

POLITECHNIKA KRAKOWSKA im. Tadeusza Kościuszki
WYDZIAŁ INŻYNIERII ŚRODOWISKA I ENERGETYKI
KATEDRA TECHNOLOGII ŚRODOWISKOWYCH

ROZPRAWA DOKTORSKA

ALGORYTM OPTYMALIZACJI TECHNOLOGII ODZYSKU I RECYKLINGU ODPADÓW KOMUNALNYCH W KREOWANIU GMINNEJ POLITYKI ŚRODOWISKOWEJ

mgr Aneta Dorosz

Miejskie Przedsiębiorstwo Oczyszczania Sp. z o.o. w Krakowie

Promotor - prof. dr hab. inż. Agnieszka Generowicz

Promotor pomocniczy - dr Anna Gronba – Chyła

Opiekun pomocniczy – dr inż. Marek Kabaciński

Praca zrealizowana w ramach programu Doktorat Wdrożeniowy,
umowa DWD/4/25/2020

Kraków, 2025

Rozprawa doktorska jest efektem badań przeprowadzonych w ramach programu „Doktorat Wdrożeniowy, edycja IV” przy współpracy Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki Politechniki Krakowskiej oraz Miejskiego Przedsiębiorstwa Oczyszczania Spółka z o. o. w Krakowie – partnera programu „doktorat wdrożeniowy”.

W tym miejscu chciałabym podziękować wszystkim osobom, które przyczyniły się do jej powstania.

Chciałabym wyrazić moją ogromną wdzięczność Panu Henrykowi Kultysowi – Prezesowi Zarządu Miejskiego Przedsiębiorstwa Oczyszczania Spółka z o.o. w Krakowie za inicjatywę oraz niezastąpioną motywację, które były dla mnie inspiracją do podjęcia decyzji o rozpoczęciu pracy nad rozprawą doktorską.

Składam serdeczne podziękowania Pani Promotor prof. dr hab. inż. Agnieszce Generowicz za nieocenione wsparcie naukowe, które było fundamentem do budowy mojej wiedzy oraz rozwoju badań. Dziękuję za cenne dyskusje i trafne wskazówki, życzliwość i cierpliwość oraz każdorazową gotowość do poświęcania swojego czasu.

Pragnę podziękować Pani dr Annie Gronba – Chyla – promotorowi pomocniczemu za wsparcie, skrupulatne i wnikliwe wskazówki oraz aktywną pomoc w pracach doświadczalnych.

Chciałabym podziękować Panu dr inż. Markowi Kabacińskiemu – Wiceprezesowi Zarządu Spółki M.P.O., za objęcie opieką merytoryczną mojej pracy wdrożeniowej, którego wiedza, doświadczenie oraz cenne uwagi pozwoli na lepsze ukierunkowanie moich badań.

Chciałabym wyrazić moją szczerą wdzięczność Wiceprezesom Zarządu M.P.O. – Panu Andrzejowi Natkańcowi oraz Panu Krzysztofowi Dzieciuchowiczowi za stworzenie życzliwej i przyjaznej atmosfery pracy, która umożliwiła mi pogodzenie obowiązków zawodowych z pracami naukowymi. Mam nadzieję, że zainwestowany czas przyniesie przedsiębiorstwu wymierne korzyści związane z realizacją rekomendacji wypracowanych w ramach rozprawy doktorskiej.

Spis treści

Spis treści	5
Streszczenie	8
Summary	9
1. Wstęp	10
2. Analiza literaturowa.....	14
2.1 Systemy gospodarki odpadami w zakresie odpadów komunalnych	14
2.2 Odpady wielkogabarytowe i zawarte w nich odpady drewniane	20
2.3 Analiza przepływu materiałów (Materiał Flow Analysis - MFA) jako technika analizy systemu gospodarowania odpadami	26
2.4 Analiza cyklu życia (LCA) - ocena wpływu na środowisko systemów i produktów gospodarowania odpadami komunalnymi	36
2.5 Ekonomia systemu gospodarowania odpadami	41
2.6 Metoda analitycznego procesu hierarchicznego (AHP) jako narzędzie wielokryterialne do wsparcia decyzyjnego	46
2.7 Wnioski z przeglądu literatury w kierunku integracji metod oceny systemów	54
3. Cel i teza, zakres oraz metodyka pracy	58
3.1 Cel i teza rozprawy	58
3.2 Zakres rozprawy	59
3.3 Metodyka pracy	60
4. MFA jako metoda oceny efektywności przetwarzania odpadów wielkogabarytowych	65
4.1 System gospodarowania strumieniem odpadów wielkogabarytowych	65
4.1.1 Zbieranie odpadów wielkogabarytowych	65
4.1.2 Określenie potencjału recyklingowego odpadów wielkogabarytowych - skład morfologiczny odpadów	68
4.2 Analiza przepływu materiałów (MFA) w ocenie ekologicznej zmian przetwarzania odpadów wielkogabarytowych	74
4.2.1 Ogólna procedura modelowania badania	75
4.2.2 Opis obszaru badań i scenariuszy	76
4.2.3 Wskaźniki wydajności przetwarzania odpadów wielkogabarytowych	77
4.3 Zastosowanie MFA do oceny zmian ekologicznych przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu bazowym (ZDOW_BW_SQ)	79
4.3.1 Charakterystyka scenariusza bazowego (ZDOW_BW_SQ) - dane wejściowe i wyjściowe do procesu oraz współczynniki przenoszenia (Tc)	79
4.3.2 Wskaźniki efektywności procesów przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu bazowym ZDOW_BW_SQ	87

4.4	Zastosowanie MFA do oceny zmian ekologicznych przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu prognozowanym (ZDOW_BW_P).....	91
4.4.1	Charakterystyka scenariusza prognozowanego (ZDOW_BW_P) - dane wejściowe i wyjściowe do procesu oraz współczynniki przenoszenia (Tc)	91
4.4.2	Wskaźniki efektywności procesów przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu prognozowanym ZDOW_BW_P	97
4.5	Wyniki MFA w analizowanych scenariuszach	100
5.	Ocena wpływu na środowisko (LCA) przetwarzania odpadów wielkogabarytowych	104
5.1	Określenie celu, zakresu, granic i jednostki funkcjonalnej badania.....	104
5.2	Inwentaryzacja danych (LCI)	110
5.3	Metodyka LCIA i rodzaje wpływów	113
5.4	Wyniki LCIA w analizowanych scenariuszach.....	117
5.4.1	Działalność operacyjna	117
5.4.2	Kredyty paliwowe i materiałowe	124
5.4.3	Działalność operacyjna oraz kredyty paliwowe i materiałowe łącznie...132	
5.4.4	Wyznaczenie wskaźników oddziaływania do analizy wielokryterialnej	139
6.	Ocena ekonomiczna skutków środowiskowych i społecznych przetwarzania wybranych strumieni odpadów	141
6.1	Wycena ex-post systemu gospodarowania odpadami komunalnymi na przykładzie ZSGOK w Krakowie	142
6.2	Identyfikacja i wycena niektórych oddziaływań przetwarzania wybranych frakcji odpadów komunalnych.....	146
6.2.1	Wycena infrastruktury do przetwarzania odpadów.....	147
6.2.2	Wycena recyklingu, ponownego użycia i odzysku odpadów	148
6.2.3	Wycena efektywnego wykorzystania zasobów	150
6.2.4	Wycena oddziaływania środowiskowego	152
6.3	Wyniki oceny ekonomicznej scenariuszy.....	154
7.	Zastosowanie analitycznego procesu hierarchicznego (AHP) do wyboru optymalnego systemu odpadowego	161
7.1	Struktura hierarchiczna problemu	161
7.2	Kryteria do oceny wielokryterialnej scenariuszy	162
7.2.1	Wybór zbioru kryteriów	162
7.2.2	Ranking kryteriów	165
7.3	Wyniki AHP - ranking scenariuszy	168
8.	Próba wytworzenia nowych materiałów ze odpadów drewna	174
8.1	Procedura przygotowania składu mieszanek nowego materiału	174
8.2	Podjęcie nr 1 – lepiszcze naturalne z dodatkiem wody	175
8.3	Podjęcie nr 2 – lepiszcze naturalne z dodatkiem spoiwa i wody	179

8.3.1	Przygotowanie materiału w podejściu nr 2.....	179
8.3.2	Badanie wytrzymałości materiału wytworzonego w podejściu nr 2	182
9.	Podsumowanie i wnioski	186
9.1	Spełnienie założonego celu i weryfikacja postawionej tezy	186
9.2	Wnioski ogólne, rekomendacje i kierunki dalszych badań.....	192
	Bibliografia	194
	Spis tabel.....	209
	Spis rysunków.....	212
	Załączniki.....	214
	Informacja o dorobku naukowym.....	223

Streszczenie

Rozprawa doktorska została poświęcona zagadnieniom gospodarowania odpadami komunalnymi widzianymi z perspektywy podmiotu zarządzającego procesami ich przetwarzania. Niniejszą pracę zrealizowano mając na uwadze, że nadrzędnym dokumentem jest dyrektywa ramowa, która w sprawie odpadów ustanawia ogólne zasady i określa hierarchię postępowania ustalając następującą kolejność priorytetów: zapobieganie powstawania odpadów, przygotowywanie do ponownego użycia, recykling, inne odzyskiwanie, np. odzyskiwanie energii, utylizacja.

