w każdym przypadku takie oceny czy ich warianty wymagają indywidualnego definiowania.

Rozwiązaniem, które może uprościć proces indywidualizacji kosztów jest ich parametryzacja na poziomie rekordu lub na poziomie całego cyklu życia. Wprowadzone tak parametry pozwolą na automatyczne przełączenie wielkości kosztów lub ich wskaźnika w zależności od scenariusza. Przykład wprowadzenia takiego parametru przedstawiono na *Rysunek 20*.

Aby stworzyć zintegrowaną bazę danych, uwzględniającą oddziaływanie środowiskowe oraz koszty zagospodarowania zwrotów należy uzupełnić wszystkie rekordy, które obejmują takie koszty w konkretnym scenariuszu zagospodarowania. Oprócz tego być może konieczne będzie wprowadzenie dodatkowych rekordów, które nie są powiązane z oddziaływaniem na środowisko, a co do których wystąpią takie koszty. Takie rozwiązanie w schematycznym ujęciu przedstawiono na *Rysunek 21*.



Rysunek 21. Wprowadzenie informacji kosztowych do istniejącej bazy środowiskowej

Źródło: Opracowanie własne

6. Wybrane przykłady oceny LCA dla zagospodarowania zwrotów

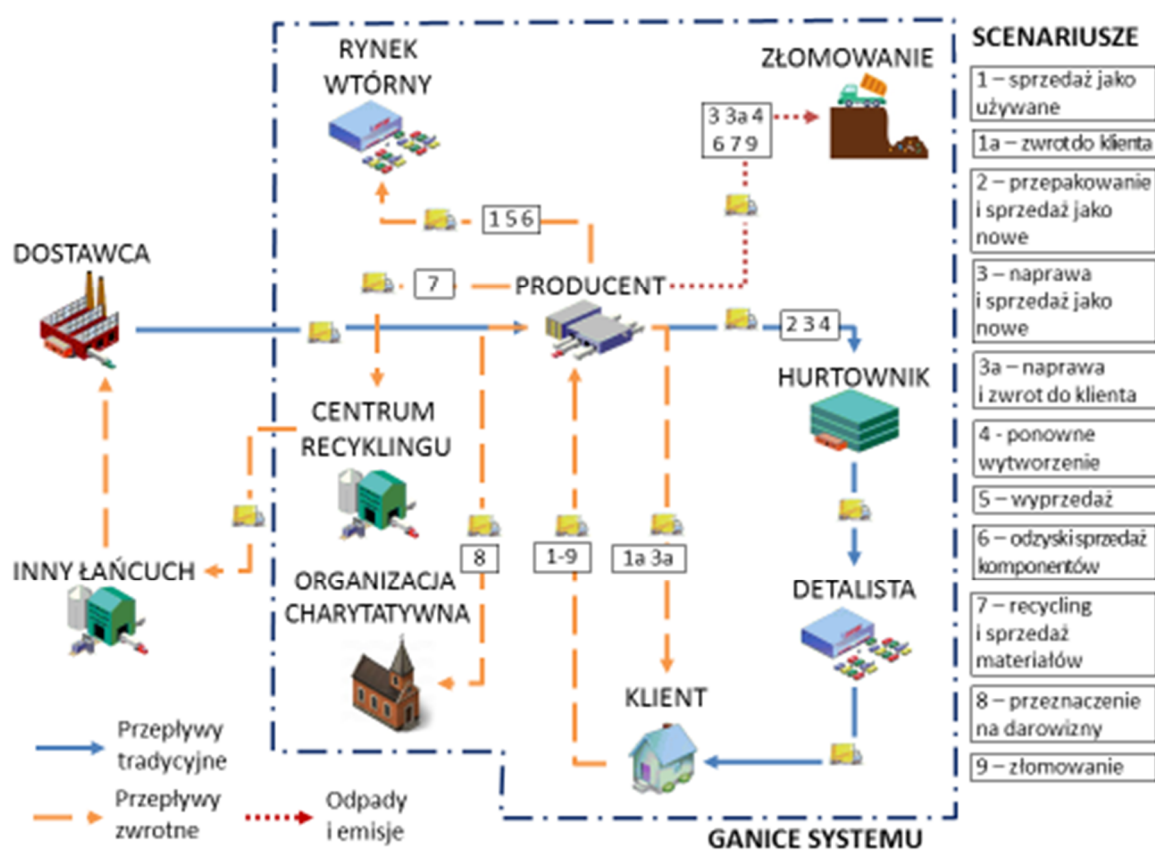
6.1. Pralka automatyczna

Pralka automatyczna stanowi przypadek trwałego produktu o złożonym cyklu życia, w którym oddziaływania są rozłożone pomiędzy różne fazy. Duże znaczenie ma charakter przejścia produktu z fazy użytkowania do fazy końcowego zagospodarowania. Parametry tego przejścia są uzależnione nie tylko od decyzji konsumenta o zakończeniu jej użytkowania, czy trwałości wyrobu, ale również od funkcjonowania kanałów logistyki zwrotnej, podmiotów zdolnych do zagospodarowania zużytego produktu, praktyk na lokalnych składowiskach odpadów, polityki samorządu w tym zakresie, czy też prawodawstwa w tym zakresie. Nieco inaczej wygląda sytuacja w przypadku zagospodarowania produktu, który przedwcześnie przerywa fazę użytkowania i trafia do kanału zwrotnego. Wówczas bezpośrednim odbiorcą zwrotu jest wytwórca sprzętu i to on, na podstawie rodzaju wady i jakości sprzętu oraz szeregu decyzji, wyznaczy dalszy los zwróconego produktu. Rozpatrywane poniżej scenariusze ilustrują taki właśnie przypadek, który jest znacząco różny od przypadków produktów, kończących swój cykl użytkowania zgodnie z planem, ale który wykorzystuje szereg możliwości, dostępnych także dla tamtych przypadków. Najważniejszą różnicą będzie jednak potencjał odzyskania pełnej funkcjonalności produktu, który w przypadku przedwczesnego zwrotu jest zdecydowanie większy, i który będzie wyznaczał tok postępowania wytwórcy.

Przedstawiony przypadek oceny stanowi jeden z efektów cząstkowych projektu pt. „Zarządzanie logistyczne produktami niepełnowartościowymi w polskich przedsiębiorstwach produkcyjnych”. Jego opis i analiza stanowią również przedmiot innych publikacji wykonawców projektu (Nitkiewicz & Kosarga 2017; Nitkiewicz & Starostka-Patyk 2017).

Ocena została przeprowadzona na podstawie uśrednionego cyklu życia pralki automatycznej w ujęciu „gate to grave”. W tym ujęciu uwzględnia się następujące fazy cyklu życia: dystrybucja, użytkowanie, zwrot/odbiór produktu, scenariusze zagospodarowania zwrotu (w zależności od scenariusza obejmuje takie procesy, jak: przepakowanie, naprawa, odzysk materiałów lub komponentów, ponowne wytwarzanie), ponowna sprzedaż produktu lub jego elementów. Modelem poddanym analizie jest model pralki ładowanej od frontu o klasie energetycznej A++. Wybór modelu jest podyktowany jego popularnością na rynku. Jak wskazują dane ze sprzedaży, modele średniej klasy ładowane od frontu miały w I kwartale 2015 roku ok. 70% udział w rynku (Fąs 2015). W ocenie jednostka funkcjonalna jest zdefiniowana jako cykl życia, w ujęciu „gate to grave”, jednej pralki automatycznej, zwróconej do producenta po 53 dniach użytkowania, który uwzględnia fazy: dystrybucji, użytkowania, zwrotu, naprawy i odzysku oraz redystrybucji.

Na Rysunek 22 przedstawiono uproszczony schemat cyklu życia pralki automatycznej z uwzględnieniem przepływów zwrotnych. Zgodnie z przyjętymi założeniami, ocena dotyczy zwrotów konsumenckich oraz wybranej części cyklu życia (ujęcie „gate to grave”). W związku z tym, że ocena skupia się na działaniach podejmowanych przez producenta pralki, w analizie przyjęto perspektywę procesu decyzyjnego dotyczącego zagospodarowania zwracanego produktu. Założono, że wszystkie działania podejmowane w różnych scenariuszach w ramach zagospodarowania zwrotu są podejmowane przez producenta, tj. w granicach przedstawionego na Rysunku 22 systemu produktu, a poza system trafiają jedynie wybrane strumienie materiałowe (odzyskane komponenty i materiały z recyklingu) oraz produkt po odnowie. Cykl życia nie uwzględnia zatem faz, przez które przechodzi ewentualnie produkt w redystrybucji, oprócz transportu do kolejnej fazy (klient, rynek wtórny, organizacja charytatywna).



Rysunek 22. Uproszczony schemat cyklu życia pralki automatycznej z zaznaczeniem granic systemu produktu

Źródło: Opracowanie własne

W związku z tym, iż ocenie poddano kilka scenariuszy zagospodarowania zwrotów pralki automatycznej, jednostka funkcjonalna obejmie nieco inną konfigurację przepływów dla każdego ze scenariuszy. Dane wykorzystane w ocenie odnoszą się do przepływów w cyklu życia pralki automatycznej (przepływy materiałowe, energetyczne, emisje zanieczyszczeń i odpady) oraz kosztów jej zagospodarowania po zwrocie przez klienta. Bilans materiałowy dla cyklu

życia pralki automatycznej zaadoptowano od Bourriera i in. (Bourrier et al. 2011), podczas gdy powiązane z nim oddziaływania pochodzą z bazy Ecoinvent 3.0. Zakłada się, że niektóre z tych przepływów są niezmiennie niezależnie od scenariusza (np. transport w odbiorze zwrotu od klienta). Inne zmieniają się w zależności od scenariusza (np. występowanie lub nie recyklingu i powiązane z tym oddziaływania). Faza użytkowania pralki, w zgodzie z przyjętymi założeniami, trwa 53 dni i obejmuje 23 cykle prania. Wielkości zużycia energii elektrycznej, wody i środków piorących odnoszące się do specyfiki analizowanego produktu i jego cyklu życia zaadoptowano z literatury (Bourrier et al. 2011; WRAP 2010).

Dodatkowo dane dotyczące zagospodarowania zwrotów zostały znormalizowane przez współczynniki właściwe dla producentów pralek automatycznych, którzy wzięli udział w badaniu ankietowym. Dane opisujące fazy cyklu życia pralki, w których zaangażowani są jej wytwórcy mają na celu odzwierciedlenie praktyk sektorowych i są obliczone na podstawie uśrednionych wyników z badania ankietowego.

W Tabeli 11 zaprezentowano dane inwentarzowe dla pralki zgodnie ze zdefiniowaną jednostką funkcjonalną. W związku z tym, iż przedmiotem zainteresowania są scenariusze zagospodarowania produktów niepełnowartościowych, w tabeli uwzględniono również stopień odzysku materiałów.

Tabela 11. Dane inwentarzowe dla cyku życia „gate to grave” pralki automatycznej

Materiały	Masa [kg]	Stopień odzysku materiałów [%]
Stal	25,11	57,2
Polipropylen	16,83	27,6
Stal chromowana 18/8	5,69	57,2
Żeliwo	9,28	57,2
Drewno	2,31	3,3
Szkło	2,39	3,4
Kauczuk syntetyczny	1,94	
Miedź	1,68	2,4
Aluminium	1,33	4,7
Powłoka aluminiowa AlMg3	1,99	
Polietylen	0,56	
Tkaniny	0,53	
Płytki nadrukowane	0,47	
Szkło dla wyświetlacza ciekłokrystalicznego	0,02	
Zużycie	Wartość zmiennej	
Zużycie wody (w litrach na cykl)	70	
Zużycie energii elektrycznej (w kWh na cykl)	0,8	
Zużycie detergentów (w kg na cykl)	0,065	

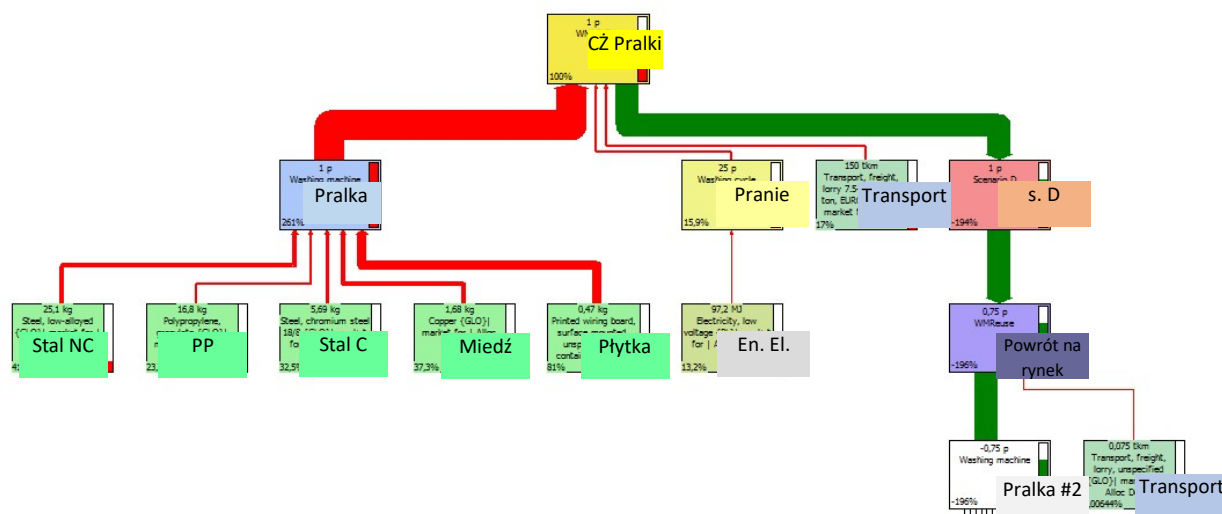
Źródło: Opracowanie własne na podstawie (Bourrier et al. 2011)

6.1.1. Ocena wpływu cyklu życia na środowisko dla wybranych scenariuszy zagospodarowania zwracanych pralek

Ocenę wpływu cyklu życia przeprowadzono przy wykorzystaniu metody ReCiPe i jej wskaźnika punktów końcowych odniesionego do obszaru Europy i przyjęciu perspektywy hierarchicznej. Wskaźniki ReCiPe poddano normalizacji oraz ważeniu, zgodnie ze standardową procedurą obliczeniową w tej metodzie. Informacje odnośnie do metody ReCiPe są dostępne w literaturze zarówno w odniesieniu do założeń metodycznych, jak i konkretnego zastosowania w odniesieniu do produktów niepełnowartościowych (Goedkoop et al. 2013).

W analizie scenariusza wzięto pod uwagę te scenariusze zagospodarowania zwrotu, które przedstawiono w *Tabela 9* - w zakresie efektów ekonomicznych i w *Tabela 10* - w zakresie oddziaływania na środowisko.

Przegląd oddziaływania na środowisko cyklu życia pralki automatycznej w ujęciu „gate to grave” dla scenariusza D (ponowne wytwarzanie) przedstawiono na *Rysunku 23*. Drzewo procesów uwzględnia tylko te, dla których wkład w całkowite oddziaływanie przekracza 3%. Warto zauważyć, że faza użytkowania produktu, skrócona w analizowanych przypadkach do 53 dni, nie ma istotnego wkładu w całkowite oddziaływanie środowiskowe cyklu życia pralki. Kolorem czerwonym zaznaczono szkodliwe oddziaływanie na środowisko, a kolorem zielonym oddziaływanie pozytywne powiązane z powrotem pralki na rynek.