Podkreślono, że zapewnienie odpowiedniego trybu postępowania wymaga stosowania zintegrowanych strategii zbierania, transportu, przetwarzania, recyklingu i usuwania odpadów oczekując od zarządzania gospodarką odpadami wykonalności oraz zrównoważenia środowiskowego, ekonomicznego – technicznego i regulacyjnego. Obecnie ciągły wzrost liczby dostępnych opcji przetwarzania odpadów przy jednocześnie zmieniających się warunkach ekonomicznych i regulacyjnych, zarządzający systemem gospodarowania odpadami stale konfrontowani są z pytaniem: czy obecny system jest najbardziej opłacalną metodą w osiągnięciu ustalonych celów? Analizuje się czy istnieją inne i lepsze kombinacje bardziej zaawansowanych procesów, które mogą zapewnić identyczne usługi przy porównywalnych obciążeniach finansowych. Rozwiązaniem powinien być wybór odpowiedniego narzędzia do oceny nowych systemów, które ma być wsparciem dla decyzji strategicznych. Jednak wybór ten jest szczególnie trudny ze względu na mnogość proponowanych scenariuszy.

Niniejsza praca doktorska proponuje algorytm kompleksowej oceny scenariuszy gospodarowania odpadami komunalnymi za pomocą którego można zoptymalizować system i wspierać decyzje zorientowane na wskazane cele. Punktem wyjścia była identyfikacja metod oceny, a następnie integracja analitycznych metod naukowych jak analiza przepływu materiałów (MFA), analiza cyklu życia (LCA), analiza ekonomiczna i analiza wielokryterialna (AHP). Algorytm optymalizacji procesów odzysku i recyklingu przeprowadza proces decyzyjny w kierunku wyboru najkorzystniejszego rozwiązania w odniesieniu do postawionego celu. Wykonano studium przypadku dla przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w jednostce osadniczej, demonstrując możliwość zastosowania algorytmu do oceny opracowanych wariantów. W efekcie rozwiązano zagadnienie badawcze odpowiadając na pytanie wskazania zasadności kierunku kierowania odpadów wielkogabarytowych tj. do procesu recyklingu czy do procesu odzysku energetycznego. Uzyskany priorytet w wysokości 64,8 % wskazuje podmiotowi zarządzającemu, że scenariusz zakładający recykling odpadów, w szczególności recykling odpadów drewnopodobnych pochodzących z odpadów wielkogabarytowych jest optymalnym rozwiązaniem pod względem środowiskowym, ekonomicznym i technicznym. W niniejszej pracy podjęto również próbę wytworzenia nowego materiału, potwierdzając wykonalność recyklingu odpadów drewnopodobnych oraz możliwość zawrócenia do obiegu frakcji odpadów wielkogabarytowych. Wyniki badań w zakresie charakterystyki wytrzymałości na ściskanie otrzymanych materiałów wskazały kierunek dalszych badań i możliwości aplikacyjne.

Summary

The doctoral dissertation was devoted to the issues of municipal waste management, as seen from the perspective of the entity managing its treatment processes. This dissertation was carried out bearing in mind that the overarching document is the Framework Directive, which on waste establishes general principles and defines a hierarchy of treatment setting the following order of priority: waste prevention, preparation for reuse, recycling, and other recovery, such as energy recovery and disposal.

It stresses that ensuring the right course of action requires the use of integrated strategies for collection, transportation, treatment, recycling, and disposal, expecting waste management to be feasible and ecologically, economically, technically, and regulatorily sustainable. Today, the continuous increase in the number of available waste treatment options with simultaneously changing economic and regulatory conditions, managers of the waste management system are constantly confronted with the question: is the current system the most cost-effective method in achieving the established goals? It is analyzed whether there are other and better combinations of more advanced processes that can provide identical services with comparable financial burdens. The solution should be to choose the right tool to evaluate new systems to support strategic decisions. However, this choice is particularly difficult due to the multitude of proposed scenarios.

This dissertation proposes an algorithm for the comprehensive evaluation of municipal waste management scenarios with the help of which the system can be optimized and support decisions oriented towards the indicated goals. The starting point was the identification of evaluation methods, followed by the integration of analytical scientific methods such as material flow analysis (MFA), life cycle analysis (LCA), economic analysis, and multi-criteria analysis (AHP). The optimization algorithm for recovery and recycling processes carries out the decision-making process toward the selection of the most advantageous solution concerning the set objective. A case study was performed to process bulky waste in a settlement unit, demonstrating the algorithm's applicability to evaluate the developed options. As a result, the research question was solved, indicating the appropriateness of the direction of diversion of bulky waste, i.e. to the recycling process or to the energy recovery process.

The posted research question was solved by indicating the appropriateness of the direction of diversion of bulky waste, i.e., to the recycling process or to the energy recovery process. The obtained priority of 64.8% indicates to the managing entity that the scenario involving recycling of waste, in particular recycling of wood-like waste from bulky waste, is the optimal solution in environmental, economic, and technical terms. The present study also attempted to produce new material, confirming the feasibility of recycling wood-like waste and possibly returning a fraction of bulky waste to circulation. Finally, the study's results in terms of compressive strength characteristics of the obtained materials indicated the direction of further research and application possibilities.

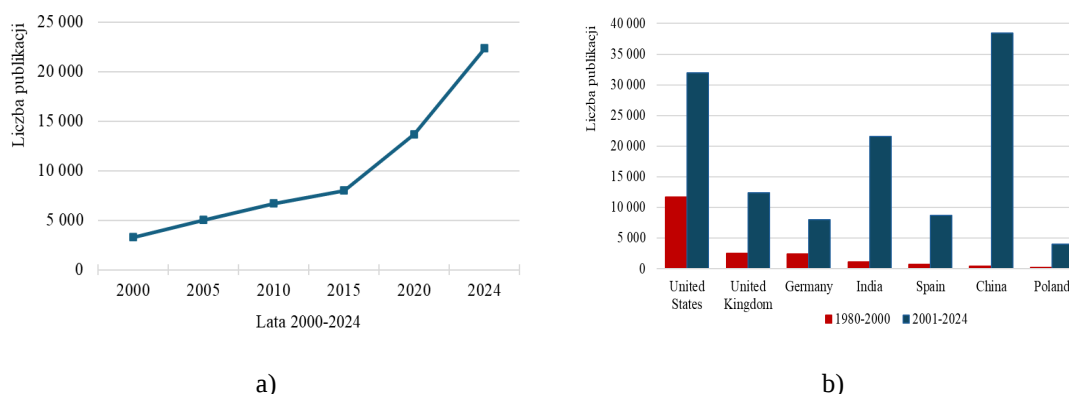
1. Wstęp

Gospodarka odpadami komunalnymi jest zintegrowaną koncepcją praktyk przetwarzania, obejmującą strategię zapobiegania i zbierania oraz różne etapy sortowania, w celu wytworzenia surowców wtórnych lub frakcji do dalszego ich zagospodarowania przy użyciu technologii biologicznych, fizycznych, chemicznych i termicznych oraz ostatecznych sposobów unieszkodliwiania i deponowania odpadów na składowiskach. Początkowo gospodarkę odpadami komunalnymi kierunkowano na osiąganie korzyści ogólnospołecznych jak zmniejszenie udziału odpadów deponowanych na składowiskach, organizację selektywnej zbiórki odpadów „u źródła” oraz recykling i odzyskiwanie surowców wtórnych (Matacz i in., 2018). Obecnie, celem nowoczesnej gospodarki odpadami jest ochrona zdrowia ludzkiego i środowiska naturalnego, oszczędzanie zasobów takich jak materiały, energia i przestrzeń oraz przetworzenie odpadów przed ich ostatecznym unieszkodliwieniem i składowaniem. Jednocześnie wymaga się zachowania zasady ostrożności, która stanowi, że odpady dzisiejszego pokolenia nie mogą stwarzać ekonomicznego lub ekologicznego obciążenia dla przyszłych pokoleń (Brunner i in., 2017). Podobnie postuluje się w dokumencie „Agenda 2030 na rzecz zrównoważonego rozwoju”, która uwzględnia właściwą gospodarkę odpadami komunalnymi jako główny aspekt w dążeniu do zmniejszenia negatywnego wpływu miast na środowisko i na mieszkańca wskazując, że należy „uczynić miasta i osiedla ludzkie bezpiecznymi, stabilnymi, zrównoważonymi oraz sprzyjającymi włączeniu społecznemu” (ONZ, 2015).

Polityka Unii Europejskiej w zakresie gospodarki odpadami komunalnymi, dążąc do osiągnięcia zielonej gospodarki, zorientowana jest na szerokorozumianą zasobooszczędność, ukierunkowaną na pozyskiwanie surowców z odpadów komunalnych i zwiększenie recyklingu (Ciechelska, 2017). Działania na rzecz zasobooszczędnej Europy zachęcają zatem do postrzegania ponownego wykorzystania, recyklingu i zastępowania surowców jako atrakcyjnej ekonomicznie opcji dla podmiotów publicznych i prywatnych, bez których nie zostaną osiągnięte cele w zakresie efektywnego gospodarowania zasobami (Komisja Europejska, 2011). W efekcie kluczowa jest optymalizacja zagospodarowania odpadów, która powinna prowadzić do wysokich wskaźników recyklingu i sprawić, że cenne materiały będą trafiały z powrotem do gospodarki. Niewydolność tego systemu skutkuje składowaniem lub spalaniem odpadów, wciąż nadających się do recyklingu, powodując niepotrzebne straty gospodarcze (Komisja Europejska, 2015, 2020). Systemy gospodarki odpadami muszą być konstruowane w taki sposób, aby przyczynić się do tworzenia wartości z wyrzuconego produktu, przy czym fazy recyklingu i przygotowania do recyklingu, powinny zostać poddane optymalizacji pod względem wzrostu wydajności (Gusmerotti i in., 2019).

W kontekście dążenia do zrównoważonego rozwoju oraz cyrkularnej i zielonej gospodarki, istotne są wszelkie działania, które przyczyniają się do zmniejszenia negatywnego wpływu gospodarki odpadami na środowisko. Dynamicznie odpowiada na to wyzwanie światowa nauka, która wg. wskaźników podawanych przez bazę Scopus

(03.2025), w ponad 32 % skupiona jest na zagadnieniu ochrony środowiska (*Environmental Science*). O rosnącym zainteresowaniu wyłącznie tematyką zarządzania odpadami, a zarazem jak można zauważyć rewolucji w postrzeganiu odpadów nie jako problematycznego balastu, lecz materiału o wartości surowcowej świadczy odnotowany w ostatnich 20 latach wzrost liczby projektów badawczych, publikacji naukowych oraz artykułów. W bazie naukowej Scopus zarejestrowano wg słów kluczowych „waste management” ponad pięciokrotny wzrost liczby publikacji z 3 287 w 2000 roku do 22 377 w 2024 roku (Rys. 1-1 a). Ponadto, w ostatnich dwóch dekadach zaobserwowano zdecydowaną tendencję wzrostu zainteresowania jednostek badawczych zarządzaniem gospodarką odpadami wśród liderów globalnej gospodarki, w tym również rynków silnie konkurujących jak Chiny i Indie. Przykładowo, o ile takie państwa jak Stany Zjednoczone, Wielka Brytania czy Niemcy w latach 1980-2000 wykazywały umiarkowaną działalność publikacyjną w obszarze zarządzania odpadami, to w ostatnich dwóch dekadach (2000 – 2024) liczba ich publikacji naukowych wzrosła 3-4 krotnie, co przedstawia Rys. 1-1. Z kolei w Chinach i Indiach odnotowano gigantyczny wzrost zainteresowania w tej dziedzinie naukowej, co nie jest wyłącznie odzwierciedleniem dynamicznego rozwoju gospodarczego, ale dowodem na zmianę strategii w zarządzaniu odpadami.



Rys. 1-1 Wzrost publikacji naukowych w dziedzinie zarządzania odpadami: a) liczba publikacji (dokumentów) ogółem latach 2000 – 2024; b) porównanie liczby publikacji w wybranych krajach i przedziałach czasowych

Źródło: Opracowanie własne na podstawie analizy danych w bazie Scopus (03.2025) wg słów kluczowych „waste management”

W Polsce gospodarka odpadami komunalnymi rozwijana jest od kilkadziesiąt lat, przy czym rozwiązania systemowe wprowadzane są od lat kilkunastu przynosząc postęp, którego miarą są coraz wyższe poziomy odzysku i recyklingu. W 2000 roku do tych procesów przekazano 2% wytworzonych w Polsce odpadów komunalnych, a w 2023 roku już 28% odpadów poddano recyklingowi i 21% odzyskowi, głównie energetycznemu (Eurostat, 2025). Obserwując działalność naukowo – publikacyjną poświęconą gospodarowaniu odpadami również od 2000 roku odnotowano wzrost liczby publikacji, o czym świadczą dane z bazy naukowej Scopus (wzrost o ponad 1700%, Rys. 1-1 b). Sytuacja nie jest jednak satysfakcjonująca, gdyż na tle szeregu państw członkowskich Unii Europejskiej wyniki w zakresie osiągnięć recyklingu i odzysku

odpadów nie są wysokie, średni poziom 27 państw UE w 2023 roku wyniósł 48% odpadów poddanych recyklingowi i 25% odzyskowi. Pewne jest, że wymagany do osiągnięcia w 2035 roku poziom 65% recyklingu odpadów, będzie stanowić dla Polski wyzwanie, jeśli nie zostaną podjęte zintensyfikowane działania ukierunkowane na wzrost ponownego wykorzystania i recyklingu odpadów.

Należy zauważyć, że przesunięcie zobowiązań w dziedzinie zarządzania odpadami komunalnymi z poziomu centralnego na szczebel lokalny powoduje, że to gminy w Polsce jako jednostki samorządu terytorialnego zostały obciążone odpowiedzialnością za planowanie i budowanie systemów spełniających unijne wymagania. Zatem analiza naukowa gospodarowania odpadami komunalnymi na poziomie lokalnym wraz z koncepcją cyrkularności systemów (LCT, ang. *life cycle thinking*), prowadzące do systematycznego zwiększania recyklingu, jest zasadne z punktu widzenia tematu niniejszej rozprawy doktorskiej. Dodatkową motywacją dla Autorki do zajęcia się tematem oceny i rozwoju gminnego systemu odpadowego był fakt wieloletniego zaangażowania zawodowego w strategicznym planowaniu gminnych systemów gospodarki odpadami komunalnymi.

Niniejsza praca składa się z dziewięciu rozdziałów. W rozdziale pierwszym zawarto wprowadzenie do pracy. Rozdział drugi stanowi część literaturową, obejmującą charakterystykę systemu gospodarowania odpadami komunalnymi ze szczególnym uwzględnieniem odpadów wielkogabarytowych jako frakcji o wysokim potencjale recyklingu. Opisano stosowane metody oceny zarządzania gospodarką odpadami, a wnioski z przeglądu literatury pozwoliły na sformułowanie celu pracy otwierającym rozdział trzeci. W rozdziale tym określono też tezę i zakres pracy oraz zaproponowano metodykę prowadzonych badań. Wskazano też na algorytm postępowania, którego oryginalność polega na integracji metod oceny gospodarowania odpadami i wytworzenie nowego materiału z odpadów.

W kolejnych rozdziałach (4-6) przeprowadzono analizę wybranego systemu gospodarowania odpadami, przyjmując jako studium przypadku przetwarzanie odpadów wielkogabarytowych w dwóch opcjach wariantowych. Rozdział czwarty poświęcony jest analizie przepływu materiałów (MFA) w procesie zagospodarowania odpadów wielkogabarytowych, a rozdział piąty obejmuje wykonanie analizy cyklu życia (LCA) działalności związanej z końcowym etapem cyklu życia systemu wyrobu, tj. z przetwarzaniem odpadów. Rozdział szósty określa skutki ekonomiczne obejmujące wycenę korzyści płynących z różnych sposobów zagospodarowania odpadów wielkogabarytowych. Zaprezentowane w tych rozdziałach wyniki analiz pozwoliły na określenie grupy wskaźników wykorzystywanych w dalszym etapie pracy.

W rozdziale siódmym zdefiniowano oraz zbudowano strukturę hierarchiczną problemu decyzyjnego za pomocą mapy kryteriów i subkryteriów. W wyniku analizy wielokryterialnej (AHP) uzyskano ranking końcowy rozpatrywanych wariantów. W rozdziale ósmym opracowano schemat wykonalności wybranego wariantu i przeprowadzono badania w kierunku otrzymania nowego materiału z odpadów drewnopochodnych oraz jego charakterystykę. Ostatni rozdział zawiera podsumowanie

i wnioski z przeprowadzonych badań, w którym wykazano spełnienie założonego celu i udowodniono tezę oraz sformułowano wnioski ogólne i rekomendacje końcowe. Rozprawa zakończona jest bibliografią, spisem rysunków oraz tabel.