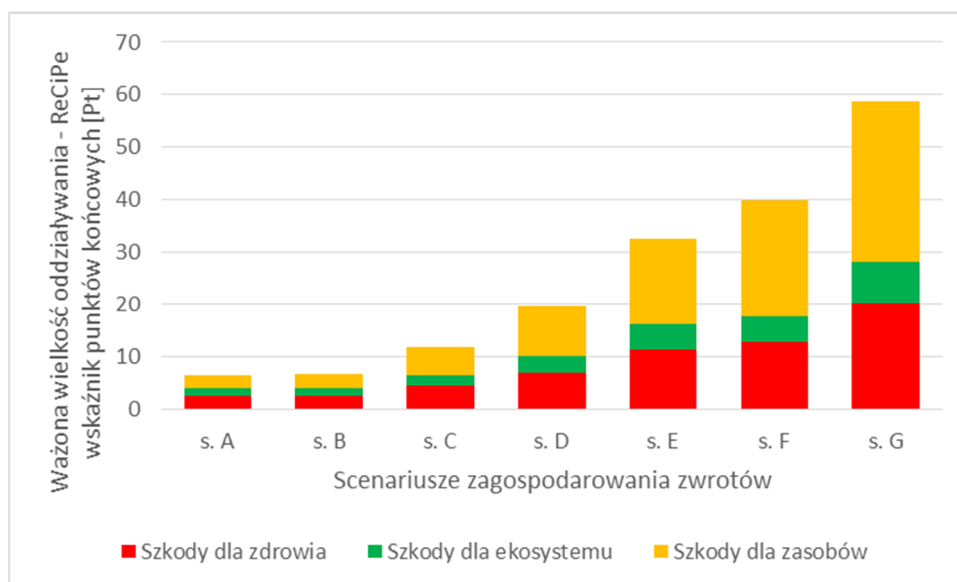


Rysunek 23. Drzewo cyklu życia pralki automatycznej uwzględniającego zwrot produktu w ujęciu „gate to grave” - wskaźnik końcowy ReCiPe dla Scenariusza D

Źródło: Opracowanie własne

Rysunek 24 przedstawia oddziaływanie cyklu życia pralki w ramach poszczególnych scenariuszy w ujęciu wskaźnika końcowego ReCiPe na etapie ważenia. Widać wyraźną różnicę w oddziaływaniu środowiskowym poszczególnych scenariuszy. Różnice te wskazują na duże

znaczenie sposobu zagospodarowania zwróconego produktu dla jego oddziaływania środowiskowego. Stosunkowo niskie oddziaływanie scenariuszy A-D wiąże się ze zwróceniem produktu na rynek (uniknięte oddziaływanie powiązane z nowym produktem) oraz niewielką ingerencją w środowisko w ramach realizowanych procesów naprawczych. Scenariusze E-G nie pozwalają na powrót pralki na rynek, w związku z czym ich oddziaływanie środowiskowe nie uwzględnia unikniętych produktów.



Rysunek 24. Porównanie struktury oddziaływania w ujęciu wskaźników kategorii szkód dla poszczególnych scenariuszy - wskaźnik końcowy ReCiPe; etap ważenia

Źródło: Opracowanie własne

6.1.2. Oszacowanie kosztów i przychodów dla wybranych scenariuszy zagospodarowania zwracanych pralek

przedstawiono działania generujące koszty i przychody w trakcie zagospodarowania zwracanych pralek. Celem tego zestawienia jest rozpoznanie obciążenia kosztowego poszczególnych scenariuszy oraz identyfikacja ewentualnych możliwości wygenerowania przychodów. Warto zwrócić uwagę, że ponoszone koszty w ramach danego scenariusza są pewne, podczas gdy przychody są uzależnione od decyzji konsumentów i możliwości dotarcia na rynek. W związku z powyższym, kategorie przychodów są rozpatrywane tylko na poziomie bardzo ogólnym. Informacje o kosztach i przychodach stanowią uśrednione wartości dla producentów pralek, którzy wzięli udział w badaniu ankietowym oraz w wywiadach pogłębionych, ale należy je traktować jako dane pogładowe, które oddają relacje pomiędzy poszczególnymi kategoriami albo rząd wielkości tych pozycji, a nie realne koszty/przychody producentów pralek. W związku z tym, iż w analizie rozpatrywano scenariusze dla zwrotów produ-

cenckich, które następowały w okresie obowiązywania gwarancji na produkt, założono że w każdym przypadku gwarancja zostaje rozpatrzona pozytywnie. Oznacza to, że każdorazowo klient otrzymuje zwrot kosztów lub działający produkt. Oprócz danych o kosztach i przychodach w ostatnim wierszu *Tabeli 12* umieszczono wielkość zagregowaną oddziaływania poszczególnych scenariuszy na środowisko w ujęciu wskaźnika końcowego ReCiPe.

Tabela 12. Ekonomiczne i ekologiczne charakterystyki scenariuszy zagospodarowania zwróconej pralki

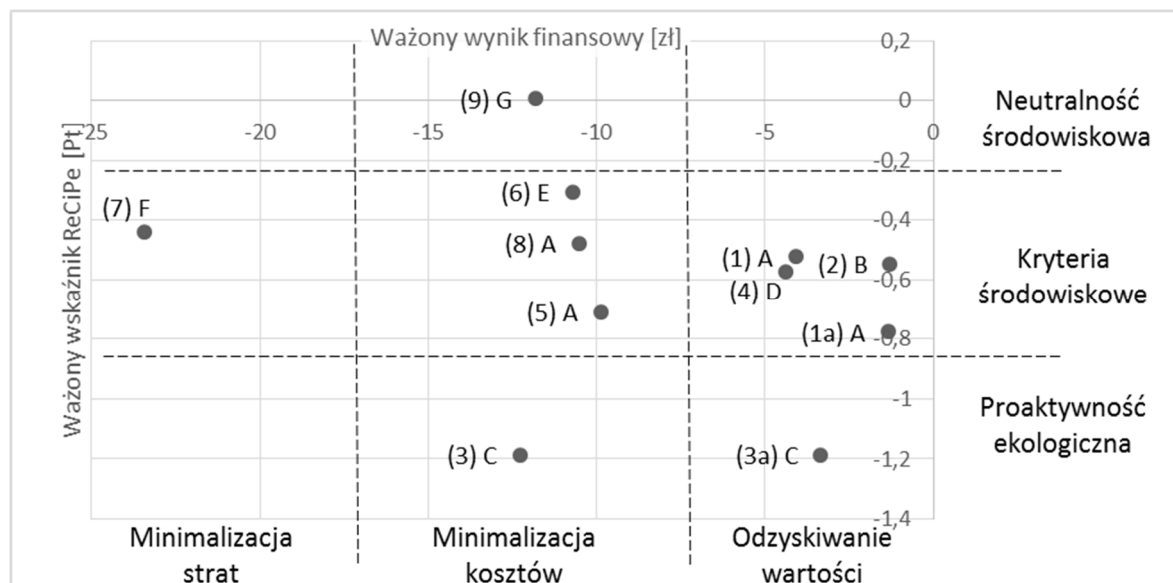
Zmienne	Koszty zagospodarowania zwrotów [zł]/przychody ze sprzedaży [zł]/oddziaływanie na środowisko [Pt] w ramach poszczególnych scenariuszy										
	(1) A	(1a) A	(2) B	(3) C	(3a) C	(4) D	(5) A	(6) E	(7) F	(8) A	(9) G
Pakowanie	0	0	33	33	0	33	0	37	0	0	0
Demontaż, diagnostyka i ponowne złożenie	50	50	50	50	50	100	50	50	50	50	25
Transport	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37
Złomowanie	0	0	0	0	0	16	0	16	50	0	75
Naprawa/ponowne wytwarzanie	0	0	0	42	42	105	0	0	0	0	0
Zwrot kosztów zakupu	1050	0	1050	1050	0	1050	1050	1050	1050	1050	1050
Przychody ze sprzedaży (produktu, komponentów, materiałów)	735	0	1050	735	0	1050	420	294	222	0	0
Wynik finansowy	-404	-89	-122	-479	-131	-294	-719	-899	-971	-1139	-1189
ReCiPe Endpoint [Pt]	-51,7	-51,7	-51,5	-46,3	-46,3	-38,4	-51,7	-25,6	-18,2	-51,7	0,5

Źródło: Opracowanie własne

6.1.3. Kryteria ekonomiczne i ekologiczne w definiowaniu strategii zagospodarowania zwrotów

W ostatnim kroku analizy dokonano ważenia wskaźników ekonomicznych i ekologicznych przy pomocy danych ilościowych z badania ankietowego. Przyjęto, że częstotliwość realizowania scenariuszy przez producentów pralek automatycznych oraz udział zwrotów w całkowitej wielkości produkcji pozwoli na wyznaczenie mnożnika dla wskaźników wyniku finansowego i całkowitego oddziaływania na środowisko. W ten sposób uzyskano obrazującą sytuację zagospodarowania zwrotów w segmencie pralek automatycznych w hybrydowym ujęciu ekonomicznym i ekologicznym.

Dla celów klasyfikacji scenariuszy stworzono orientacyjną typologię strategii przedsiębiorstw w zakresie ekonomicznym i ekologicznym. W obu zakresach obejmuje ona po trzy typy strategii. W zakresie ekonomicznym są to strategie: odzyskiwanie wartości, minimalizacja kosztów oraz minimalizacja strat. W zakresie ekologicznym są to strategie: neutralności środowiskowej, stosowania prostych kryteriów środowiskowych oraz proaktywności ekologicznej. Na Rysunku 25 przedstawiono klasyfikację scenariuszy do wyznaczonych typów strategii, na podstawie osiągniętych wyników ekonomicznych i środowiskowych.



Rysunek 25. Klasyfikacja scenariuszy do typów strategii ekonomicznych i ekologicznych

Źródło: Opracowanie własne

Stosunkowo najbardziej liczna grupa scenariuszy jest zakwalifikowana do strategii „odzyskiwanie wartości - stosowanie kryteriów środowiskowych”. Są to scenariusze 1 i 1a (powrót na rynek jako produkt używany lub zwrot produktu do klienta bez ingerencji), 2 (przepakowanie i sprzedaż bez ingerencji) oraz 4 (ponowne wytworzenie produktu na bazie zwrotu). Trzy z czterech scenariuszy (1, 1a, 2) są możliwe do wdrożenia tylko w przypadku braku fak-

tycznych usterek w produkcji. Scenariusz 4 stanowi już zaawansowane podejście do transformacji produktu dla uczynienia jego powrotu na rynek możliwym. Na uwagę zasługuje zróżnicowana klasyfikacja scenariuszy 3 i 3a (naprawa), w zależności od tego, czy produkt trafia z powrotem do klienta (3a), czy też na rynek. Różnica przejawia się wyłącznie w kategoriach ekonomicznych i wiąże się z obniżoną ceną rynkową naprawionego produktu. Scenariusz 3a jest klasyfikowany do najbardziej pożądanej kategorii strategii „odzyskiwanie wartości - proaktywność ekologiczna”, a scenariusz 3 do strategii „minimalizacja kosztów - proaktywność ekologiczna”. Warto zaznaczyć, że w obu przypadkach strategię te przejawiają się zaangażowaniem przedsiębiorstwa w zagospodarowanie zwróconego produktu.

Druga pod względem liczebności grupa przynależy do strategii minimalizacji kosztów - stosowanie kryteriów środowiskowych. Sklasyfikowane do tej grupy strategii scenariusze to 5 (wyprzedaż), 6 (odzysk komponentów) oraz 8 (darowizna). Scenariusze 5 i 8 charakteryzuje raczej brak ambicji i w zakresie ekonomicznym i ekologicznym, natomiast scenariusz 6 uwzględnia mocne zaangażowanie przedsiębiorstwa w odzyskiwanie wartości i w ograniczenie skutków środowiskowych. Dwa pozostałe scenariusze trafiają do skrajnych typów strategii. Scenariusz 7 (recykling materiałów) trafia do grupy strategii „minimalizacja strat - stosowanie kryteriów środowiskowych” i uwzględnia próby ograniczenia oddziaływania środowiskowego, ale nie przynosi oczekiwanych efektów ekonomicznych. Natomiast scenariusz 9 (złomowanie) trafia do grupy „minimalizacja kosztów - neutralność środowiskowa” i nie uwzględnia żadnych starań przedsiębiorstwa o ograniczenie oddziaływania środowiskowego, oraz tylko niewielkie w zakresie ograniczenia kosztów.

6.2. Telefon komórkowy

Dla zilustrowania możliwych scenariuszy zagospodarowania produktu niepełnowartościowego wykorzystano również przykład telefonu komórkowego. Analiza tego przypadku stanowi również jeden z efektów projektu pt. „Zarządzanie logistyczne produktami niepełnowartościowymi w polskich przedsiębiorstwach produkcyjnych”. Jego opis i analiza stanowią również przedmiot innych publikacji wykonawców projektu (Nitkiewicz 2015; Nitkiewicz & Starostka-Patyk 2014; Starostka-Patyk & Nitkiewicz 2014).

W związku z tym, iż celem jest zaprezentowanie różnych scenariuszy zagospodarowania produktów niepełnowartościowych w ujęciu ekologicznej oceny cyklu życia, wybrano prosty model telefonu komórkowego. Wybrany model telefonu ma jedynie możliwości wykonywania rozmów oraz wysyłania krótkich wiadomości tekstowych, ale nie ma wbudowanego apa-

ratu fotograficznego, rozszerzalnej pamięci operacyjnej ani systemu operacyjnego. Model jest wyposażony w klawiaturę i nie posiada ekranu dotykowego. Szczegółową analizę takiego modelu, przy wykorzystaniu ekologicznej oceny cyklu życia przeprowadzili Sangprasert i Pharino (Sangprasert, Pharino 2013). Zaprezentowane przez nich dane wykorzystano do dokonania inwentaryzacji przepływów materiałowych i energetycznych w cyklu życia telefonu. Dane te uzupełniono założeniami odnośnie przebiegu scenariuszy zagospodarowania telefonu w przypadku jego zwrotu przez klienta.

6.2.1. Scenariusze zagospodarowania niepełnowartościowego telefonu komórkowego

Scenariusze stworzono w oparciu o przedstawione powyżej założenia, tym razem koncentrując się na kwestiach środowiskowych. Rozpatrywano następujące scenariusze dla telefonu komórkowego (Nitkiewicz & Starostka-Patyk 2014):

1. Ponowne wykorzystanie:

W tym scenariuszu zwrócony telefon nie posiada wad dyskwalifikujących go jako pełnowartościowy produkt. Jego funkcjonalność zostaje poddana ocenie, a jeżeli ta ocena wypadnie pomyślnie, produkt jest pakowany i ponownie wraca na rynek pierwotny lub wtórny. Poza operacjami kontrolnymi, przepakowaniem oraz operacjami logistycznymi nie wykonuje się żadnych operacji w tym scenariuszu.