2. Analiza literaturowa

2.1 Systemy gospodarki odpadami w zakresie odpadów komunalnych

Sektor gospodarowania odpadami komunalnymi na arenie międzynarodowej ewoluuje w kierunku zrównoważonej gospodarki materiałowej, która ma być systemowym podejściem do bardziej produktywnego wykorzystywania, w tym ponownego wykorzystywania materiałów w całym ich cyklu życia. Stąd gospodarka odpadami komunalnymi jest ważnym obszarem zainteresowania Komisji Europejskiej (KE) i istotnym elementem planu transformacji w kierunku gospodarki o obiegu zamkniętym (Smol i in., 2020). W Unii Europejskiej (UE), państwa członkowskie są prawnie zobowiązane do sformułowania i wdrożenia instrumentów polityki regionalnej w celu spełnienia środowiskowych celów gospodarowania odpadami, określonych w szerokich międzynarodowych ramach prawnych. Artykuł 4 ust. 1 dyrektywy ramowej w sprawie odpadów (Dz. U. L 312 z 2008 r. s. 3) ustanawia "hierarchię postępowania z odpadami" jako porządek priorytetowy, który ma być przestrzegany przez państwa członkowskie obejmujący, w porządku malejącym pod względem ważności, zapobieganie, przygotowanie do ponownego użycia, recykling, inny odzysk (np. energia z odpadów) oraz unieszkodliwianie jako ostateczne rozwiązanie (Ingaldi i in., 2020). Zgodnie z art. 21 ust. 1 dyrektywy ramowej UE w sprawie odpadów, wszystkie decyzje dotyczące zarządzania odpadami muszą być podejmowane zgodnie z hierarchią postępowania z odpadami (Dz. U. L 312 z 2008 r. s. 3).

Odpady komunalne muszą być zagospodarowywane w sposób bezpieczny dla środowiska. Procesy gospodarowania odpadami i ich dalsze zarządzanie są kluczowymi elementami najnowszych rozwiązań logistyki zwrotnej. Oznacza to, że wszelkie stosowane techniki muszą przede wszystkim wspierać recykling odpadów. Natomiast odzyskiwanie materiałów i energii jest preferowane w odniesieniu do składowania odpadów (Bień, 2021).

System gospodarowania odpadami komunalnymi w Polsce uległ w ostatnich latach znacznym zmianom w wyniku dostosowania do wymogów unijnych w zakresie wdrażania ambitnych celów gospodarki obiegu zamkniętego oraz zmienionej w 2018 roku dyrektywy w sprawie odpadów (Dz. U. L 150 z 2018 r. s. 109) w oparciu o europejską hierarchię gospodarki odpadami. Poprzez stopniowe i konsekwentne wprowadzanie zmian oraz liczne nowelizacje polskiego ustawodawstwa system gospodarki odpadami komunalnymi przekształcił się w odrębną gałąź gospodarki ukierunkowaną na ochronę środowiska (Smol i in., 2020).

Obowiązujące obecnie przepisy w polskim prawodawstwie w zakresie gospodarki odpadami komunalnymi to ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz. U. z 2022 r. poz. 699 t.j.) oraz ustawa z dnia 13 września 1996 roku o utrzymaniu czystości i porządku w gminach (Dz. U. z 2022 r. poz. 2519 t.j.). Ustawa o odpadach jest implementacją prawa wspólnotowego – dyrektywy w sprawie odpadów (Dz. U. L 312 z 2008 r. s. 3). Określa środki służące ochronie środowiska, życia i zdrowia ludzi przez

zapobieganie powstawaniu odpadów i zmniejszenie ich ilości oraz przez ograniczenie negatywnego wpływu wytwarzania odpadów i gospodarowania nimi. W celu przejścia na gospodarkę o obiegu zamkniętym posiada środki do poprawy efektywności użytkowania zasobów oraz zmniejszenia całkowitego wpływu użytkowania tych zasobów. Zasady gospodarowania odpadami uregulowane w ustawie o odpadach, wypełniając funkcję porządkującą system prawa, realizują cele: (a) maksymalne zmniejszenie ilości odpadów podczas wszelkiej działalności gospodarczej oraz bytowania ludzi, (b) natychmiastowe włączenie pozostałości poprodukcyjnych ponownie do produkcji, (c) odzysk surowców z odpadów zebranych, (d) stosowanie procesów unieszkodliwiania odpadów oraz (e) składowanie odpadów w sposób uporządkowany przy zapewnieniu minimalnego wpływu na środowisko (Zębek, 2018). Gospodarowanie odpadami komunalnymi, czyli odpadami powstającymi w wyniku bytowania człowieka jest przedmiotem znowelizowanej w 2011 roku ustawy o utrzymaniu czystości i porządku w gminach (Dz. U. z 2022 r. poz. 2519 t.j.). Zasadnicza systemowa zmiana w gospodarowaniu odpadami komunalnymi polegała na nałożeniu na gminy obowiązku przygotowania lokalnych systemów odbioru i zagospodarowania odpadów komunalnych odebranych od właścicieli nieruchomości w zamian za opłatę uiszczaną przez właścicieli nieruchomości na rzecz gminy. Obecnie gospodarka odpadami komunalnymi jest częścią zadań własnych realizowanych przez gminy, przy czym do obowiązków gmin w zakresie odbioru i zagospodarowania odpadów komunalnych należy: (a) objęcie systemem komunalnym nieruchomości zamieszkałych i opcjonalnie innych nieruchomości, (b) ustanowienie odpowiednich aktów prawa miejscowego, (c) zarządzanie środkami z opłat pobieranych od właścicieli nieruchomości, (d) wprowadzenie i rozwijanie systemów selektywnej zbiórki odpadów, w tym zapewnienie funkcjonowania punktu selektywnej zbiórki odpadów komunalnych (PSZOK), (e) osiągnięcie poziomów recyklingu, przygotowania do ponownego użycia i odzysku niektórych frakcji odpadów komunalnych oraz (f) zmniejszenie masy odpadów komunalnych ulegających biodegradacji przeznaczonych do składowania, (g) zapewnienie funkcjonowania instalacji komunalnych do przetwarzania odpadów komunalnych, (h) prowadzenie działań informacyjno-edukacyjnych w zakresie prawidłowego postępowania z odpadami komunalnymi, (i) nadzór nad gospodarką odpadami komunalnymi m.in. poprzez kontrolę strumienia odpadów komunalnych powstających na terenie gminy oraz operatorów odbierających odpady komunalne, (j) przeprowadzanie corocznej analizy stanu gospodarki odpadami komunalnymi w celu weryfikacji możliwości technicznych i organizacyjnych gminy w zakresie gospodarki odpadami komunalnymi (Dz. U. z 2022 r. poz. 2519 t.j.).

Gminne systemy gospodarowania odpadami komunalnymi są finansowane z budżetów gmin, ze środków pozyskanych od właścicieli nieruchomości, zobowiązanych do ponoszenia na rzecz gminy opłat za gospodarowanie odpadami komunalnymi. Rosnące wymagania w zakresie poziomów recyklingu oraz uzyskania wysokiej jakości surowców w wyniku prowadzenia selektywnego zbierania odpadów stały się przyczyną nadmiernie rosnących wydatków gmin na systemy gospodarowania odpadami komunalnymi. W latach 2014- 2019 wydatki gmin wzrosły niemal dwukrotnie (Dorosz, 2021).

Rozwój i jednocześnie ujednolicenie systemu segregacji odpadów komunalnych w całym kraju nastąpił w 2019 roku poprzez wprowadzenie nowych zasad segregacji odpadów, co ma na celu podniesienia jakości recyklingu i transformacji w kierunku gospodarki obiegu zamkniętego. Nowy system odbioru odpadów komunalnych obejmuje pięć frakcji, które mieszkańcy powinni segregować: papier, szkło, tworzywa sztuczne i metale, bioodpady, odpady resztkowe (zmieszane odpady komunalne). W ten sposób możliwe jest wydobycie ze strumieni odpadów dużej ilości materiałów, dobrej jakości nadających się do recyklingu w celu ich ponownego przetworzenia w kierunku produkcji towarów (Mastellone i in., 2017).

Według danych Głównego Urzędu Statystycznego Polski prawie 55,6% odpadów komunalnych wytworzonych w 2019 r. zostało poddanych odzyskowi, z czego 25% poddano recyklingowi, 9% kompostowaniu lub fermentacji, a 21,5% przekazano do termicznego przekształcania z odzyskiem energii. Pozostała ilość stałych odpadów komunalnych została unieszkodliwiona głównie poprzez składowanie (43%), niewielka część odpadów (1,4%) została poddana obróbce termicznej bez odzysku energii (Bień, 2021; Dorosz, 2021). Komisja Europejska w dyrektywie ramowej w sprawie odpadów podkreśla priorytet recyklingu nad odzyskiem i unieszkodliwianiem odpadów określając obowiązkowe cele dla państw członkowskich UE w zakresie recyklingu (lub przygotowania do ponownego użycia), tj. 60% masy wytworzonych odpadów komunalnych do 2030 r. i 65% do 2035 r. (Dz. U. L 312 z 2008 r. s. 3)

Recykling w przypadku stałych odpadów komunalnych, wytworzonych w ilości około 236,8 mln ton w Unii Europejskiej w 2021 roku jest realizowany poprzez selektywne zbieranie frakcji możliwych do odzyskania, ich oczyszczanie i skierowanie do recyklingu. W 2021 roku do recyklingu materiałowego przekazano ok. 69,9 mln ton odpadów komunalnych, do recyklingu organicznego skierowano ok. 44,9 mln ton odpadów, natomiast do ponownego użycia ok. 2,7 mln ton. W Polsce wytworzono w 2021 roku ok. 13,7 mln ton odpadów komunalnych, z czego ok. 3,7 mln ton przekazano do recyklingu materiałowego, a do recyklingu organicznego skierowano ok. 1,8 mln ton (Eurostat, 2023). Pozostałe frakcje, które nie są zbierane w sposób selektywny, często nadające się do odzyskania pozostają w zmieszanych odpadach komunalnych, klasyfikowanych według katalogu odpadów o kodzie 20 03 01 (Dz. U. z 2020 r. poz. 10).

System gospodarki odpadami komunalnymi w Polsce opiera się głównie na instalacjach mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów (MBP) oraz instalacjach termicznego przekształcania odpadów komunalnych (ITPOK). W założeniach instalacje do mechaniczno-biologicznego przetwarzania miały pełnić funkcję odzysku odpadów, gdzie w wyniku przetwarzania odzyskiwano cenne surowce do recyklingu, takie jak papier, metale i tworzywa sztuczne (Bayard i in., 2010, Bień, 2021). Mechaniczno-biologiczne przetwarzanie (MBP) jest uważane za główny system przetwarzania resztkowych odpadów komunalnych (Feil i in., 2017a), a jego znaczenie jest tym istotniejsze im system selektywnej zbiórki odpadów jest mniej rozwinięty i wydajny (Trulli i in., 2018) i (Gadaleta i in., 2022b). Z uwagi na niedoskonały system selektywnej zbiórki odpadów, niestety jakość odzyskiwanych odpadów w procesie mechanicznym okazała się niska, a odpowiednie zastosowania końcowe lub

unieszkodliwianie produktów MBP są specyficzne dla danego miejsca i powinny być powiązane z wcześniejszą szczegółową charakterystyką materiałów wejściowych (Lonardo i Gavasci, 2012). Ogromna ilość odpadów z tego procesu to odpady wysokokaloryczne, których składowanie jest zabronione na mocy Rozporządzenia Ministra Gospodarki z dnia 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach (Dz. U. z 2015 r. poz. 1277). Dla tego rodzaju odpadów zalecane są inne metody zagospodarowania jak produkcja paliw alternatywnych, tj. stałych paliw wtórnych (SRF) i innych paliw pochodzących z odpadów (RDF) (Bessi i in., 2016). W Polsce w 2020 r. do MBP skierowano 6,8 mln ton odpadów komunalnych (GUS, 2021), przy czym w 2018 r. istniało 157 zakładów MBP (Krawczyk i in., 2018). Przetwarzanie odpadów komunalnych w energię stanowi bardziej preferowaną opcję w odniesieniu do ich bezpośredniego składowania, a to poprzez oszczędzanie ważnych zasobów, takich jak objętość składowiska i energia nieodnawialna. Bezpośrednie spalanie z odzyskiem energii w instalacjach termicznego przekształcania odpadów okazało się najbardziej wydajną i zrównoważoną środowiskowo metodą odzyskiwania energii z odpadów komunalnych (Castaldi, 2021, Giraud i in., 2021). W szczególności strumień odpadów o niskiej jakości recyklingowej, a jednocześnie wartości opałowej wyższej niż 6 MJ/kg i niższej niż ok. 18 MJ/kg, może być przekazywany do instalacji termicznego przekształcania odpadów. Inne strumienie, o bardzo wysokiej jakości, są odpowiedniejsze dla takich obiektów jak cementownie lub elektrownie, jako substytut dla węgla (Brunner i in., 2015). W europejskim przemyśle cementowym wykorzystanie RDF jest już zaawansowane i w niektórych krajach osiągane są wysokie wskaźniki substytucji termicznej (tj. stopień, w jakim paliwa kopalne są zastępowane przez RDF w cementowniach) (Sarc, 2019). Ogólnie rzecz biorąc, wykorzystanie paliw alternatywnych jako źródła energii daje następujące korzyści: (a) zastąpienie paliw kopalnych, (b) wykorzystanie energii zawartej w odpadach, (c) zwiększenie odzysku energii z odpadów, (d) zwiększenie ilości energii elektrycznej ze źródeł odnawialnych (z frakcji biomasy zawartej w odpadach), (e) korzyści ekonomiczne wynikające ze zmniejszenia emisji CO₂ (Wasilewski i in. 2019). W kilku krajach UE odpady komunalne są zwykle wysyłane do zakładu mechaniczno - biologicznego przetwarzania (MBP) w celu wytworzenia strumienia o ulepszonych właściwościach palnych i jeśli jest zgodny z normami międzynarodowymi, może być sklasyfikowany jako stałe paliwo alternatywne (SRF) (Śliz i in., 2022). Z drugiej jednak strony, w niektórych przypadkach proces sortowania (mechaniczna obróbka odpadów) może generować mniejszy wpływ na środowisko niż produkcja paliwa (RDF) o wysokiej wartości opałowej, a następnie jego spalanie w specjalnie do tego przeznaczonym zakładzie (Consonni i in., 2005). Kwestia produkcji i wykorzystania paliw odpadowych jako elementu gospodarki odpadami komunalnymi jest również ważnym obszarem zainteresowania Komisji Europejskiej (KE) i istotnym elementem planu transformacji w kierunku gospodarki o obiegu zamkniętym (GOZ) w Unii Europejskiej (UE) (Bień, 2021).

Cele środowiskowe w zakresie poziomu recyklingu odpadów, o których mowa wyżej będą musiały zostać osiągnięte przy zastosowaniu nowego sposobu wyznaczania wskaźnika recyklingu (Dorosz i in., 2021) i (Dz. U. L. 150 z 2018 r. s. 109). Państwa

członkowskie mogą kontynuować raportowanie zgodności gospodarki odpadami z celami do roku 2024 przy użyciu historycznej metody pomiaru, ale mogą również dobrowolnie zdecydować się na stosowanie nowej zharmonizowanej metody pomiaru. Obecnie nie wszystkie państwa członkowskie zdecydowały się na pełne wdrożenie nowej metody pomiaru, a wynikający z niej poziom recyklingu odpadów komunalnych w UE-27 wyniósł średnio 49% w 2021 r. (Eurostat, 2023), co wskazuje na konieczność znacznego zwiększenia recyklingu w wielu państwach członkowskich w stosunkowo krótkim czasie, jeśli cele na lata 2030 i 2035 mają zostać osiągnięte (Grant i in., 2023). Biorąc pod uwagę zobowiązanie państw członkowskich UE do poprawy selektywnej zbiórki szeregu strumieni odpadów (bioodpadów do 2023 r., tekstyliów z gospodarstw domowych i odpadów niebezpiecznych do 2025 r.) oraz ustanowienie zharmonizowanych minimalnych wymogów recyklingu dla całej UE, odnotowano, że pomimo poprawy wskaźników zbiórki odpadów, cele środowiskowe UE nie zostaną osiągnięte bez dalszej/głębszej interwencji. Stwierdzono, że materiały nadające się do recyklingu pozostaną nadal w strumieniu odpadów resztkowych przeznaczonych do spalania bądź unieszkodliwienia na składowiskach odpadów. Jedynie sortowanie odpadów komunalnych w instalacjach pozwoli na wychwycenie surowców wtórnych zawartych w tych odpadach i skierowanie ich do recyklingu zamiast do spalarni czy na składowisko, przyczyniając się tym samym do zwiększenia poziomu recyklingu odpadów komunalnych (Grant i in., 2023).

Zarządzanie zasobami w celu maksymalizacji zrównowżenia środowiskowego i przyczynienie się do osiągnięcia krajowych celów określonych przez UE wiąże się z podejmowaniem ważnych decyzji strategicznych i inwestycyjnych przez lokalne podmioty zarządzające odpadami, których zadaniem jest jednocześnie świadczenie niezawodnej i ekonomicznej usługi odbierania odpadów od mieszkańców przy rosnącej presji cenowej. Aby zmniejszyć obciążenie lokalnych zarządzających odpadami i promować zrównoważone praktyki środowiskowe, istnieje potrzeba silnej polityki dotyczącej odpadów, która kieruje i umożliwia skuteczne lokalne decyzje i działania. Potrzebne są narzędzia analityczne, aby pomóc rządowi lokalnym i krajowym w ocenie efektywności środowiskowej potencjalnych środków polityki i decyzji lokalnych (Turner i in., 2011). Takie narzędzia muszą być w stanie poradzić sobie z rosnącą złożonością nowoczesnych systemów "zintegrowanej gospodarki odpadami stałymi". Nowoczesne zarządzanie odpadami komunalnymi obejmuje szereg technologii przetwarzania odpadów, takich jak mechaniczno – biologiczne przetwarzanie, sortowanie i demontaż, termiczne przekształcanie, kompostowanie czy fermentacja beztlenowa (Panepinto i in., 2015). Każda z tych technologii została zaprojektowana do zarządzania określonymi strumieniami odpadów. Wiele z tych technologii zapewnia dodatkowe funkcje, takie jak produkcja materiałów wtórnych i produkcja energii, które wymagają interakcji z innymi sektorami gospodarki, takimi jak wytwarzanie produktów, rolnictwo czy energetyka (Giugliano i in., 2011, Ripa i in., 2017).