2. Odnawianie produktu:

W tym scenariuszu zwrócony produkt posiada wady, które uniemożliwiają spełnianie jego funkcji. Te wady są możliwe do usunięcia bez naruszania integralności produktu. Realizacja tego scenariusza wiąże się z rozłożeniem produktu na komponenty, wykonaniem operacji naprawczych na uszkodzonych komponentach, wymianą komponentów oraz ponownym złożeniem produktu. Scenariusz kończy się sprawdzeniem funkcjonalności produktu, ponownym zapakowaniem oraz obsługą logistyczną celem powrotu produktu na rynek kanałem pierwotnym lub wtórnym.

3. Ponowne wytwarzanie przy wykorzystaniu istniejących komponentów:

Ten scenariusz zakłada, że produkt posiada wady uniemożliwiające spełnianie jego funkcji i na tyle istotne, że jego odnowienie jest niecelowe. W tym scenariuszu dokonuje się tylko przeglądu komponentów, a wybrane z nich skierowuje się do procesu wytwórczego produktów nowych. W dalszej kolejności powtarza się cały cykl produkcyjny.

4. Odsprzedaż komponentów:

Podobnie jak w poprzednim scenariuszu, tak i tutaj zakłada się występowanie wad w produkcji, które uniemożliwiają realizację jego funkcji oraz jego odnowienie. Zakłada się również, że wykorzystanie komponentów z uszkodzonego produktu jest zbyt ryzykowne i odsprzedaje się je na rynku wtórnym, po zweryfikowaniu ich funkcjonalności.

5. Odzysk materiałów:

W tym scenariuszu zakłada się, że ani zwrócony produkt, ani jego komponenty nie posiadają żadnej funkcjonalności. W tym scenariuszu prowadzi się jedynie odzysk materiałów, które mogą być wykorzystane w cyklu produkcyjnym lub też stanowią wartościowy surowiec na rynku.

6. Złomowanie:

W tym scenariuszu zakłada się, że produkt zostaje bezpośrednio złomowany po tym, jak został zwrócony i została stwierdzona jego nieprzydatność we wszystkich wcześniejszych scenariuszach.

Aby zachować pełną przejrzystość przedstawianego przykładu zaproponowano uwzględnienie w produkcji jedynie czterech komponentów składowych: obudowy telefonu, kasety z wyświetlaczem, obudowy kasety oraz baterii. Dodatkowo założono, że tylko jeden z tych komponentów ulega awarii w scenariuszach 2, 3 i 4.

6.2.2. Ocena wpływu cyklu życia zwracanego telefonu komórkowego z uwzględnieniem scenariuszy jego zagospodarowania

Badanie LCA rozpoczyna się od zdefiniowania jednostki produktu poddanej analizie, czyli tzw. jednostki funkcjonalnej. Jednostką funkcjonalną badania jest cykl życia telefonu komórkowego, obejmujący jego wyprodukowanie oraz 6 różnych scenariuszy jego zagospodarowania w przypadku zwrotu przez klienta. Cykl życia nie obejmuje fazy użytkowania telefonu. Jak już wspomniano telefon składa się z 4 komponentów. Do przeprowadzenia oceny wykorzystano dane przedstawione przez Sangprasert i Pharino (Sanggprasert, Pharino 2013) oraz dane z bazy Ecoinvent 3 dla opisanego scenariuszy zagospodarowania produktu niepełnowartościowego, zgodnie z przedstawionymi powyżej założeniami dla każdego ze scenariuszy. Wskaźniki oceny wpływu wyliczono przy pomocy oprogramowania SimaPro 8.

Do oceny wpływu wykorzystano metodę Eco-indicator'99. Wybór tej metody do oceny wpływu cyklu życia wiąże się z tym, że wskaźnik ten odnosi swoje mechanizmy obliczeniowe do obszaru Europy, co pozwala na prowadzenie rzetelnych ocen również w Polsce. Zastosowanie metody prowadzi do wyliczenia jednego wskaźnika punktowego dla maksymalnego

uproszczenia interpretacji czy wykorzystania wskaźnika dla celów porównawczych. Wskaźnik ten, nazywany ekowskaźnikiem, jest wyrażany w punktach [Pt]. Na wartość ekowskaźnika składają się ważone wartości trzech kategorii szkód (PRe 2015):

szkody dla zdrowia ludzkiego, wyrażone w liczbie utraconych lat życia oraz liczbie lat życia w niepełnosprawności,

szkody dla jakości ekosystemu, wyrażone w liczbie utraconych gatunków roślin i zwierząt w określonym czasie i obszarze,

szkody dla zasobów, wyrażone w nadwyżce energii potrzebnej do przyszłego wydobycia minerałów i paliw.

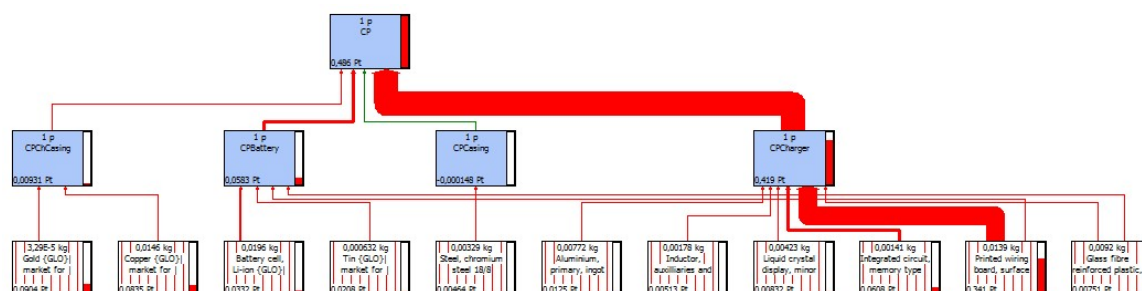
W metodzie Eco-indicator'99 wskaźniki kategorii szkody są wyznaczane na podstawie 11 wskaźników kategorii wpływu. Są to (PRe 2015):

- koncentracja substancji rakotwórczych,
- choroby układu oddechowego powodowane przez czynniki organiczne,
- choroby układu oddechowego powodowane przez czynniki nieorganiczne,
- zmiana klimatu,
- promieniowanie jonizujące,
- zubożenie warstwy ozonowej,
- koncentracja substancji toksycznych,
- zakwaszenie i eutrofizacja,
- wykorzystanie powierzchni ziemi,
- wydobycie minerałów,
- wydobycie paliw kopalnych.

Z kolei wartość wskaźników kategorii wpływu jest wyliczana na podstawie przepływów materiałowych i energetycznych oraz emisji zanieczyszczeń i odpadów w cyklu życia badanego produktu. Wyliczanie oddziaływania środowiskowego na podstawie przepływów w cyklu życia odbywa się przy wykorzystaniu ściśle określonych przeliczników, zgodnie z propozycjami autorów tej metody (Goedkoop & Spriensma 2001), które są zachowane w oprogramowaniu wykorzystanym do ich wyliczenia.

W pierwszym kroku przedstawiono ocenę wpływu telefonu, bez uwzględniania scenariuszy zagospodarowania go w przypadku zwrotów (*Rysunek 26*). Grubość przedstawionych na rysunku linii symbolizuje udział poszczególnych komponentów i wykorzystanych do ich konstrukcji materiałów w wartości ekowskaźnika. Największy udział w oddziaływaniu środowiskowym cyklu życia telefonu ma konstrukcja kasetki z wyświetlaczem, która obejmuje

wszystkie układy elektroniczne w telefonie. Pozostałe komponenty mają zdecydowanie mniejszy udział, przy czym jest on znaczący dla baterii, a nieznaczny dla obudowy telefonu i obudowy kasetki.

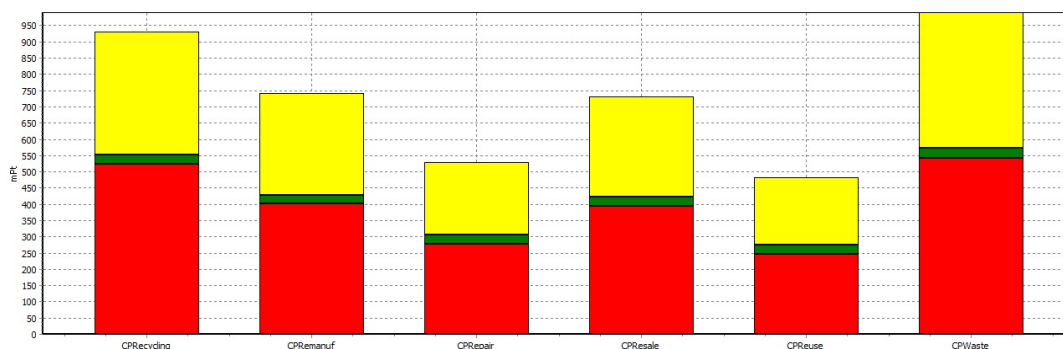


Legenda

CP	Telefon komórkowy
CPBattery	Bateria
CPCasing	Obudowa telefonu
CPCharger	Kasetka z wyświetlaczem
CPChCasing	Obudowa kasetki

Rysunek 26. Udział komponentów telefonu komórkowego w wartości ekowskaźnika

Źródło: (Nitkiewicz & Starostka-Patyk 2014)



Legenda

CPRecycling	Odzysk materiałów
CPRemanuf	Ponowne wytwarzanie
CPRepair	Odnawianie
CPResale	Odsprzedaż komponentów
CPReuse	Ponowne wykorzystanie
CPWaste	Złomowanie

szkody dla zdrowia ludzkiego	red
szkody dla ekosystemu	green
szkody dla zasobów	yellow

Rysunek 27. Wskaźniki w kategoriach szkody dla cyklu życia telefonu komórkowego i 6 scenariuszy zagospodarowania produktów niepełnowartościowych

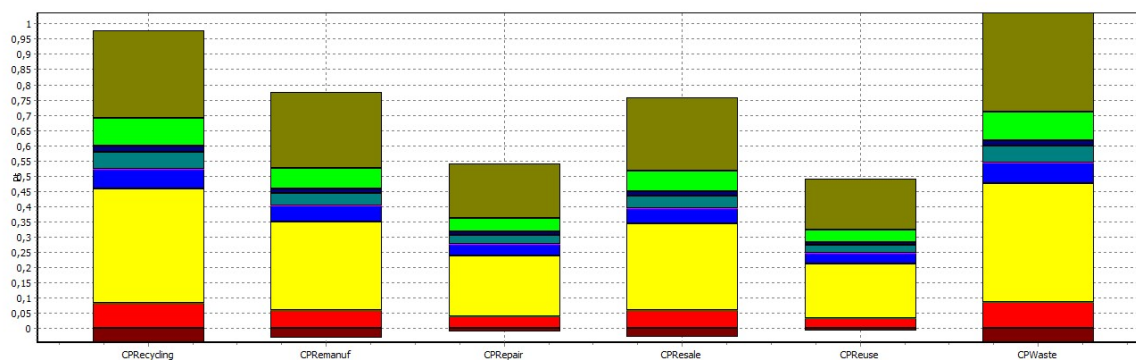
Źródło: (Nitkiewicz & Starostka-Patyk 2014)

Rysunek 27 przedstawia wartości wskaźników wyrażonych w 3 kategoriach szkody dla cyklu życia telefonu komórkowego wraz z 6 różnymi scenariuszami ich zagospodarowania w przypadku wystąpienia zwrotu. Wartości wskaźników są wyliczone przy założeniu standar-

dowej alokacji w metodzie Eco-indicator'99. Wartości wskaźników kategorii szkody sumują się do wartości ekowskaźnika. Najbardziej szkodliwy jest cykl życia telefonu przy założeniu jego złomowania po zwrocie. Wiąże się to z faktem, iż w tym scenariuszu nie przewidziano żadnych operacji odzyskiwania materiałów ani ponownego wykorzystania komponentów telefonu komórkowego. Bardzo zbliżony wynik uzyskano dla scenariusza odzyskiwania materiałów, co wiąże się z tym, iż nie udaje się zwrócić ani telefonu, ani jego komponentów na rynek i trzeba go zastąpić nowym modelem, co nie jest rekompensowane przez odzyskane materiały konstrukcyjne. Bardzo zbliżone wyniki uzyskano dla scenariuszy ponownego wytwarzania telefonu przy wykorzystaniu istniejących komponentów oraz odsprzedaży działających komponentów. Wiąże się to z przyjętym założeniem o tej samej liczbie komponentów wracających na rynek w obu scenariuszach oraz powrocie samego telefonu. Najlepsze wyniki, też zbliżone, uzyskuje się dla scenariuszy ponownego wykorzystania i naprawy telefonu, gdyż wykonywane operacje są ograniczone do minimum.

Cykl życia telefonu w największym stopniu przyczynia się do powstawania szkód dla zdrowia ludzkiego, niezależnie od rozpatrywanego scenariusza zagospodarowania zwrotów. W mniejszym zakresie przyczynia się do powstawania szkód dla zasobów. Zaskakująco, tylko w nieznacznym stopniu cykl życia telefonu przyczynia się do powstawania zagrożeń dla ekosystemu.

Rysunek 28 przedstawia wartości wskaźników dla 6 scenariuszy zagospodarowania produktów niepełnowartościowych z uwzględnieniem 11 kategorii wpływu. Kategoriami, w których ten wpływ jest najbardziej istotny są choroby układu oddechowego, powodowane przez emisje nieorganiczne oraz wykorzystanie surowców kopalnych. Do kategorii, w których udział cyklu życia telefonu wraz ze scenariuszami zagospodarowania produktu niepełnowartościowego jest zauważalny, zalicza się: koncentrację substancji rakotwórczych i toksycznych, wydobycie minerałów oraz zmianę klimatu. Tylko dla jednej kategorii wpływ cyklu życia telefonu jest pozytywny: wykorzystanie powierzchni ziemi.