W celu ilościowej oceny wydajności (efektywności) środowiskowej dużych i złożonych systemów gospodarowania odpadami komunalnymi zastosowano podejście, które łączy systematyczne metody MFA i LCA z wykorzystaniem analizy scenariuszy,

aby ocenić potencjalną skuteczności różnych środków polityki dotyczącej odpadów. Wyniki MFA wskazują scenariusz skutkujący najwyższym poziomem recyklingu wśród badanych, podczas gdy wpływ istniejącego systemu gospodarowania odpadami komunalnymi na emisję gazów cieplarnianych został oceniony za pomocą LCA, skupiając się na potencjalnych skutkach zmiany klimatu. Wyniki pokazały, że dominującym źródłem obciążeń w postaci emisji gazów cieplarnianych jest gospodarowanie odpadami resztkowymi, głównie poprzez składowanie. Ponowne przetwarzanie materiałów (sortowanie) i fermentacja beztlenowa okazują się największymi źródłami korzyści w zakresie emisji gazów cieplarnianych. Komplementarne metodologie MFA i LCA mogą być stosowane łącznie w celu dostarczania cennych informacji na temat ekologiczności systemu gospodarowania odpadami komunalnymi. Podejście to może być zastosowane do pomocy rządów krajowych w ocenie istniejących i możliwych polityk dotyczących odpadów oraz do wspierania lokalnych zarządców odpadów w określaniu optymalnych pod względem środowiskowym strategii gospodarowania odpadami (Turner i in., 2016).

Gadaleta i in. wskazał, iż dogłębna ocena wpływu, jaki eksploatacja różnych zakładów działających w zakresie przetwarzania odpadów wywiera na środowisko jest możliwa w wyniku połączenie metod oceny cyklu życia (LCA) i analizy przepływu materiałów (MFA), co stanowić może odpowiednie wsparcie techniczne dla procesów decyzyjnych (Gadaleta i in., 2022 a). LCA jest holistycznym podejściem szeroko przyjętym w zarządzaniu gospodarką odpadami komunalnymi, które określa ilościowo wszystkie wpływy na środowisko w całym cyklu życia produktów lub procesów (Abeliotis i in., 2012). MFA kwantyfikuje masowy przepływ i straty w systemie w całym łańcuchu gospodarki odpadami, a także ułatwia uzgadnianie danych w dobrze określonej przestrzeni i czasie (Bonnin i in., 2013). MFA i LCA są odpowiednim narzędziem do porównywania różnych scenariuszy, zwłaszcza w dziedzinie gospodarki odpadami (Padeyanda i in., 2016). Wyniki LCA wykazały, że każda instalacja MBP wykazuje korzystny wpływ na środowisko, przy czym wśród ocenianych zakładów MBP najlepszą efektywność osiągnięto, gdy odzyskiwano największą ilość odpadów (nie tylko w przypadku recyklingu materiałów). Na wyniki LCA duży wpływ miały przede wszystkim procesy recyklingu i produkcja energii, przy niewielkim udziale zapotrzebowania na energię. Stwierdzono, że głównym warunkiem dobrego wyniku nie jest doskonały odzysk materiału lub wysokiej jakości RDF, ale połączenie odzysku materiałów do produkcji nowych surowców, unikanie składowania oraz produkcja RDF do procesu termicznego przekształcania. Wskazano jednocześnie, iż przyszłe badania można prowadzić koncentrując się na roli składu morfologicznego odpadów komunalnych i miks energetycznego (Gadaleta i in., 2022 a).

Wzrost efektywności środowiskowej, rozumianej jako wzrost recyklingu funkcjonującego systemu gospodarowania odpadami komunalnymi jest kierunkiem priorytetowym przy istotnym jest zilustrowanie procesów przyczyniających się do znacznych obciążeń lub korzyści dla środowiska. Poznanie bilansu masowego oraz kwantyfikacja wpływów na środowisko pomaga określić najbardziej zrównoważone opcje gospodarowania odpadami komunalnymi.

2.2 Odpady wielkogabarytowe i zawarte w nich odpady drewniane

Pomimo ciągłego postępu w gospodarce odpadami komunalnymi, wciąż istnieje kilka strumieni odpadów, które mają ograniczone możliwości odzysku materiałowego i tym samym trafiają na składowiska lub do termicznego przekształcania. Jednym z tych trudnych strumieni są „odpady wielkogabarytowe”. Odpady wielkogabarytowe obejmują w szczególności meble, materace, tapicerkę, sprzęt ogrodowy i zewnętrzny lub inne duże wyposażenie. Ponad 60% odpadów wielkogabarytowych jest obecnie składowanych w Unii Europejskiej, tj. około 11,5 mln ton (UrbanREC, 2020).

Odpady wielkogabarytowe stanowią trudny strumień z różnych powodów, po pierwsze, ich wielkogabarytowy charakter komplikuje logistykę, po drugie odpady wielkogabarytowe obejmują bardzo niejednorodne produkty i materiały, co wymaga albo skutecznego systemu segregacji u źródła, albo odpowiedniej technologii sortowania. Wiele produktów traktowanych jako odpady wielkogabarytowe to również produkty złożone (np. sofa złożona z drewna, tekstyliów i pianki), które wymagają procesu demontażu, aby umożliwić odzyskanie różnych zawartych w nich materiałów. Inne wyzwania to brak rygorystycznych regulacji i brak warunków rynkowych, między innymi ze względu na brak opłacalnych metod waloryzacji. Oznacza to znaczący wpływ na środowisko i utratę zasobów, które mogłyby zostać wykorzystane. Wymagane jest zatem kompleksowe rozwiązanie, które umożliwia podejście oparte na gospodarce o obiegu zamkniętym (UrbanREC, 2020).

Odpady wielkogabarytowe to termin opisujący odpady komunalne powstające w gospodarstwach domowych, które ze względu na ponadnormatywne wymiary lub wagę nie mieszczą się w standardowych pojemnikach i kontenerach na odpady. Do tej grupy odpadów zaliczane są meble, dywany, materace, wykładziny czy zabawki dużych rozmiarów. Gmina organizuje bezpośredni odbiór odpadów wielkogabarytowych przez przedsiębiorcę, z którym ma podpisaną umowę na odbiór i zagospodarowanie odpadów komunalnych (Teraz-środowisko.pl, 2023). Niewłaściwe gospodarowanie odpadami wielkogabarytowymi może stanowić duży problem środowiskowy i logistyczny. Odpady te są nietypowe, ponieważ w dużej mierze składają się z różnorodnych materiałów, które mają różny skład, a co za tym idzie każdy może mieć inny wpływ na środowisko i powinien być inaczej traktowany. Biorąc powyższe pod uwagę, głównymi i preferowanymi opcjami zagospodarowania odpadów wielkogabarytowych są recykling i odzysk energii. Strumień odpadów wielkogabarytowych jest jednym ze strumieni, o którym należy myśleć w kontekście gospodarki cyrkularnej (zamykaniu obiegów) przy czym najważniejszym aspektem jest projektowanie z myślą o późniejszym recyklingu odpadów (Samson-Bręk i in., 2019). Większość badań naukowych w zakresie możliwości przetwarzania odpadów dotyczy odpadów komunalnych jako całości bądź zmieszanych odpadów komunalnych i ich materiałowego i energetycznego odzysku (Fiorentino i in., 2015). Inne strumienie odpadów również muszą zostać zidentyfikowane i powinny być zbadane pod kątem ich potencjalnego wykorzystania do realizacji celów w zakresie gospodarowania odpadami. Odpady wielkogabarytowe mają ogromny potencjał, jeśli chodzi o ich przetwarzanie w kierunku ponownego wykorzystania i recyklingu odpadów (Somplak i in., 2019). Oszacowano, że ok. 45% - 55% w strumieniu odpadów

wielkogabarytowych stanowią materiały drewnopodobne (Chung i in., 2010). Potencjał ten będzie wzrastał wraz z nowym podejściem w kierunku ekoprojektowania produktów (MacDonald i in., 2015).

Zarządzanie strumieniem odpadów wielkogabarytowych z gospodarstw domowych może być realizowane poprzez specjalnie zorganizowaną zbiórkę od mieszkańców lub dzięki funkcjonowaniu Centrów Recyklingu Odpadów (w Polsce odpowiednikiem są PSZOK-i), do których mieszkańcy mogą samodzielnie dostarczać swoje odpady, co zostało zbadane w Wielkiej Brytanii (Curran i in., 2007), a uzyskane wyniki wskazują, że 42% odpadów wielkogabarytowych to meble, 19% tekstylia i kolejne 19 % zużyty sprzęt elektryczny i elektroniczny (WRAP, 2012). Ponadto poza formalnym zbieraniem odpadów wielkogabarytowych dowiedziono również istnienia dobrze ugruntowanego sektora nieformalnego, aktywnie zaangażowanego w działalność związaną z odbiorem i transportem, często transgranicznym, przedmiotów wielokrotnego użytku oraz odpadów z kategorii odpadów wielkogabarytowych, zużytego sprzętu elektronicznego i elektrycznego (ZSEE) i metali, które następnie przeznaczone są do sprzedaży na pchlich targach. Pomimo utraty zasobów nadających się do recyklingu, te nieformalne działania mogą przyczynić się do wydłużenia cyklu życia niektórych towarów, gdyż są one ponownie wykorzystywane, niemniej jednak jest to działanie dość kontrowersyjne (Ramusch i in., 2015). Szacuje się, że od 20 do 70% strumienia odpadów wielkogabarytowych może być potencjalnie poddane recyklingowi lub ponownie wykorzystane, z czego jedna trzecia ma wysoki potencjał ponownego wykorzystania w zależności od kwestii jakości i niezbędnych napraw (Somplak i in., 2019).