**Legenda**

CPRecycling	Odzysk materiałów
CPRemanuf	Ponowne wytwarzanie
CPRRepair	Odnawianie
CPRResale	Odsprzedaż komponentów
CPRReuse	Ponowne wykorzystanie
CPWaste	Złomowanie

koncentracja substancji rakotwórczych	red
choroby układu oddechowego (organiczne)	green
choroby układu oddechowego (nieorganiczne)	yellow
zmiana klimatu	blue
promieniowanie jonizujące	grey
zubożenie warstwy ozonowej	red

koncentracja substancji toksycznych	light blue
zakwaszenie i eutrofizacja	dark blue
wykorzystanie powierzchni ziemi	dark red
wydobycie minerałów	green
wydobycie paliw kopalnych	olive green

Rysunek 28. Wskaźniki w kategoriach wpływu dla cyklu życia telefonu komórkowego i 6 scenariuszy zagospodarowania produktów niepełnowartościowych

Źródło: (Nitkiewicz & Starostka-Patyk 2014)

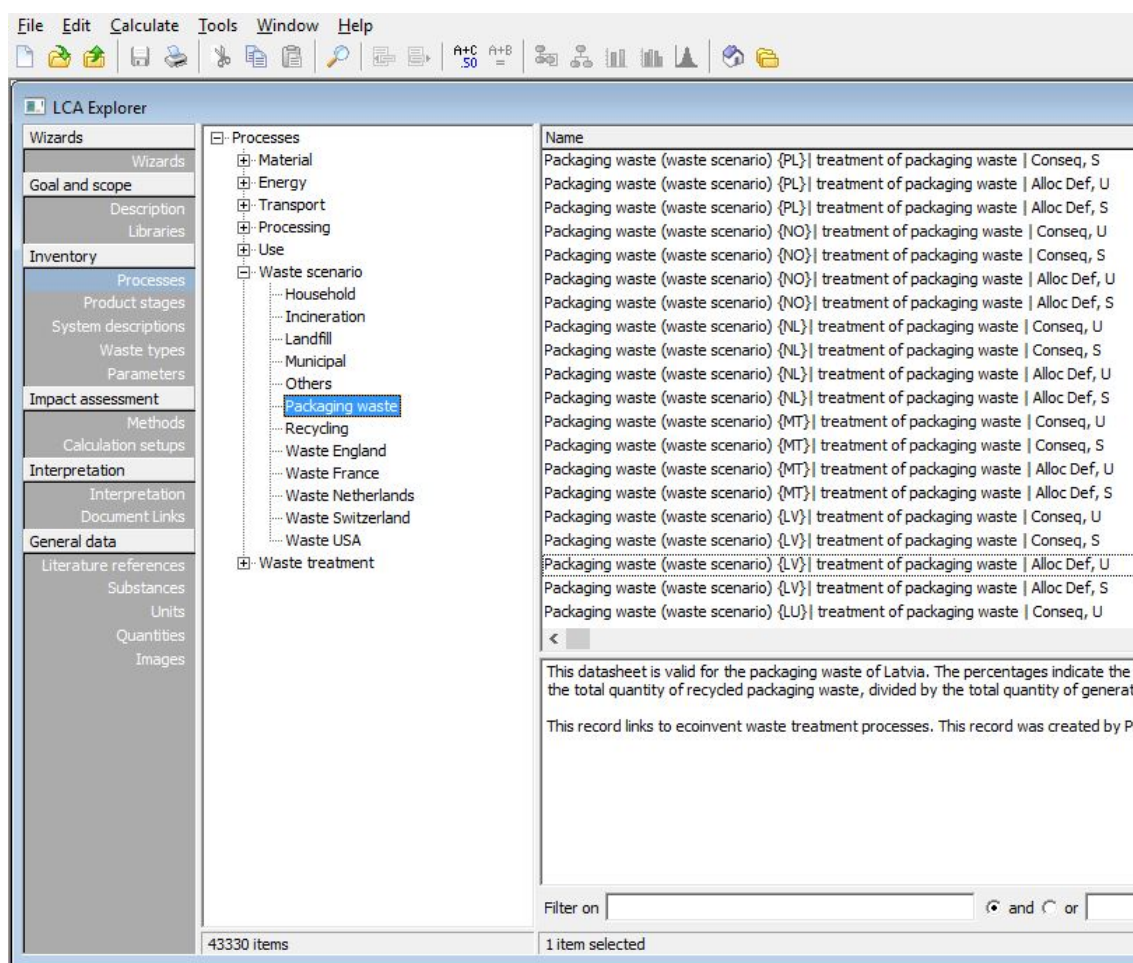
7. Możliwości ujęcia scenariuszy zagospodarowania zwrotów w programie SimaPro

Treść niniejszego rozdziału stanowi prezentacja możliwości zastosowania programu komputerowego SimaPro do przeprowadzenia oceny cyklu życia różnych scenariuszy zagospodarowania zwrotów. Program SimaPro powstał 25 lat temu i jest jednym z najczęściej wykorzystywanych programów do prowadzenia LCA. Jest on tworzony przez zespół specjalistów, pracujących również nad metodami oceny wpływu cyklu życia, takimi jak: Eko-wskaźnik '99 oraz ReCiPe i jest dostosowany do prowadzenia ocen w sposób kompleksowy i możliwie przyjazny użytkownikowi. SimaPro jest wyposażony w zestaw aktualnie stosowanych metod oceny oraz baz inwentarzowych. Program jest od początku wykorzystywany w projekcie pt. „Zarządzanie logistyczne produktami niepełnowartościowymi w polskich przedsiębiorstwach produkcyjnych” do prowadzenia ocen środowiskowych. Okolicznością, która wpłynie w sposób istotny na przebieg oceny jest też wybór i zastosowanie bazy danych inwentarzowych. Na potrzeby objaśnienia tego kontekstu wykorzystano bazę Ecoinvent 3, która stanowi integralną część oprogramowania.

W tym rozdziale przedstawiono doświadczenia autora w zakresie prowadzenia ocen produktów niepełnowartościowych i zagospodarowania zwrotów, które wykorzystano do stworzenia odpowiedniego warsztatu metodycznego dla tego typu zadań. Pomimo tego, że zagadnienia są przedstawiane wg możliwości ich ujęcia w programie SimaPro, ich realizacja może być transponowana na inne programy i platformy oceny, mając tym samym uniwersalny charakter. Przy przedstawianych przykładach wykorzystano dorobek projektu, który częściowo został już opublikowany, ale w kontekście prezentacji wyników oceny, a nie warsztatu naukowego. W przypadku ich bezpośredniego wykorzystania stosowne odnośniki pojawiają się w tekście rozdziału.

Problemy metodyczne i zadania w ocenie cyklu życia procesów zagospodarowania zwrotów odnoszą się bezpośrednio do treści już przedstawionych we wcześniejszych rozdziałach monografii. Dlatego pojawiające się odnośniki nie będą dotyczyły tylko pozycji literaturo- wych, ale również stosownych fragmentów tej publikacji. Struktura tego rozdziału odpowiada strukturze istotnych zagadnień w procesie oceny zagospodarowania zwrotów, ale nie ujmuje standardowych kroków, podejmowanych w ocenie cyklu życia.

Wprowadzając czytelnika do niuansów oceny cyklu życia przy wykorzystaniu programu SimaPro, warto zdefiniować kilka podstawowych kategorii. Najbardziej ogólnym obszarem, definiowanym przez użytkownika w programie, w ramach którego dokonuje się oceny cyklu życia jest tzw. projekt. Projekt obejmuje całokształt możliwych do wykonania działań w ramach oceny, a także całokształt danych do niej wykorzystanych. Te możliwości są zaprezentowane w formie głównego menu bocznego, które przedstawiono na *Rysunek 29*. Poszczególne pozycje w tym menu pozwalają na stworzenie predefiniowanego cyklu życia i na jego automatyczną analizę (pozycja „Wizards”), określenie jego celu i zakresu oraz wybór stosowanych bibliotek inwentarzowych („Goal and scope”), kompleksowe odtworzenie i opis cyklu życia przy wykorzystaniu własnych i dostępnych w programie danych („Inventory”), ocenę wpływu cyklu życia przy wykorzystaniu dostępnych metod i predefiniowanych modeli obliczeniowych („Impact assessment”), zapis interpretacji wyników oraz powiązanie z dokumentami zewnętrznymi („Interpretation”) oraz zapewniają dostęp do danych ogólnych ujętych w programie („General data”).



Rysunek 29. Główne okno projektu

Źródło: Opracowanie własne

W ramach projektu można definiować dowolną liczbę cykli życia i poddawać je ocenie i analizie. Definiowanie cyklu życia obejmuje zdefiniowanie materialnej postaci produktu („Assembly”), zdefiniowanie jego cyklu życia („Life cycle”), który może obejmować również scenariusze końcowego zagospodarowania („Disposal scenario”), demontaż („Disassembly”) oraz ponowne wykorzystanie („Reuse”). Wszystkie te elementy są samodzielnie definiowane przez użytkownika przy ewentualnym wykorzystaniu dostępnych w bazach danych rekordów lub predefiniowanych scenariuszy.

7.1. Podejście do definiowania granic systemu w LCA

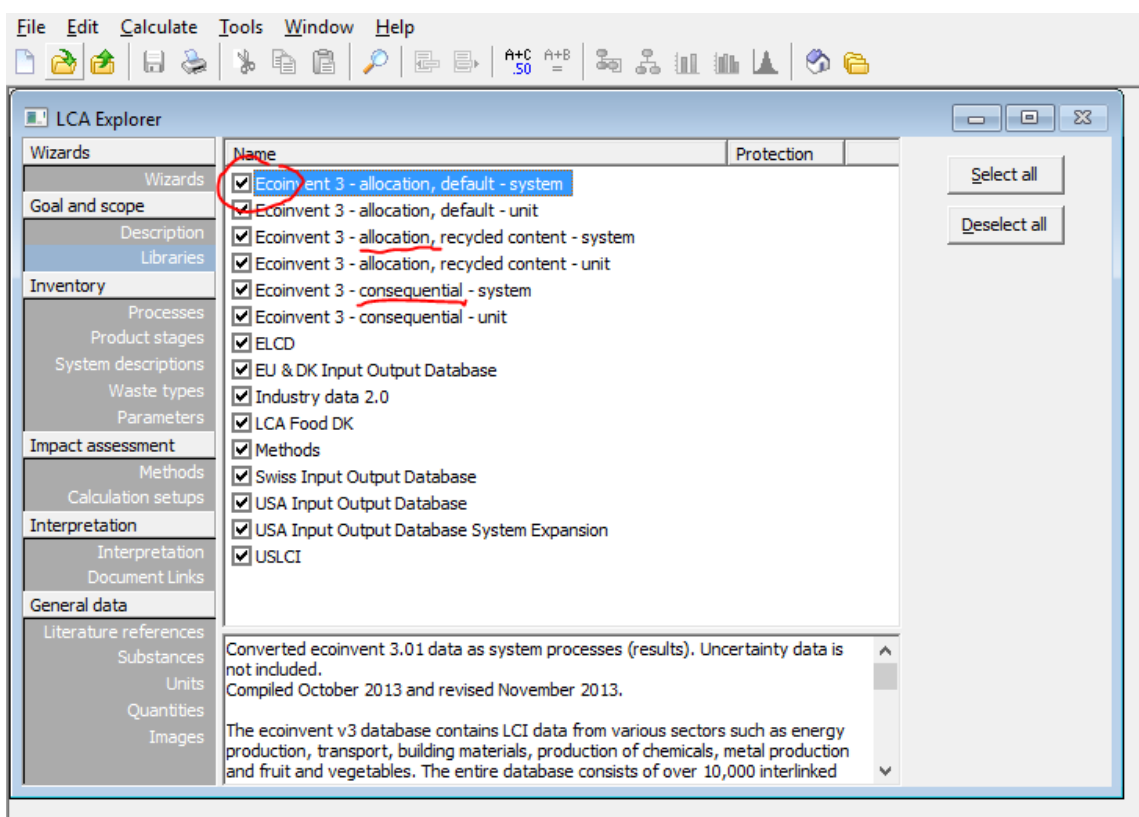
Wybór pomiędzy podejściem atrybucyjnym i konsekwencyjnym może mieć miejsce na poziomie całej oceny oraz na poziomie poszczególnych elementów cyklu życia w niej ujętych.

Pierwsza z wskazanych możliwości dotyczy wyboru bazy danych inwentarzowych na poziomie projektu. Wybór bazy oznacza, że wszystkie definiowane procesy w cyklu życia będą obejmowały tylko dane własne oraz dane z wskazanych baz inwentarzowych. *Rysunek 30* pokazuje możliwe do wyboru bazy danych. Wyboru dokonuje się poprzez zaznaczenie stosownych baz danych w ramach opcji „Libraries” (z ang. biblioteki) w głównym menu bocznym programu.

Warto zauważyć, że baza Ecoinvent 3 umożliwia wykorzystanie rekordów, które są przygotowane w oparciu o podejście atrybucyjne albo konsekwencyjne. Wybór podejścia na tym etapie powoduje, że wszystkie wykorzystywane rekordy z bazy będą przygotowane w oparciu właśnie o nie. Można również pozostawić wszystkie bazy w projekcie, co spowoduje, że każdorazowo, wykorzystując ich rekordy będzie konieczny wybór podejścia, w oparciu o które te rekordy przygotowano.

Rysunek 31 przedstawia wybór podejścia w odniesieniu do pojedynczego rekordu. Baza Ecoinvent oferuje możliwość wyboru wariantów spośród trzech opcji:

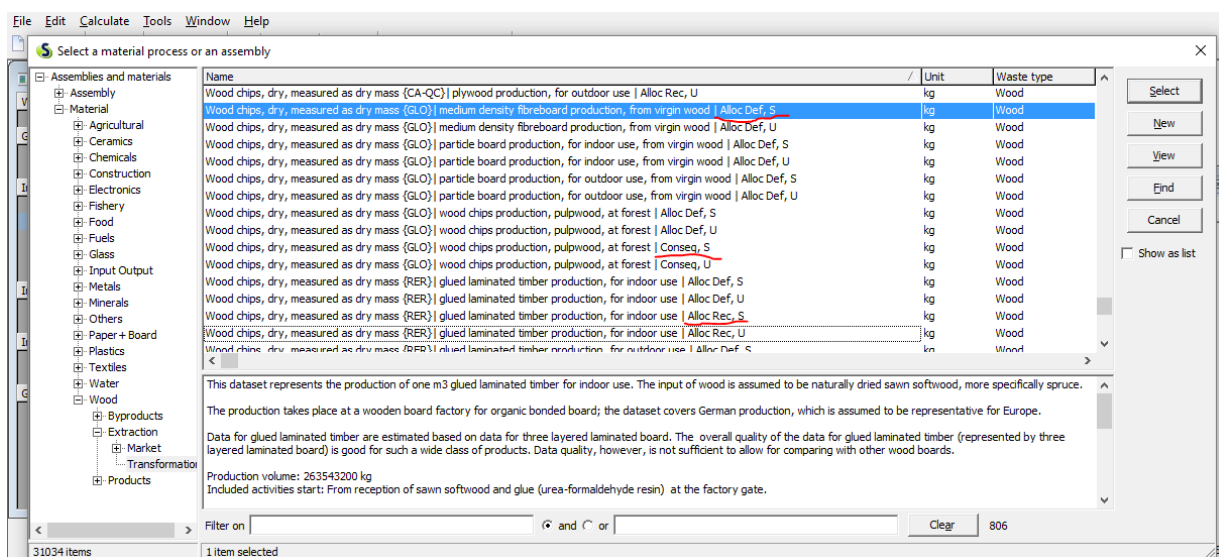
- podejście alokacyjne,
- podejście alokacyjne z uwzględnieniem zawartości pochodzącej z recyklingu,
- podejście konsekwencyjne.



Rysunek 30. Wybór baz danych inwentarzowych

Źródło: Opracowanie własne

Stosowna informacja, w skróconej formie, pojawia się na końcu nazwy danego rekordu. Oczywiście tylko te warianty są dostępne, których bazy danych inwentarzowych włączono do projektu.

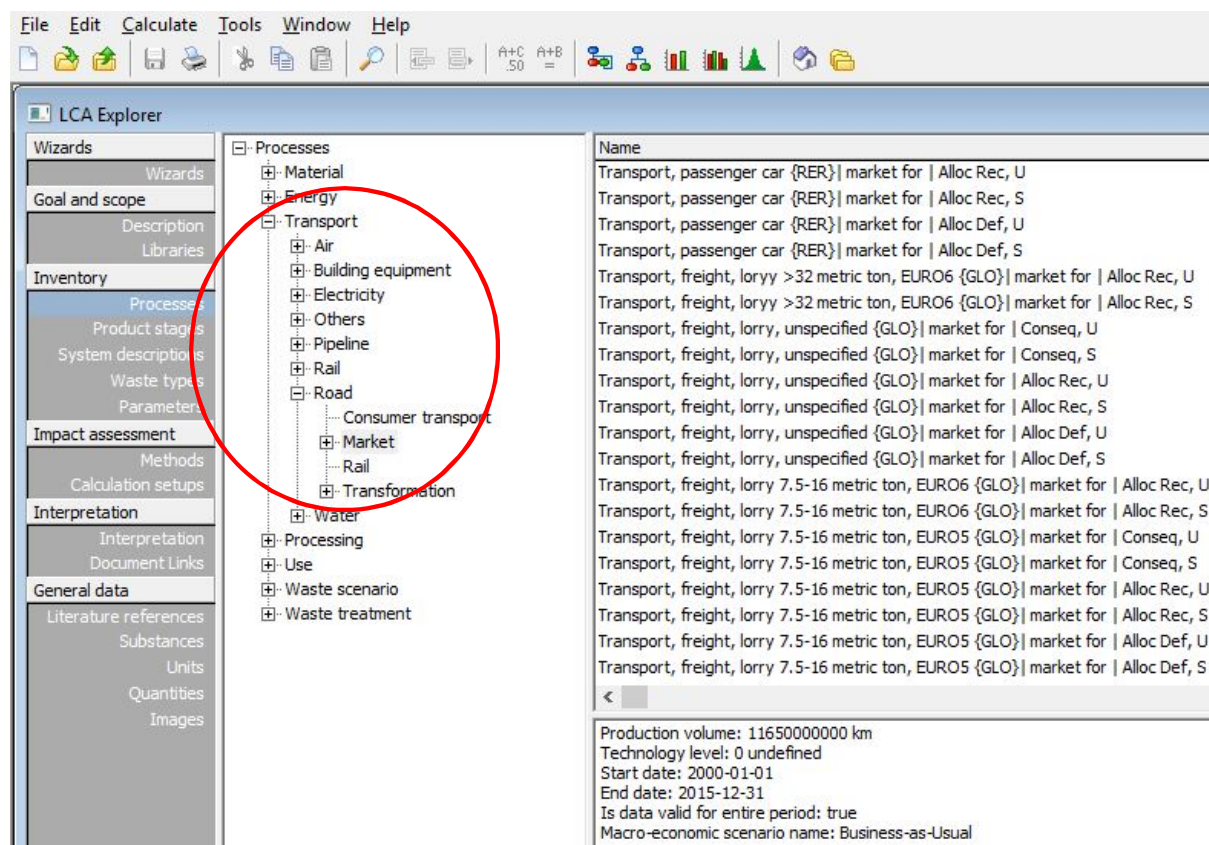


Rysunek 31. Wybór wariantu rekordu

Źródło: Opracowanie własne

Wykorzystywane w programie SimaPro bazy danych inwentarzowych obejmują szereg procesów logistycznych oraz procesów z zakresu zagospodarowania końcowego, które mogą być wykorzystane przy definiowaniu scenariuszy zagospodarowania zwrotów.

Przy analizie procesów logistycznych, zarówno tradycyjnych, jak i zwrotnych, duże znaczenie ma oddziaływanie na środowisko procesów transportowych. Ta gałąź procesów jest szczególnie rozbudowana w bazach inwentarzowych, co przekłada się na wielość i różnorodność opcji dostępnych w programie. *Rysunek 32* przedstawia podstawowe rozwinięcie gałęzi procesów transportowych na poszczególne formy transportu. Zastosowano tutaj kryterium podziału - formę transportu. Po prawej stronie widać rozwinięcie dla poszczególnych środków transportu drogowego. Parametrami, jakie różnicują dostępne tu opcje są m.in.: rodzaje i wielkości środków transportu, spełniane normy emisyjne czy rodzaj zastosowanego napędu.

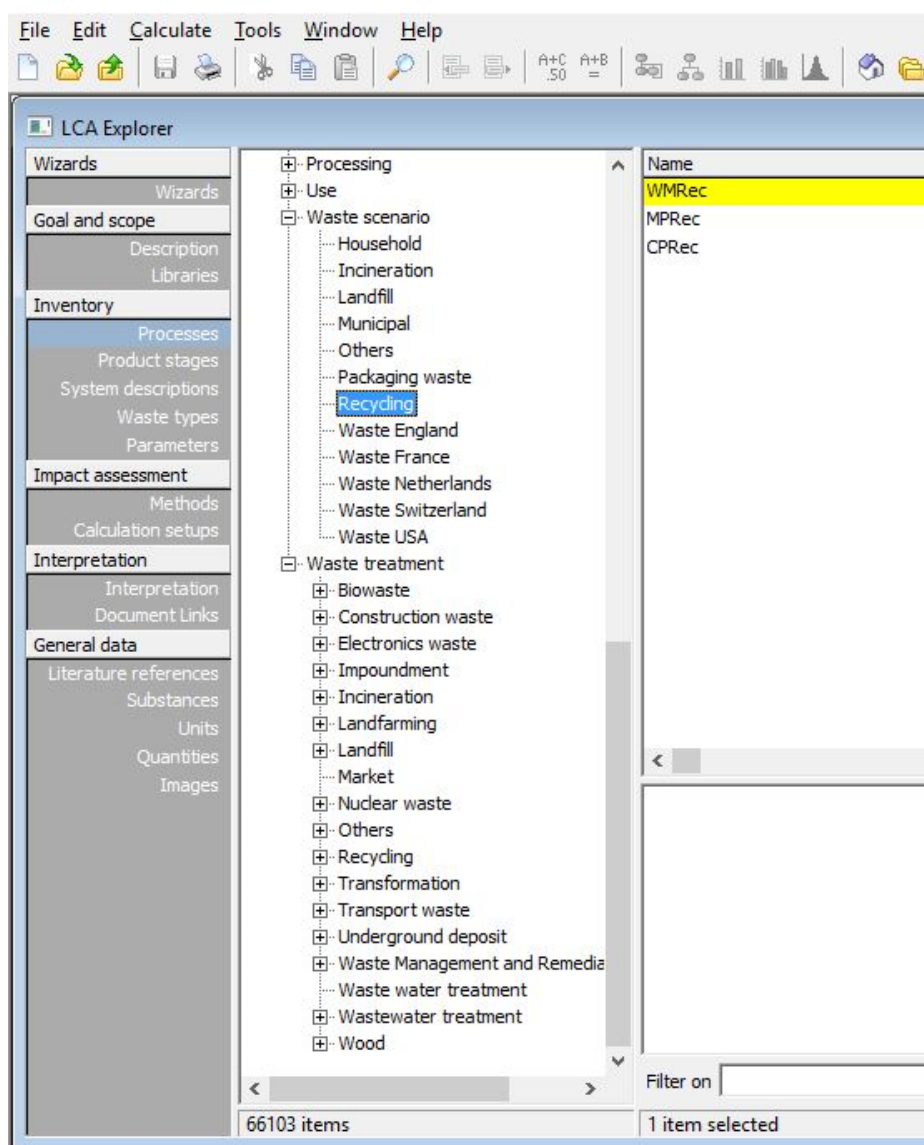


Rysunek 32. Rozwinięcie gałęzi procesów transportowych

Źródło: Opracowanie własne

Inne procesy, które stanowią podstawę scenariuszy zagospodarowania zwrotów, a nie przynależą do grupy procesów transportowych, są definiowane w kategoriach procesów wytwórczych, użytkowania, scenariuszy i procesów zagospodarowania odpadów oraz procesów energetycznych. Każdy scenariusz zagospodarowania zwrotów będzie unikalną kombinacją wskazanych powyżej procesów, a także przepływów materiałowych. *Rysunek 33* przedstawia

rozwinięcie gałęzi scenariuszy i procesów zagospodarowania odpadów. Spośród opcji, które stanowią elementy scenariuszy zagospodarowania zwrotów należy wyróżnić przede wszystkim procesy recyklingu, a także procesy zagospodarowania odpadów elektronicznych. Są to działania, które odnoszą się bezpośrednio do produktów ujętych w zamieszczonych studiach przypadku, takich jak telefon komórkowy i pralka automatyczna. Warto zaznaczyć, że w przypadkach poszczególnych kategorii scenariuszy i procesów zagospodarowania odpadów często nie ma predefiniowanych rekordów, a ich stworzenie to zadanie użytkownika. Nieco inaczej sytuacja wygląda w procesach typowo odpadowych, takich jak np. zagospodarowanie odpadów komunalnych, dla których opracowano różnorodne rozwiązania i ujęto je w bazach danych.



Rysunek 33. Rozwinięcie gałęzi scenariuszy i procesów zagospodarowania odpadów

Źródło: Opracowanie własne

7.2. Definiowanie procesów zagospodarowania zwrotów w cyklu życia produktu

Ważnym aspektem definiowania scenariuszy zagospodarowania zwrotów jest określenie, czy i w jakim zakresie produktowi przywraca się jego pierwotną funkcjonalność. Jednym ze sposobów w programie SimaPro na ujęcie takiego powrotu produktu lub jego elementów na rynek jest włączenie odpowiednich strumieni w scenariuszu zagospodarowania odpadów. Na *Rysunek 34* przedstawiono okno scenariusza zagospodarowania odpadów. Jednym z możliwych przepływów do ujęcia w zakresie takiego scenariusza są czynniki na wyjściu do technosfery, które mogą stanowić np. „produkty uniknięte”, czyli kategoria produktów, których wytworzenie nie jest potrzebne w związku z przebiegiem zagospodarowania zwrotu. Taki scenariusze zagospodarowania, jak naprawa, ponowne wykorzystanie czy ponowne wytworzenie obejmują takie przepływy.

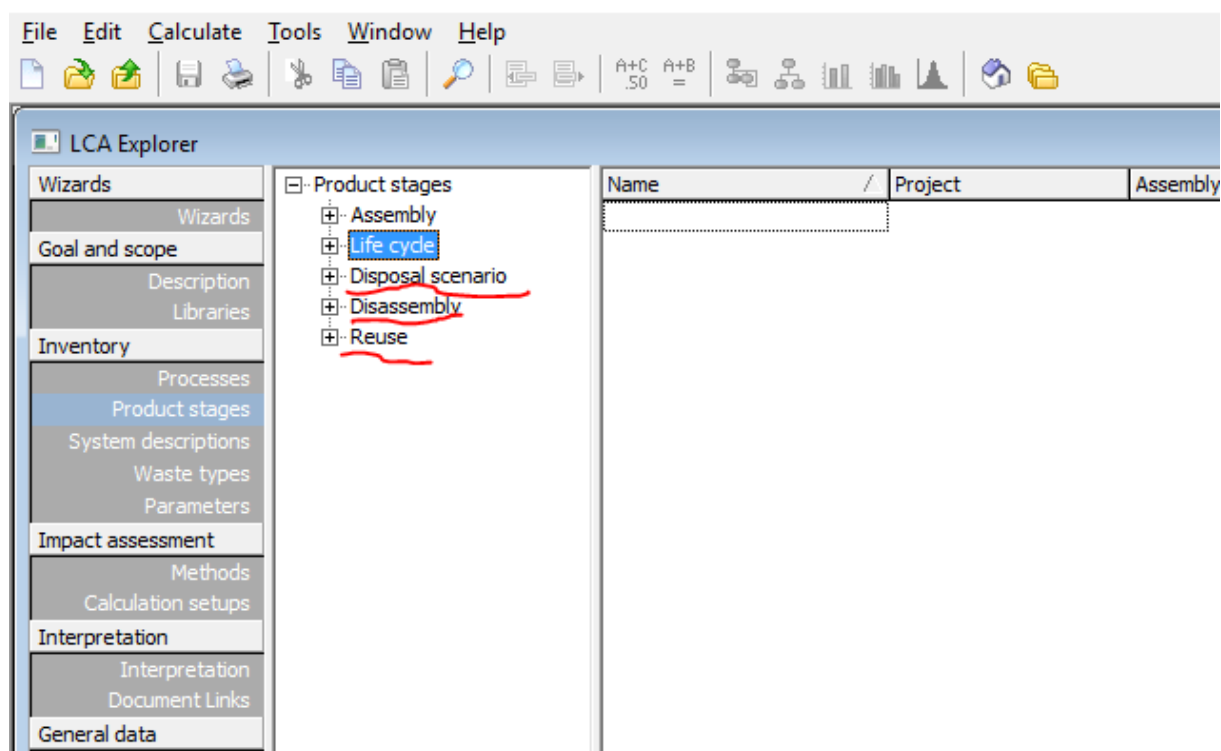
Products						
Waste specification						
Name	Default material / waste type	Amount	Unit	Quantity	Category	
Cardboard	Cardboard	1	kg	Mass	Transformation	
Known outputs to technosphere. Avoided products						
Name	Amount	Unit	Distribution	SD ^{^2} or 2*SDMin	Max	
Inputs						
Known inputs from nature (resources)						
Name	Sub-compartment	Amount	Unit	Distribution	SD ^{^2} or 2*SDMin	Max
Known inputs from technosphere (materials/fuels)						
Name	Amount	Unit	Distribution	SD ^{^2}		
Known inputs from technosphere (electricity/heat)						
Name	Amount	Unit	Distribution	SD ^{^2} or 2*SDMin	Ma	
Outputs						
Emissions to air						
Name	Sub-compartment	Amount	Unit	Distribution	SD ^{^2} or 2*SDMin	Max
Emissions to water						
Name	Sub-compartment	Amount	Unit	Distribution	SD ^{^2} or 2*SDMin	Max
Emissions to soil						
Name	Sub-compartment	Amount	Unit	Distribution	SD ^{^2} or 2*SDMin	Max
Final waste flows						
Name	Sub-compartment	Amount	Unit	Distribution	SD ^{^2} or 2*SDMin	Max
Non material emissions						
Name	Sub-compartment	Amount	Unit	Distribution	SD ^{^2} or 2*SDMin	Max

Rysunek 34. Rozwinięcie okna scenariusza zagospodarowania odpadów

Źródło: Opracowanie własne

Rysunek 35 przedstawia dostępne opcje przy definiowaniu cyklu życia. Do dyspozycji użytkownika są opcje zdefiniowania produktu, jego cyklu życia oraz scenariuszy końcowego zagospodarowania, demontażu oraz ponownego wykorzystania. Te trzy ostatnie z wymienio-