Podczas gdy wiele odpadów wielkogabarytowych nadaje się do ponownego wykorzystania, w praktyce niestety pozostaje to raczej możliwością niż rzeczywistością (Shaw i in., 2010). Droga do ponownego wykorzystania jest często trudna do zidentyfikowania przez właściciela gospodarstwa domowego. Ponadto istnienie innych barier związanych z ponownym wykorzystaniem, w tym ograniczonej świadomości lub braku świadomości na temat opcji ponownego wykorzystania, niechęć do korzystania z towarów używanych oraz "zasady" narzucone przez organizację odbiorcy dotyczące stanu odpadów gabarytowych, które będąc po okresie użytkowania nie spełniają przepisów bezpieczeństwa i przeciwpożarowych lub są nieatrakcyjne chociażby ze względów technologicznych dla obecnego rynku (Williams i in., 2012). Frakcja odpadów wielkogabarytowych jest niedostatecznie wykorzystana pod względem ponownego użycia, chociaż teoretycznie istnieje możliwość zwiększenia ilości odpadów wielkogabarytowych przekazywanych do ponownego użycia poprzez funkcjonowanie programów/systemów recyklingu odpadów wielkogabarytowych, które mogą przynieść również inne niż recykling korzyści, m.in. społeczne jak wspieranie społeczeństwa obywatelskiego, łagodzenia ubóstwa czy odzyskiwanie wartości z zasobów. Wymaga to jednak poprawy skuteczności na poziomie świadczenia usług w zakresie organizacji zbiórki oraz relacji sektora publicznego z organizacjami społecznymi (przedsiębiorstwem społecznym) w zakresie m. in. odpowiedniego poziomu finansowania, zarządzania partnerstwem czy audytem (Alexander i in., 2009). Badania prowadzone w Wielkiej Brytanii pokazały, że partnerstwa władz lokalnych z organizacjami sektora społecznego

mają znaczny potencjał w zapobieganiu powstawaniu odpadów wielkogabarytowych oraz we zwiększeniu wskaźników recyklingu i ponownego użycia, a także mogą przynieść inne pozytywne skutki społeczne. Zatem zasadnym jest przyjęcie na szczeblu lokalnym, narodowym czy międzynarodowym dowodów na to, że zaangażowanie organizacji społecznych w świadczenie usług prowadzi do korzyści społecznych i środowiskowych (Curran i in., 2010).

Cole stwierdził, że strumień odpadów wielkogabarytowych jest zróżnicowany pod względem składu, a najbardziej dominującą grupą zbieranych odpadów są meble, w tym głównie sofy i materace. Jeśli przedmioty te nie nadają się do ponownego wykorzystania istnieje możliwość ich demontażu, a zawarte w nich metale, drewno lub tekstylia (materace) mogą zostać poddane recyklingowi. Oszacowany został potencjał ponownego wykorzystania i recyklingu odpadów wielkogabarytowych w następujący sposób: (a) meble, nadające się do ponownego użycia w obecnym stanie 20%, (b) meble, potencjalnie nadające się do naprawy 25%, (c) sprzęt AGD, potencjalnie nadający się do naprawy 7,5%, (d) sprzęt AGD i inne metale, nadające się do recyklingu 20%, (e) nieodzyskiwane przedmioty nienadające się do naprawy lub ponownego użycia 27,5%. Jeśli zatem 72,5% odpadów wielkogabarytowych zostanie odzyskanych (poddanych recyklingowi) wówczas istnieje potencjał zwiększenia rocznego wskaźnika recyklingu, w szczególności dużej liczby materacy i niektórych drewnianych mebli nienadających się do ponownego użycia (Cole i in., 2013). Również w raporcie wykonanym na zlecenie Massachusetts Department of Environmental Protection's potwierdzono, że 33,1% odpadów wielkogabarytowych nie nadaje się do odzysku, natomiast 37,3% powinno zostać przekazanych do recyklingu, a 29,6% do potencjalnego odzysku, przy czym meble (34,1%) i drewno (18,6%) stanowią największy odsetek odpadów wielkogabarytowych (MassDEP, 2022).

Drewno jest coraz bardziej pożądanym surowcem odnawialnym oraz ważnym surowcem budowlanym i materiałowym. Od początku XXI wieku, obserwuje się wzrost zużycia drewna do nowych zastosowań (produkcja energii, materiały budowlane, chemia itp.). Badanie z 2014 roku pokazuje, że do 2030 r. produkcja drewna może być niewystarczająca, aby zaspokoić popyt w Europie (Höglmeier i in., 2014). Wzrostowi zużycia drewna towarzyszy wzrost produkcji drewna odpadowego ze zużytych produktów drewnopochodnych. Odpady drewnopochodne są uważane za cenny materiał, posiadający potencjał zarówno w zakresie recyklingu, jak i odzyskiwania energii. Stąd istnieją dwa główne kierunki wykorzystania drewna odpadowego: recykling np. w płytach wiórowych oraz termiczne przekształcanie (Mantau, 2015). W przeszłości główną opcją wycofania z eksploatacji odpadów drzewnych było spalanie ze względu na ich stosunkowo wysoką wartość opałową. Jak zaznacza Xiong, jeśli używane meble zostaną sklasyfikowane jako odpady komunalne i zutylizowane przez spalanie lub składowanie, wówczas materiał drzewny zawarty w tych używanych meblach będzie emitował duże ilości dwutlenku węgla i toksycznych gazów po spaleniu (Xiong i in., 2022). Odpady drzewne zdaniem Faraca mogą równie dobrze nadawać się do procesów recyklingu, potencjalnie kaskadowo od bezpośredniego ponownego wykorzystania (wykorzystując odpowiednie właściwości materiału) do późniejszego recyklingu w

zastosowaniach o niższych standardach jakości (Faraca i in., 2019). Zatem ze względu na rosnący nacisk na recykling odpadów i gospodarkę o obiegu zamkniętym w szczególności w Europie (Dz. U. L. 150 z 2018 r. s. 109) odpady drzewne stanowią ważne źródło obfitego i niedrogiego surowca do produkcji nowych materiałów, i w ten sposób powinny być zagospodarowane. Szeroka gama różnych rodzajów drewna, zastosowań i źródeł sprawia, że odpady drewniane są bardzo niejednorodnym materiałem z punktu widzenia recyklingu. Ponieważ skład i poziom zanieczyszczenia wpływają na możliwości recyklingu, wymagane są szczegółowe informacje na temat składu odpadów drzewnych. Odpady drzewne pochodzące z przemysłu mogą być stosunkowo dobrze zdefiniowane, a przez to łatwiejsze do recyklingu i wykorzystania, natomiast odpady drzewne wytwarzane przez gospodarstwa domowe i zbierane przez miejskie systemy zbiórki mogą stanowić większe wyzwanie (Faraca i in., 2019).

Dotychczas, najbardziej znaną opcją recyklingu odpadów drzewnych jest produkcja płyty wiórowej, rodzaj inżynieryjnej płyty drewnopochodnej. Wzrost wielkości produkcji płyt wiórowych spowodował, że producenci poszukiwali nowych zasobów materiałowych. Obecnie oprócz drewna naturalnego stosuje się także inne materiały jak m.in. drewno pochodzące z recyklingu. Wzrost wolumenu produkcji płyt wiórowych jest związany ze wzrostem ich zużycia, w 2017 roku produkcja płyt w Europie wyniosła $43,9 \times 10^6 \text{ m}^3$, a w 2018 r. nastąpił wzrost o ponad 4,1% . Dlatego też, biorąc pod uwagę stały wzrost produkcji, jak i zużycia płyt wiórowych, można założyć, że każdego roku duża ilość materiałów z tych płyt będzie musiała być eliminowana lub poddawana recyklingowi. Zatem odpady drzewne z materiałów kompozytowych pochodzących z recyklingu nie powinny trafiać na składowiska odpadów komunalnych, natomiast powinny być stosowane jako materiał na nowe kompozyty, a tym samym stać się bardziej przyjazne dla środowiska (Iždinský i in., 2020).