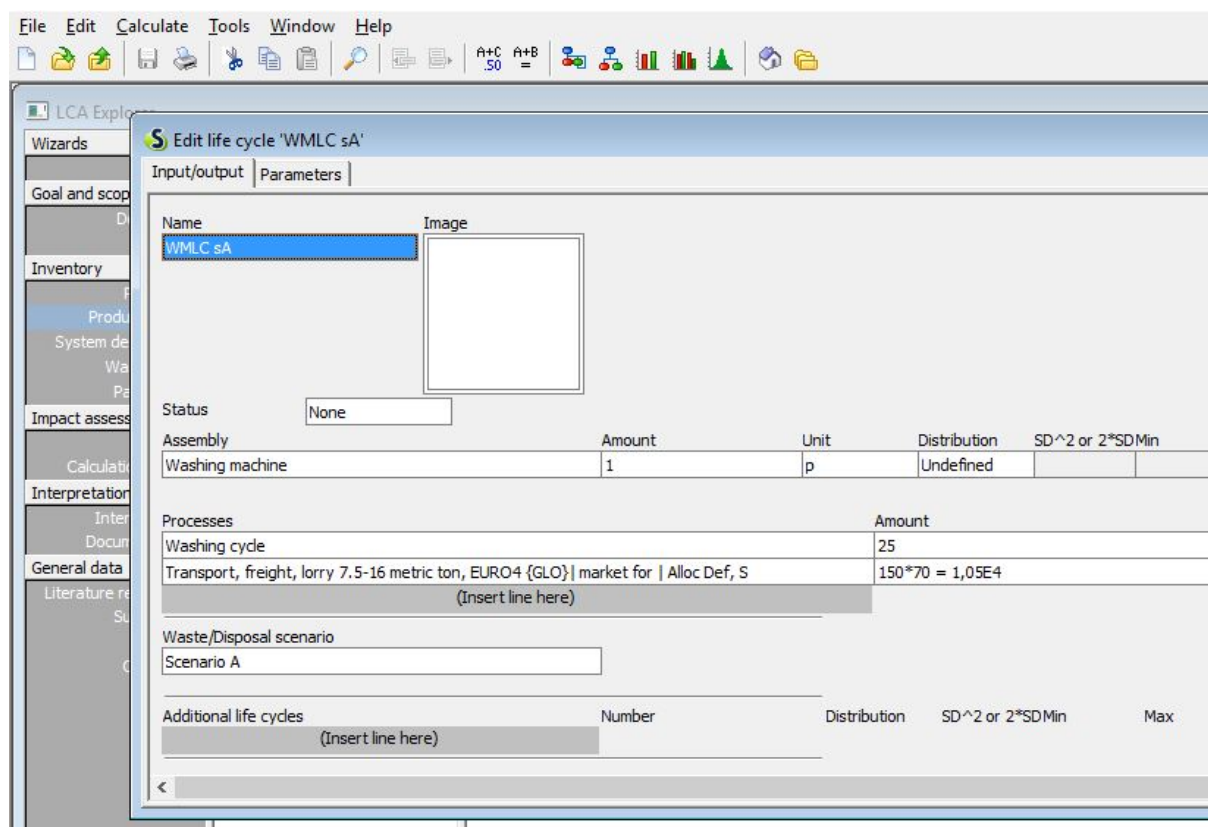
nych opcji są istotne przy definiowaniu scenariuszy zagospodarowania zwrotów. Warto zaznaczyć, że najbardziej kompleksowym podejściem jest zdefiniowanie cyklu życia produktu i uwzględnienie w nim pozostałych elementów, których specyfika i zakres wynikają z realizowanego scenariusza. Zakładając zatem, że przedmiotem oceny jest roczna produkcja wyrobu, uwzględniająca też scenariusze zagospodarowania produktów zwracanych do producenta, można zdefiniować taki cykl, wykorzystując dostępne opcje i rozbijając strukturę scenariuszy użytkowania i końcowego zagospodarowania zgodnie z realizowaną praktyką gospodarczą.



Rysunek 35. Definiowanie faz w cyklu życia

Źródło: Opracowanie własne

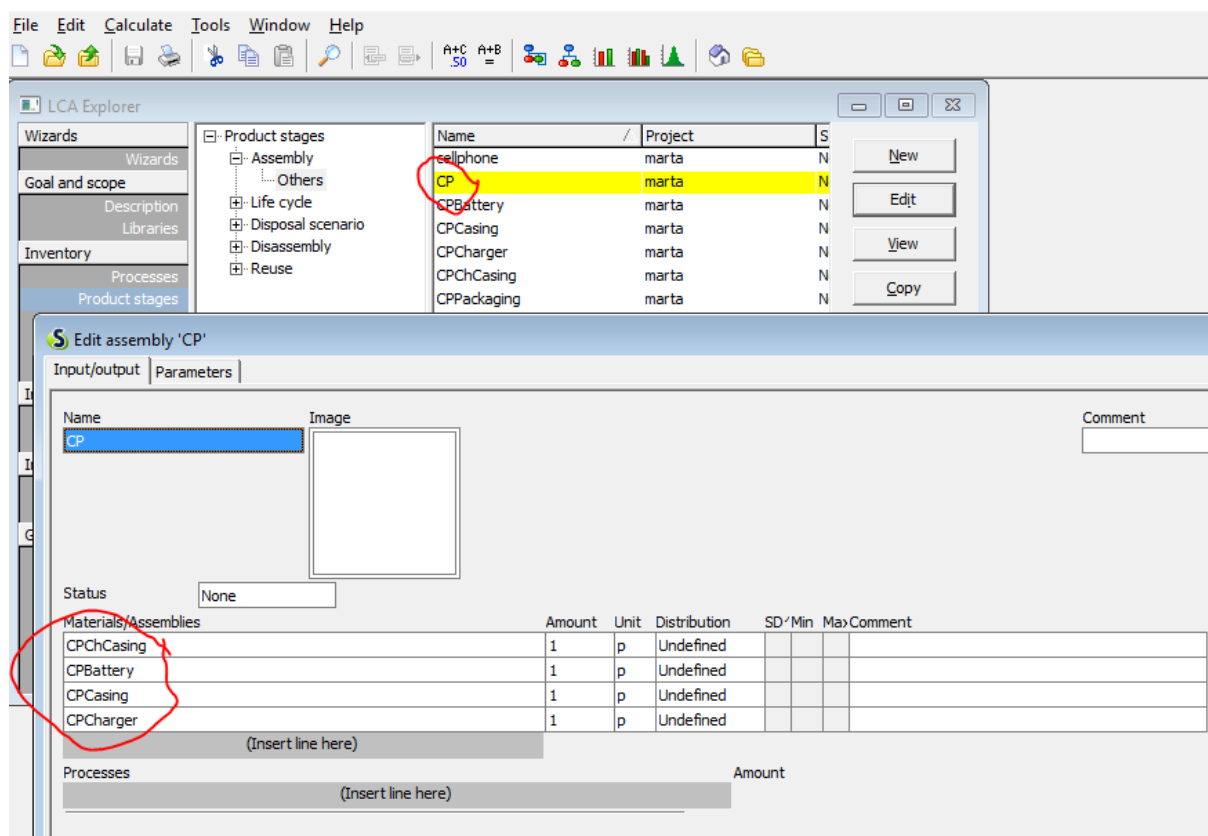
Rysunek 36 przedstawia sposób definiowania procesów w cyklu życia, z procesami zagospodarowania końcowego włącznie. Do zdefiniowania cyklu życia niezbędny jest przynajmniej jeden produkt lub jego jednostka funkcjonalna („Assembly”), procesy opisujące poszczególne fazy w cyklu jego życia, jak np. użytkowanie („Processes”) oraz scenariusz zagospodarowania końcowego. Zawartość poszczególnych scenariuszy jest definiowana na poziomie procesów, tak jak przedstawiono to na *Rysunek 33*.



Rysunek 36. Definiowanie procesów w cyklu życia

Źródło: Opracowanie własne

W przypadku realizacji scenariuszy zagospodarowania zwrotów, które obejmują demontaż zwróconego produktu i zróżnicowane sposoby zagospodarowania jego elementów, można wykorzystać podejście modułowe do definiowania produktu. W takim przypadku produkt nie składa się z materiałów albo nie wyłącznie z materiałów, a składa się z komponentów. Każdy z komponentów natomiast składa się z odpowiednich materiałów, stanowiąc oddzielny produkt. Rysunek 37 przedstawia przykład produktu, dla którego zdefiniowano budowę modułową. Na poziomie definiowania produktu wskazuje się tylko liczbę komponentów danego typu, które wykorzystano w jego konstrukcji. Znając scenariusze zagospodarowania zwrotów, można zdefiniować komponenty produktu w oparciu o realizowane praktyki, upraszczając w ten sposób przebieg oceny.



Rysunek 37. Zastosowanie podejścia modułowego do definiowania produktu

Źródło: Opracowanie własne

Na *Rysunek 38* przedstawiono produkt zdefiniowany w oparciu o podejście modułowe. Prawie wszystkie materiały konstrukcyjne są uwzględnione w produkcie bezpośrednio, a ich udział jest zdefiniowany na podstawie wagi. Natomiast opakowanie produktu jest uwzględnione jako komponent i przy definiowaniu produktu wskazuje się tylko ilość wykorzystanych elementów tego typu. Jak już wspomniano powyżej, takie podejście jest użyteczne w przypadku, kiedy poszczególne elementy zwracanego produktu mają powtarzalne scenariusze zagospodarowania. Natomiast pozostałe elementy są klasyfikowane każdorazowo do określonych procesów zagospodarowania, co jest w największym stopniu zależne od ich stanu jakościowego.

The screenshot shows the SimaPro LCA Explorer interface. The main window is titled 'Edit assembly 'cellphone''. The 'Input/output' tab is selected, showing a table of materials/assemblies. The 'cellphone' assembly is highlighted in blue. The 'Status' is set to 'None'. The table lists various materials with their respective amounts, units, and distribution types. The 'CPPackaging' row is highlighted in red.

Name	Amount	Unit	Distribution	SD' Min	Max	C
Battery, Li-ion, rechargeable, prismatic {GLO} market for Alloc Def, S	24	g	Undefined			
Printed wiring board, surface mounted, unspecified, Pb containing {GLO	13,86	g	Undefined			
Gold {GLO} market for Alloc Def, S	0,003	g	Undefined			
Copper {GLO} market for Alloc Def, S	0,0236	g	Undefined			
Cast iron {GLO} market for Alloc Def, S	2	g	Undefined			
Inductor, low value multilayer chip {GLO} market for Alloc Def, S	1,78	g	Undefined			
Steel, chromium steel 18/8 {GLO} market for Alloc Def, S	2,09	g	Undefined			
Synthetic rubber {GLO} market for Alloc Def, S	2,5	g	Undefined			
Liquid crystal display, minor components, auxiliaries and assembly effor	4,225	g	Undefined			
Aluminium, primary, ingot {GLO} market for Alloc Def, S	5,875	g	Undefined			
Polyethylene high density granulate (PE-HD), production mix, at plant R	47,6	g	Undefined			
Integrated circuit, memory type {GLO} market for Alloc Def, S	1,4148	g	Undefined			
CPPackaging	1	p	Undefined			

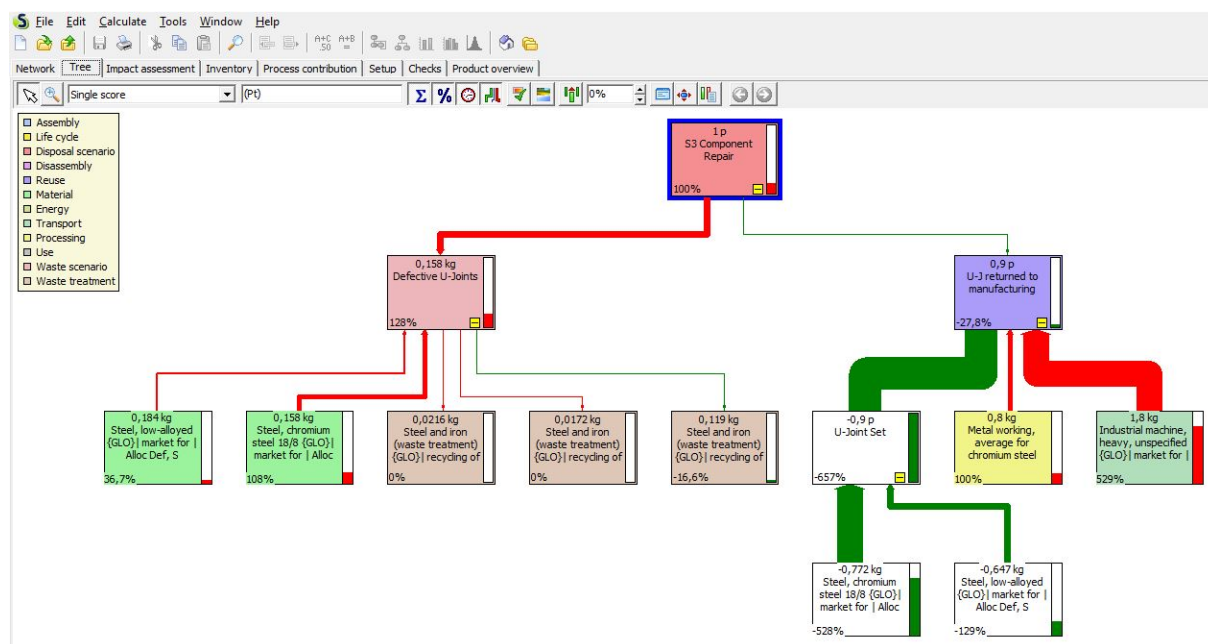
Rysunek 38. Podejście hybrydowe do definiowania produktu

Źródło: Opracowanie własne

W zakresie prezentacji wyników oceny scenariuszy zagospodarowania zwrotów ważne jest rozróżnienie przepływów negatywnie i pozytywnie oddziałujących na środowisko. W programie SimaPro zastosowano intuicyjne oznaczenie dla tego typu rozróżnienia poprzez zastosowanie różnych kolorów przy prezentacji graficznej oraz oznaczenie przepływów obciążających środowisko znakiem dodatnim, a przepływów pozytywnie wpływających na środowisko znakiem ujemnym.

Na Rysunek 39 przedstawiono wpływ środowiskowy wybranego scenariusza zagospodarowania zwracanej półosi w ujęciu wykresu przepływowego pojedynczego wskaźnika ReCiPe. Grubość poszczególnych linii wskazuje na udział danego materiału lub procesu w całkowitej wartości wskaźnika, natomiast jej kolor definiuje kierunek tego wpływu. Kolorem czerwonym oznaczono procesy negatywnie wpływające na środowisko, a kolorem zielo-

nym oznaczono te, których wpływ jest pozytywny. Warto zwrócić uwagę na kolory wypełnienia poszczególnych komórek, które wskazują na przypisanie konkretnych procesów do danej fazy lub grupy procesów w cyklu życia. System oznaczania komórek działa automatycznie, przypisując ujmowane w cyklu życia procesy do danej fazy lub grupy procesów. Możliwe jest również ręczne ustawianie tych oznaczeń, co zdecydowanie sprzyja kompleksowemu ilustrowaniu różnych scenariuszy zagospodarowania zwrotów.



Rysunek 39. Sposoby prezentacja przepływów w zależności ich wpływu na środowisko

Źródło: Opracowanie własne

8. Zakończenie

Zamierzeniem autora było możliwe kompleksowe ujęcie procesów logistycznych, a zwłaszcza przepływów produktów niepełnowartościowych z dwóch perspektyw: ekologicznej i ekonomicznej. Dla zobrazowania konsekwencji środowiskowych zagospodarowania zwrotów zastosowano środowiskową ocenę cyklu życia (LCA).

Celem monografii było przybliżenie możliwości ujęcia procesów logistycznych, powiązanych zwłaszcza z zagospodarowaniem zwrotów i produktów niepełnowartościowych, w ramach środowiskowej oceny cyklu życia. Wiąże się to między innymi z zaprezentowaniem dobrych praktyk w tym zakresie oraz perspektyw rozwoju warsztatu metodycznego środowiskowej oceny cyklu życia dla lepszego ujęcia przepływów zwrotnych.

Do najważniejszych osiągnięć monografii w zakresie stworzenia warsztatu naukowego należy zaliczyć:

- Opracowanie założeń konstrukcyjnych i budowa ogólnego schematu procesów logistyki zwrotnej w obszarze przepływów produktów niepełnowartościowych w przedsiębiorstwach produkcyjnych, co umożliwi analizę i ocenę praktyk przedsiębiorstw produkcyjnych w zakresie zarządzania logistycznym procesami przepływów produktów niepełnowartościowych.
- Zdefiniowanie stosowanych w praktyce sposobów zagospodarowania produktów niepełnowartościowych w formie scenariuszy, co pozwala na ich stosowanie do celów analitycznych i badawczych niezależnie od przedmiotu badań.
- Wypracowanie warsztatu oceny ekonomicznej i ekologicznej procesów zagospodarowania produktów niepełnowartościowych opartej na ocenie cyklu życia przy zastosowaniu różnych wariantów lokowania korzyści i obciążeń środowiskowych. Zaproponowane modele oceny pozwalają na dokładne modelowanie efektów środowiskowych, jednocześnie wykraczając znacząco poza grono uczestników danego cyklu i ograniczając prowadzoną równoległe analizę kosztową (ocena w ujęciu konsekwencyjnym, z ang. Consequential approach) albo na ograniczenie ujętych efektów środowiskowych przy jednoczesnej pełniejszej ocenie kosztów (ocena w ujęciu atrybucyjnym, z ang. Attributional approach). Zaproponowano również wytyczanie wyraźnych granic systemu ocenianego produktu (z ang. cut-off approach) oraz stosowanie podejścia konsekwencyjnego w tak ograniczonym obszarze, aby w pełni wykorzystać możliwości analizy środowiskowej i ekonomicznej.

Można przypuszczać, że te efekty pozwolą na dalszą analizę zwrotnych procesów i wpływów logistycznych oraz doprowadzą do zastosowań opracowanej metodyki w konkretnych procesach decyzyjnych zarówno na poziomie przedsiębiorstw, łańcuchów dostaw, jak i całej gospodarki.

Literatura

1. Abbey J.D. et al. (2015), *Remanufactured Products in Closed-Loop Supply Chains for Consumer Goods*, "Production and Operations Management", 24(3), pp. 488-503, <http://doi.org/10.1111/poms.12238>.2017.04.
2. Adamczyk W. et al. (2015), "Gate -To- Grave" Life Cycle Assessment of Different Scenarios for Handling Used PV Cells, [In:] Michocka K. & Tichoniuk M. (Eds.), "Current Trends in Commodity Science. DEVELOPMENT AND ASSESSMENT OF NON-FOOD PRODUCTS", Poznań University of Economics and Business, Poznań, pp. 263-282.
3. Baran J. i in. (2008), *Logistyka. Wybrane zagadnienia*, SGGW, Warszawa.
4. Bare J.C. et al. (2003), TRACI: *The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts*, "Journal of Industrial Ecology", Retrieved from http://mitpress.mit.edu/journals/pdf/jiec_6_3_49_0.pdf, s. 49-78.
5. Baumann H. & Tillman A.M. (2004), *The Hitch-Hiker's Guide to LCA. An Orientation in Life Cycle Assessment Methodology and Application*, Lund: Studentlitterature.
6. Baumgartner R. (2004), *Sustainability Assessment*, Wiesbaden: Deutscher Universitätsverlag.
7. Berlin J. (2002), *Environmental life cycle assessment (LCA) of Swedish semi-hard cheese*, "International Dairy Journal", 12(11), pp. 939-953, [http://doi.org/10.1016/S0958-6946\(02\)00112-7](http://doi.org/10.1016/S0958-6946(02)00112-7).2017.04.
8. Bernon M., Rossi S. & Cullen J. (2011), *Retail reverse logistics: a call and grounding framework for research*, "International Journal of Physical Distribution & Logistics Management", 41(5), pp. 484-510, <http://doi.org/10.1108/09600031111138835>.2017.04.
9. Birgisdottir H. (2004), *Life cycle assessment of MSWI residues: recycling in road construction and landfilling*, [In:] Integrated Waste Management & Life Cycle Assessment Workshop and Conference, 13-16th April 2004, Prague.
10. Blaik P. i in. (2013), *Logistyka w systemie zarządzania przedsiębiorstwem*, PWE, Warszawa.
11. Bourrier C. et al. (2011), *Washing machine*, ETH Sustainability Summer School.
12. Braunschweig A. (2002), *Die Ökobilanz: ein Kern-Instrument im Umweltmanagement*, Zürich.
13. Chen I. & Fukushima Y. (2012), *A graphical representation for consequential life cycle assessment of future technologies. Part 1: methodological framework*, 1, pp. 119-125. <http://doi.org/10.1007/s11367-011-0356-9>.2017.04.
14. Chu C. et al. (2009), *Economical green product design based on simplified computer-aided product structure variation*, "Computers in Industry", 60(7), pp. 485-500.
15. Crawford R.H. (2011), *Life Cycle Assessment in the Built Environment*. London, New York: Spon Press, Taylor & Francis Group.
16. Curran M.A. (Ed.) (2012), *Life Cycle Assessment Handbook. A Guide for Environmentally Sustainable Products.*, Hoboken, NJ: John Wiley & Sons.
17. de Brito M.P. & Dekker R. (2002), *Reverse logistics: a framework*, ERIM Report Series Research in Management ERS-2003-045-LIS, Erasmus Research Institute of Management (ERIM), Rotterdam.
18. den Boer J., den Boer E. & Jager J. (2007), *LCA-IWM: A decision support tool for sustainability assessment of waste management systems*, "Waste Management", 27(8), pp. 1032-1045, <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.022>.

19. Du Y. et al. (2012), *An integrated method for evaluating the remanufacturability of used machine tool*, "Journal of Cleaner Production", 20(1), pp. 82-91. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.08.016>.
20. Earles J.M. & Halog A. (2011), *Consequential life cycle assessment*, "International Journal of Life Cycle Assessment", 16, pp. 445-453, <http://doi.org/10.1007/s11367-011-0275-9>.2017.04.
21. EC & JRC (2011), *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context*. EUR 24571 EN, Luxemburg.
22. Ekvall T. & Andr e A.S.G. (2006), LCA Methodology Attributional and Consequential Environmental Assessment of the Shift to Lead-Free Solders, "International Journal of Life Cycle Assessment", 11(5), pp. 344-353. Ekvall T. et al. (2007), *What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management*, "Waste Management", 27(8), pp. 989-996, <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.015>.
23. Ekvall T. (1999), *Key methodological issues for life cycle inventory analysis of paper recycling*, "Journal of Cleaner Production", 7, pp. 281-294.
24. European Union. Directive 2002/95/EC of the European Parliament and of the Council of 27 January 2003 on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment (2003).
25. Fatimah Y.A. & Biswas W.K. (2016), *Sustainability Assessment of Remanufactured Computers*, "Procedia CIRP", 40, pp. 150-155, <http://doi.org/10.1016/j.procir.2016.01.087>.
26. Fa s A. (2015), *Sprz et AGD: co wybierali Polacy w I kw. 2015 roku?* Retrieved March 29, 2017, <http://www.egospodarka.pl/122313,Sprzet-AGD-co-wybiali-Polacy-w-I-kw-2015-r,2,39,1.html>.2017.04.
27. Fiksel J., McDaniel J. & Mendenhall C. (1999), *Sustainability: Ways of knowing/ways of acting*, [In:] *Measuring Progress Towards Sustainability-Principles, Process, and Best Practices*, Proceedings of the 8th International Network Conference of the Greening of Industry Network, pp. 14-17.
28. Frankl P. & Rubik F. (1999a), *LCA in Industry and Business - Adoption Patterns, Applications and Implications*, Springer Verlag, Heidelberg.
29. Frankl P. & Rubik F. (1999b), *Life-Cycle Assessment (LCA) in business. An overview on drivers, applications, issues and future perspectives*, "Global Nest: The International Journal", 1(3), pp. 185-194.
30. Frischknecht R. & B usser Kn opfel S. (2013), *Swiss Eco-Factors 2013 according to the Ecological Scarcity Method. Methodological fundamentals and their application in Switzerland*, *Environmental studies no. 1330*, Bern. Retrieved from www.bafu.admin.ch/uw-1330-e.2017.04.
31. Frischknecht R. et al. (2007), *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods: Data v2.0. ecoinvent report No. 3*, D ubendorf.
32. Gehin A., Zwolinski P. & Brissaud D. (2008), *A tool to implement sustainable end-of-life strategies in the product development phase*, "Journal of Cleaner Production", 16, pp. 566-576. <http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2007.02.012>.
33. Genchev S.E., Glenn Richey R. & Gabler C.B. (2011), *Evaluating reverse logistics programs: a suggested process formalization*, "The International Journal of Logistics Management", 22(2), pp. 242-263, <http://doi.org/10.1108/09574091111156578>.2017.04.
34. Goedkoop M. & Spriensma R. (2001), *The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology report*, Amersfoort.
35. Goedkoop M. et al. (2008), *SimaPro 7 Database Manual. Methods library*.

36. Goedkoop M. et al. (2013), *ReCiPe 2008. A life cycle assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level*.
37. Goodall P., Rosamond E. & Harding J. (2014), *A review of the state of the art in tools and techniques used to evaluate remanufacturing feasibility*, "Journal of Cleaner Production", 81, pp. 1-15, <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.06.014>.
38. Grant D.B. (2012), *Logistics management*, Pearson Education Ltd.
39. Grzesik K. (2006), *Wprowadzenie do oceny cyklu życia (LCA) - nowej techniki w ochronie środowiska*, "Inżynieria Środowiska", 11(7), s. 101-113.
40. Guinée J.B. et al. (2002), *Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. Part III: Scientific background*, Kluwer Academic Publishers.
41. Hatcher G., Ijomah W. & Windmill J. (2011), *Design for remanufacture: a literature review and future research needs*, "Journal of Cleaner Production", 19(17), pp. 2004-2014.
42. Hatcher G.D., Ijomah W.L. & Windmill J.F.C. (2013), *Integrating design for remanufacture into the design process: the operational factors*, "Journal of Cleaner Production", 39, pp. 200-208, <http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.08.015>.
43. Heijungs R., Settanni E. & Guinée J. (2013), *Toward a computational structure for life cycle sustainability analysis: Unifying LCA and LCC*, "International Journal of Life Cycle Assessment", 18(9), pp. 1722-1733, <http://doi.org/10.1007/s11367-012-0461-4.2017.04>.
44. Hiloidhari M. et al. (2017), *Emerging role of Geographical Information System (GIS), Life Cycle Assessment (LCA) and spatial LCA (GIS-LCA) in sustainable bioenergy planning*, "Bioresource Technology", <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.079>.
45. Horne R., Grant T. & Verghese K. (2009), "Life Cycle Assessment. Principles, practice and prospects", Vol. 1, CSIRO Publishing, <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.
46. IFAC (2005), *International Guidelines on Environmental Management Accounting (EMA)*, Retrieved from <http://www.ifac.org/system/files/publications/exposure-drafts/comments/00874.pdf>.2017.04.
47. IPCC (2013), *IPCC Fifth Assessment Report*, "Climate Change 2013. The Physical Science Basis" Working Group I, Cambridge University Press, Retrieved from <http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>.
48. ISO. (2002). *ISO/TR 14048:2002 Environmental Management - Life Cycle Assessment - Data Documentation Format*. Geneve.
49. ISO. (2006). *ISO 14040:2006 Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework*. Geneve.
50. ISO. (2013). *ISO 14000 - Environmental management*. Retrieved from <http://www.iso.org/%0Aiso/home.htm>.
51. Janse B., Schuur P. & de Brito M.P. (2010), *A reverse logistics diagnostic tool: the case of the consumer electronics industry*, "The International Journal of Advanced Manufacturing Technology", 47(5-8), pp. 495-513, <http://doi.org/10.1007/s00170-009-2333-z.2017.04>.
52. Jeszka A.M. (2014), *Logistyka zwrotna: potencjał, efektywność, oszczędności*, Wydawnictwo Uniwersytetu Ekonomicznego w Poznaniu, Poznań.
53. Joachimiak-Lechman K. (2014a), *Koncepcje integracji środowiskowej oceny cyklu życia oraz kosztów cyklu życia w świetle zrównoważonego przedsiębiorstwa*, „Studia Oeconomica Posnaniensia”, 2(8), s. 78-94.
54. Joachimiak-Lechman K. (2014b), *Środowiskowa ocena cyklu życia (LCA) i rachunek kosztów cyklu życia (ICC). Aspekty porównawcze and life cycle cost.*, „Ekonomia i Środowisko”, 1(48). s. 80-96.

55. Kärkkäinen M. (2003), *Increasing efficiency in the supply chain for short shelf life goods using RFID tagging*, "International Journal of Retail and Distribution Management", 31(10), pp. 526-536.
56. Kempny D. (2010), *Logistyka w naukach o zarządzaniu. Księga poświęcona pamięci Prof. Mariana Soltysika*, Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej w Katowicach, Katowice.
57. King A.M. et al. (2006), "Reducing waste: repair, recondition, remanufacture or recycle?" *Sustainable Development*, 14, pp. 257-267, <http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1002/sd.271.2017.04>.
58. Kloepffer W. (2008), *Life cycle sustainability assessment of products*, "The International Journal of Life Cycle Assessment", 13(2), pp. 89-95. <http://doi.org/10.1065/lca2008.02.376>.
59. Kłos Z., Kurczewski P. & Kasprzak J. (2007), *Środowiskowe charakteryzowanie maszyn i urządzeń - podstawy ekologiczne, metody i przykłady*, Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej, Poznań.
60. Kowalski Z., Kulczycka J. & Góralczyk M. (2007), *Ekologiczna ocena cyklu życia procesów wytwórczych (LCA)*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
61. Kumar S. & Putnam V. (2008), *Cradle to cradle: reverse logistics strategies and opportunities across three industry sectors*, "Int. Journal of Cleaner Productio", 115, pp. 305-315. <http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.ijpe.2007>.
62. Kunst H. (2003), *Ökologische Optimierung von Substitutionsentscheidungen*, Berlin: Technische Universität.
63. Kuo T. (2006), *Enhancing disassembly and recycling planning using life-cycle analysis*, "Robotics and Computer-Integrated Manufacturing", 22(5), pp. 420-428.
64. Lambert D.M. (2008), *Supply chain management. Processes, partnership, performance*, Sarasota: Supply Chain Management Institute.
65. Lewandowska A. & Foltynowicz Z. (2012), LCA dla organizacji - realne i racjonalne? "Ecomanager", 10, s. 42-44.
66. Lewandowska A. (2006), *Środowiskowa ocena cyklu życia produktu na przykładzie wybranych typów pomp przemysłowych*, Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej w Poznaniu, Poznań.
67. Lewandowska A. (2011), *Environmental life cycle assessment as a tool for identification and assessment of environmental aspects in environmental management systems (EMS)*, Part 1 methodology, "International Journal of Life Cycle Assessment", 16(2), pp. 178-186.
68. Lewandowski J. (2000), *Zarządzanie środowiskowe w przedsiębiorstwie*, Wydawnictwo Politechniki Łódzkiej, Łódź.
69. Lieckens K. & Vandaele N. (2007), *Reverse Logistics Network Design with Stochastic Lead Times*, "Computers & Operations Research", 34, pp. 395-416, <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cor.2005.03.006>.
70. Lisiecka K. (2013), *Systemy zarządzania jakością produktów. Metody analizy i oceny*, Wydawnictwo Uniwersytetu Ekonomicznego w Katowicach, Katowice.
71. Matuszak-Flejszman A. (2007), *System zarządzania środowiskowego w organizacji*, Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej, Poznań.
72. Mesjasz-Lech A. (2011), *Makroekonomiczne aspekty logistyki zwrotnej*, „Logistyka”, 2, s. 443-454.
73. Mesjasz-Lech A. (2012), *Efektywność ekonomiczna i sprawność ekologiczna logistyki zwrotnej*, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa.
74. Monahan S. (2004), *Shifting your supply chain into reverse*. AT Kearney. Czy taki zapis ma pozostać?

75. Mutha A. & Pokharel S. (2009), *Strategic network design for reverse logistics and remanufacturing using new and old product modules*, "Computers & Industrial Engineering", 56, pp. 334-346, <http://doi.org/10.1016/j.cie.2008.06.006>.
76. Nitkiewicz T. & Kosarga M. (2017), *Ekonomiczne i ekologiczne kryteria decyzyjne w zagospodarowaniu produktów niepełnowartościowych – przykład praktyki automatycznej*, „Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej. Organizacja i Zarządzanie”, nr 1975, z. 102, s. 251-263.
77. Nitkiewicz T. & Starostka-Patyk M. (2014), *Logistyka produktów niepełnowartościowych w ujęciu ekologicznej oceny cyklu życia - przykład telefonu komórkowego*, „Logistyka”, 3, s. 4679-4686.
78. Nitkiewicz T. & Starostka-Patyk M. (2017), *Contribution of returned products handling scenarios to life cycle impacts - research case of washing machine*, "Environmental Engineering and Management Journal", pp. 1-29.
79. Nitkiewicz T. (2010a), *The conditions of life cycle assessment application in business sector*, [In:] Otolá I. (Ed.), *Modern Company Management*, Wydawnictwo Wydziału Zarządzania Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa.
80. Nitkiewicz T. (2010b), *The possibilities of using data envelopment analysis in Hybrid LCA*, „Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego w Poznaniu”, 152, pp. 75-84.
81. Nitkiewicz T. (2013), *Ekologiczna ocena cyklu życia produktu w procesach decyzyjnych przedsiębiorstw produkcyjnych*, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa.
82. Nitkiewicz T. (2015), *Supporting life cycle based analysis with costs related information*, [In:] 4th International Conference on Advanced Logistics and Transport (ICALT), <http://doi.org/10.1109/ICAdLT.2015.7136610.2017.04>.
83. Olofsson M., Ekvall T. & Sundberg J. (2004), *Impacts of Swedish waste prevention and the scrap market equilibrium on greenhouse gas emissions*, [In:] Olofsson M. (Ed.), *Improving Model-Based Systems Analysis of Waste Management*, PhD Thesis, Department of Energy Conversion, Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden.
84. Park P.J. et al. (2006), *Comparison of four methods for integrating environmental and economic aspects in the end-of-life stage of a washing machine*, "Resources, Conservation and Recycling", 48, pp. 71-85, <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.01.001>.
85. Peters K. (2015), *Methodological issues in life cycle assessment for remanufactured products: A critical review of existing studies and an illustrative case study*, "Journal of Cleaner Production", 126, pp. 21-37, <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.050>.
86. Piennar W.J. & Vogt J.J. (2015), *Business logistics management: A value chain perspective*, Southern Africa: Oxford University Press.
87. PKN (2005), *Zarządzanie środowiskowe. Komentarz do norm serii ISO 14000*, Warszawa.
88. Plevin R.J., Delucchi M.A. & Creutzig F. (2014), *Using attributional life cycle assessment to estimate climate-change mitigation benefits misleads policy makers*, "Journal of Industrial Ecology", 18, pp. 73-83, <http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1111/jiec.12074.2017.04>.
89. PRe V.A. (2015), *Simapro Database Manual - Methods library*, pp. 3-48, <http://www.pre-sustainability.com/download/DatabaseManualMethods.pdf.2017.04>.
90. Ravi V. (2012), *Evaluating overall quality of recycling of e-waste from end-of-life computers*, "Journal of Cleaner Production", 20(1), pp. 145-151. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.08.003>.

91. Rebitzer G., Schiller U. & Schmidt W. (2000), *Metode euroMat'98 - Grundprinzipien und Gesamtmethode*, [In:] Fleischer G. et al., "Eco-Design - Effiziente Entwicklung nachhaltiger Produkte mit euroMat", pp. 4-22.
92. Ripa M. et al. (2017), *The relevance of site-specific data in Life Cycle Assessment (LCA). The case of the municipal solid waste management in the metropolitan city of Naples (Italy)*, "Journal of Cleaner Production", 142, pp. 445-460, <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.149>.
93. Rogers D.S. & Tibben-Lembke R.S. (1998), *Going Backwards: Reverse Logistics Trends and Practices*, "Logistics Management", 2, pp. 275, <http://doi.org/10.1006/jema.2001.0488.2017.04>.
94. Rogers D.S., Melamed B. & Lembke R.S. (2012), *Modeling and Analysis of Reverse Logistics*, "Journal of Business Logistics", 33(2), pp. 107-117. <http://doi.org/10.1111/j.0000-0000.2012.01043.x.2017.04>.
95. Rushton A., Courcher P. & Baker P. (2010), *The handbook of logistics and distribution management*, UK: Kogan Page Limited.
96. Sadowski A. (2010), *Ekonomiczne i ekologiczne aspekty stosowania logistyki zwrotnej w obszarze wykorzystania odpadów*, Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.
97. Sangprasert W. & Pharino C. (2013), *Environmental Impact Evaluation of Mobile Phone via Life Cycle Assessment*, [In:] 3rd International Conference on Chemical Biological and Environment Sciences (ICCEBS'2013), January 8-9.
98. Sevigné-Itoiz E. et al. (2014), *Environmental consequences of recycling aluminum old scrap in a global market*, "Resources, Conservation and Recycling", 89, pp. 94-103, <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.05.002>.
99. Skowronek C. (2005), *Podstawy gospodarki materiałowej*, PWE, Warszawa.
100. Skowronek C. (2010), *Procesy logistyczne w kształtowaniu ekonomiki przedsiębiorstw*, [w:] Kempny D. (red.), *Logistyka w naukach o zarządzaniu. Księga poświęcona pamięci Prof. Mariana Sołtysika*, Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej w Katowicach, Katowice.
101. Słowiński B. (2010), *Inżynieria zarządzania procesami logistycznymi*, Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej, Koszalin.
102. Srivastava S.K. (2008), *Network design for reverse logistics*, „Omega”, 36(4), pp. 535-548.
103. Starostka-Patyk M. & Nitkiewicz T. (2014), *LCA approach to management of defective products in reverse logistics channels*, [In:] 2014 International Conference on Advanced Logistics and Transport (ICALT), pp. 216-221, IEEE, <http://doi.org/10.1109/ICAdLT.2014.6866315.2017.04>.
104. Starostka-Patyk M. (2016), *Logistyka zwrotna produktów niepełnowartościowych w zarządzaniu przedsiębiorstwami produkcyjnymi*, PWE, Warszawa.
105. Swarr T.E. et al. (2011), *Environmental Life Cycle Costing: A Code of Practice*, New York: SETAC.
106. Szadziewska A. (2006), *Środowiskowa rachunkowość zarządcza jako źródło danych na potrzeby zarządzania przedsiębiorstwem*, [w:] Nowicka-Skowron M. (red.), *Koszty w zarządzaniu przedsiębiorstwem. Standardy Międzynarodowe*, Wydawnictwo AGH, Kraków.
107. Szczypa P. (2012), *Narzędzia rachunkowości wspomagające działalność proekologiczną przedsiębiorstw w Polsce*, CeDeWu, Warszawa.
108. Talbot S., Lefebvre É. & Lefebvre L. (2007), *Closed-loop supply chain activities and derived benefits in manufacturing SMEs*, "Journal of Manufacturing Technology Management", 18(6), pp. 627-658, <http://doi.org/10.1108/17410380710763831.2017.04>.
109. The International EPD System (n.d.), Retrieved from <http://www.environdec.com/>. 2017.04.

110. Thierry M. et al. (1995), *Strategic issues in product recovery management*, "Long Range Planning", 28(3), p. 120, [http://doi.org/10.1016/0024-6301\(95\)91628-8](http://doi.org/10.1016/0024-6301(95)91628-8).2017.04.
111. Tillman A.M., Svingby M. & Lundström H. (1998), *Life cycle assessment of municipal waste water systems*, "The International Journal of Life Cycle Assessment", 3(3), pp. 145-157, <http://doi.org/10.1007/BF02978823>.2017.04.
112. Udo de Haes H. et al. (2002), *Life-Cycle Impact Assessment: Striving Towards Best Practice*, SETAC Press, Florida.
113. Wach A. (2002), *Metoda oceny cyklu życia (LCA) jako podstawa komputerowo-wspomaganej oceny wyrobu*, [In:] II Krajowa Konferencja Naukowo-Techniczna „*Ekologia w elektronice*”, PIE, Warszawa.
114. Webster S. & Mitra S. (2007), *Competitive strategy in remanufacturing and the impact of take-back laws*, "Journal of Operations Management", 25, pp. 1123-1140. <http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jom.2007.01.014>.
115. Wernet G. et al. (2016), *The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology*, "International Journal of Life Cycle Assessment", 21(9), pp. 1218-1230. <http://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>.2017.04.
116. WRAP (2010), *Environmental life cycle assessment (LCA) study of replacement and refurbishment options for domestic washing machines*.
117. Xanthopoulos A. & Iakovou E. (2009), *On the optimal design of the disassembly and recovery processes*, "Waste Management", 29(5), pp. 1702-1711, <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.11.009>.
118. Xiao R., Zhang Y. & Yuan Z. (2016), *Environmental impacts of reclamation and recycling processes of refrigerators using life cycle assessment (LCA) methods*, "Journal of Cleaner Production", 131, pp. 52-59, <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.085>.
119. Yang S.S., Ong S.K. & Nee A.Y.C. (2016), *A Decision Support Tool for Product Design for Remanufacturing*, "Procedia CIRP", 40, pp. 144-149, <http://doi.org/10.1016/j.procir.2016.01.085>.
120. Zobel T. et al. (2002), *Identification and assessment of environmental aspects in an EMS context: an approach to a new reproducible method based on LCA methodology*, "Journal of Cleaner Production", 10, pp. 381-396, Retrieved from www.cleanerproduction.net.

Spis tabel

Tab. 1. Klasyfikacja metod oceny wpływu cyklu życia	14
Tab. 2. Klasyfikacja zwrotów ze względu na źródło pochodzenia	34
Tab. 3. Obszary problemowe w wykorzystaniu LCA w zakresie oceny zagospodarowania odpadów	41
Tab. 4. Charakterystyka procesów zagospodarowania zwrotów - przypadek A	51
Tab. 5. Charakterystyka procesów zagospodarowania zwrotów - przypadek B	52
Tab. 6. Charakterystyka procesów zagospodarowania zwrotów - przypadek C	53
Tab. 7. Charakterystyka procesów zagospodarowania zwrotów - przypadek D	55
Tab. 8. Zestawienie sposobów zagospodarowania zwrotów w analizowanych przypadkach	56
Tab. 9. Charakterystyka ekonomiczna i środowiskowa dla wybranych scenariuszy zagospodarowania zwrotów	59
Tab. 10. Scenariusze środowiskowe dla zagospodarowania zwrotów	60
Tab. 11. Dane inwentarzowe dla cyklu życia „gate to grave” pralki automatycznej	66
Tab. 12. Ekonomiczne i ekologiczne charakterystyki scenariuszy zagospodarowania zwróconej pralki	70

Spis rysunków

Rys. 1. Schematyczna prezentacja cyklu życia produktu	8
Rys. 2. Fazy LCA według normy ISO 14040	11
Rys. 3. Procedura realizacji LCA	12
Rys. 4. Schemat ogólny procedury oceny wpływu cyklu życia przy wykorzystaniu metody	17
Rys. 5. Wzajemne powiązania poziomów prowadzenia LCA	21
Rys. 6. Możliwe obszary zastosowania LCA	24
Rys. 7. Schemat cyklu życia pasty lutowniczej wg podejścia atrybucyjnego	26
Rys. 8. Schemat cyklu życia pasty lutowniczej wg podejścia konsekwencyjnego	27
Rys. 9. Ilustracja podejścia „cut-off” w modelu alokacji	28
Rys. 10. Ilustracja rozszerzenia systemu alokacji dla modelu alokacji w punkcie substytucji	28
Rys. 11. Integracja procesów logistycznych w przedsiębiorstwie	31
Rys. 12. Relacje pomiędzy logistyką klasyczną a zwrótną w przedsiębiorstwie i w jego otoczeniu	33
Rys. 13. Przepływy produktów niepełnowartościowych i procesy logistyki zwrotnej w ujęciu procesów decyzyjnych	35
Rys. 14. Podstawowe kierunki działań w logistyce zwrotnej	36
Rys. 15. Udział poszczególnych sposobów zagospodarowania zwrotów w przedsiębiorstwach produkcyjnych	38
Rys. 16. Motywy przyjmowania zwrotów w przedsiębiorstwach produkcyjnych	39
Rys. 17. Granice systemu dla zagospodarowania papieru i opakowań	44
Rys. 18. Metoda obliczanie ograniczeń oddziaływania na środowisko netto w procesie recyklingu	45
Rys. 19. Etapy procesu ponownego wytwarzania z wyróżnieniem kosztów i czynników na nie wpływających	47

Rys. 20. Przykładowy sposób ujęcia kosztów w programie SimaPro 8	62
Rys. 21. Wprowadzenie informacji kosztowych do istniejącej bazy środowiskowej	63
Rys. 22. Uproszczony schemat cyklu życia pralki automatycznej z zaznaczeniem granic systemu produktu	65
Rys. 23. Drzewo cyklu życia pralki automatycznej uwzględniającego zwrot produktu w ujęciu „gate to grave” - wskaźnik końcowy ReCiPe dla Scenariusza D	67
Rys. 24. Porównanie struktury oddziaływania w ujęciu wskaźników kategorii szkód dla poszczególnych scenariuszy - wskaźnik końcowy ReCiPe; etap ważenia	68
Rys. 25. Klasyfikacja scenariuszy do typów strategii ekonomicznych i ekologicznych	71
Rys. 26. Udziału komponentów telefonu komórkowego w wartości ekowskaźnika	76
Rys. 27. Wskaźniki w kategoriach szkody dla cyklu życia telefonu komórkowego i 6 scenariuszy zagospodarowania produktów niepełnowartościowych	76
Rys. 28. Wskaźniki w kategoriach wpływu dla cyklu życia telefonu komórkowego i 6 scenariuszy zagospodarowania produktów niepełnowartościowych	78
Rys. 29. Główne okno projektu	80
Rys. 30. Wybór baz danych inwentarzowych	82
Rys. 31. Wybór wariantu rekordu	82
Rys. 32. Rozwinięcie gałęzi procesów transportowych	83
Rys. 33. Rozwinięcie gałęzi scenariuszy i procesów zagospodarowania odpadów	84
Rys. 34. Rozwinięcie okna scenariusza zagospodarowania odpadów	85
Rys. 35. Definiowanie faz w cyklu życia	86
Rys. 36. Definiowanie procesów w cyklu życia	87
Rys. 37. Zastosowanie podejścia modułowego do definiowania produktu	88
Rys. 38. Podejście hybrydowe do definiowania produktu	89
Rys. 39. Sposoby prezentacja przepływów w zależności ich wpływu na środowisko	90