Jakość odpadów drzewnych ma jednak zasadnicze znaczenie dla wszystkich zastosowań recyklingu pod względem nie tylko stabilności i długowieczności produktu końcowego, ale także w odniesieniu do ogólnych obaw dotyczących jakości i bezpieczeństwa produktów związanych z produktami pochodzącymi z recyklingu (Vis i in., 2016). W skali kontynentu europejskiego, Wielka Brytania, Finlandia, Niemcy zainteresowane są pracami nad sporządzeniem klasyfikacji odpadów drzewnych w celu ułatwienia ich odzysku w różnych sektorach, przy jednoczesnym poszanowaniu zarówno hierarchii zastosowań, jak i ochrony zdrowia i środowiska. Ogólną ideą jest ustanowienie 4 klas, opartych na pochodzeniu odpadów i jakości wyrobu, z którego pochodzą. Ponadto szansą na wsparcie rozwoju sektora odzysku i recyklingu odpadów drzewnych jak również rozwój technologii sortowania i odzysku tych odpadów (Besserer i in., 2021). TOMRA Sorting GMBH, partner w projekcie Unii Europejskiej pod nazwą „*Circular Approach for Eco-Composite Bulky Product and Internal Car Parts*” (Eco-Bulk, 2021) donosi, że istnieją zaawansowane i zautomatyzowane systemy sortowania odpadów wielkogabarytowych oparte na czujnikach, które wykorzystują, jako zasadę działania, właściwości fizyko-chemiczne różnych materiałów, takie jak gęstość, przewodność elektryczna lub podatność magnetyczna, a także właściwości powierzchni i materiału, takie jak widmo podczerwieni lub kolor. Spektrometry bliskiej podczerwieni (NIR),

czujniki i kamery koloru (VIS), czujniki elektromagnetyczne (EM) oraz w mniejszym stopniu systemy rentgenowskie znalazły najszersze zastosowanie w branży odpadów i recyklingu. W jednym urządzeniu można również zastosować kombinację wielu czujników (Höflechner, 2018). Aby prawidłowo poddać recyklingowi odpady drewniane, odpadowe meble muszą zostać posortowane w celu usunięcia zanieczyszczeń i materiałów zanieczyszczających. Badania Mauruschata również wskazują, że najbardziej zaawansowana technologia automatycznego sortowania odpadów drzewnych opiera się na technice spektroskopowej wykorzystującej czujnik bliskiej podczerwieni (NIR) połączony z dyszami dmuchającymi w celu oddzielenia elementów zgodnie z ich składem (Mauruschat i in., 2016).

Zdaniem Lykidisa odpady drzewne mogą być potencjalnym surowcem do produkcji różnych materiałów poprzez przekształcenie lub tworzenie nowych produktów (Lykidis i in., 2008). Wykorzystanie odpadów drzewnych może odgrywać coraz większą rolę w produkcji różnorodnych produktów drewnopochodnych, które mogą stać się realnym alternatywnym surowcem (Pandey, 2022). Recykling drewna odpadowego zmniejsza zapotrzebowanie na świeżo pozyskane, wysokiej jakości drewno łądługowe, które potencjalnie mogłoby zostać wykorzystane do innych, bardziej wartościowych produktów przemysłu drzewnego (Endriss i in., 2023). Dzięki recyklingowi odpadów drewnianych np. do produkcji płyt wiórowych możliwe jest magazynowanie węgla w materiale, opóźniając w ten sposób jego uwalnianie w postaci CO₂ do atmosfery w wyniku odzysku energii, więc recykling zwiększa sekwestrację węgla (Lubke i in., 2020). Jednak głównym problemem jak wspomniano wyżej, związanym z recyklingiem drewna odpadowego jest jego potencjalne zanieczyszczenie substancjami toksycznymi, którymi są głównie metale ciężkie, halogeny i węglowodory chlorowcowane. Poziomy zanieczyszczeń i stężeń różnią się znacznie w zależności od rodzaju i źródła odpadów drzewnych, podkreślając w ten sposób, że odpadów drzewnych nie należy postrzegać jako pojedynczego przepływu materiałów, ale należy je rozumieć i zarządzać zgodnie z obecnością poszczególnych frakcji. Jedynie 41–87% zebranych odpadów drzewnych stanowi czyste frakcje odpadów drzewnych, które można poddać recyklingowi – reszta to zanieczyszczenia fizyczne (Faraca i in., 2019).

Głównym zanieczyszczeniem drewna pochodzącego z recyklingu jest klej stosowany w płytach wiórowych, sklejkach, płytach pilśniowych itp. Najczęściej stosowany jest klej mocznikowo-formaldehadowy (UF), stosowany samodzielnie lub wzmocniony niewielką ilością melaminy. Głównymi zaletami kleju UF są jego niski koszt, brak koloru i wysoka reaktywność chemiczna podczas polimeryzacji. Obecność resztkowego kleju na powierzchni włókien lub cząstek drewna utrudnia ich recykling, zwłaszcza w przypadku produkcji nowych paneli drewnianych (Besserer i in., 2021). Spoiwa do drewna fenolowo-formaldehadowe, mocznikowo-formaldehadowe i melaminowo-formaldehadowe są powszechnie stosowane, charakteryzują się wysokimi właściwościami mechanicznymi i stabilnymi właściwościami fizycznymi, co odpowiada za około 70% światowego zapotrzebowania na formaldehyd. Jednak ze względu na rosnącą świadomość, że te żywice syntetyczne stanowią zagrożenie dla zdrowia ludzi i powodują zanieczyszczenie środowiska, dopuszczalny poziom tych żywic

formaldehydowych na przestrzeni lat stopniowo się zmniejszał (Liew i in., 2022). Emisja formaldehydu z gotowych drewnianych produktów kompozytowych związana jest z niebezpiecznymi lotnymi związkami organicznymi (LZO) i została sklasyfikowana jako „rakotwórcza dla człowieka” w 2004 r. (Gatlin, 2004).

Spoiwa biologiczne to jedne z biodegradowalnych polimerów, które pochodzą z naturalnych polimerów, takich jak skrobia, białko i celuloza. Jednak te polimery nie mogą same tworzyć kleju ani działać jako środek wiążący ze względu na swój hydrofilowy charakter. Innymi słowy, te biodegradowalne kleje są głównie rozpuszczalne w wodzie, co ogranicza ich zastosowania na zewnątrz lub w środowisku o dużej wilgotności. Forma spoiwa ma ograniczoną stabilność długookresową, na co wpływ ma nasiąkliwość, retrogradacja spowodowana starzeniem, słabe właściwości mechaniczne i niska przetwarzalność. Dlatego dodaje się plastyfikatory, takie jak gliceryna, ocet i woda, aby poprawić właściwości wiążące i zmniejszyć problemy z wchłanianiem wody przez kleje na bazie biologicznej (Liew i in., 2022). Pizzi omówił naturalne polimery, takie jak garbniki, lignina i węglowodany jako najbardziej popularne składniki spoiw pochodzenia biologicznego, ponadto dokonał przeglądu wykorzystania innych pionierskich biomateriałów do spoiw, takich jak płyn z łupin orzechów nerkowca, oleje roślinne, klejenie grzybni, a nawet techniki zgrzewania tarcowego drewna (Pizzi i in., 2020).

Skrobia jest obiecującym naturalnym surowcem do syntezy biopochodnych klejów stosowanych do produkcji wysokowydajnych, przyjaznych dla środowiska kompozytów drewnopochodnych. Skrobia jest powszechnie występującym naturalnym polimerem i najtańszym przemysłowo dostępnym węglowodanem. W ostatnich latach, ze względu na swoją odnawialność, względnie niską cenę i dobre właściwości adhezyjne skrobia zyskała zainteresowanie na polu komercyjnym jak i badawczym dzięki potencjalnemu zastosowaniu w papiernictwie, przetwórstwie żywności, kosmetykach, produktach farmaceutycznych czy produkcji klejów przemysłowych. Kleje pochodzenia biologicznego stanowią zrównoważoną i przyjazną dla środowiska alternatywę dla konwencjonalnych klejów syntetycznych szeroko stosowanych w przemyśle płyt drewnopochodnych. Produkcja przyjaznych dla środowiska paneli drewnopochodnych o akceptowalnych właściwościach może zmniejszyć ich negatywny wpływ na środowisko, stymulować przejście branży na niskoemisyjną biogospodarkę o obiegu zamkniętym i zmniejszyć jej zależność od składników pochodzenia kopalnego (Maulana i in., 2022). Płyta wiórowa ze spoiwa na bazie skrobi wykazuje gęstość porównywalną jak w przypadku spoiwa syntetycznego na bazie formaldehydu. Gęstość jest jedną z podstawowych właściwości wyrobów z płyt kompozytowych i decyduje o wytrzymałości indeksowej samych płyt. Hydrofilowy charakter skrobi jako spoiwa wpływa na znaczną absorpcję wody powodując pęcznienie grubości płyty wiórowej, a zatem wykazują słabą wodoodporność w porównaniu z kompozytami WPC (z ang. *Wood Plastic Composites*) lub ze spoiwem syntetycznym. Jeśli chodzi o parametry mechaniczne materiały związane z mocznikiem-formaldehydem są zwykle sztywniejsze i wymagają dużych obciążeń, aby całkowicie się odkształcić i rozerwać. Z drugiej strony, w przypadku płyt wiórowych wykonanych z kleju skrobiowego, niższe właściwości zginania oznaczają, że materiał jest giętki i sprężysty pod wpływem naprężeń. Ponadto uznano, że płyta wiórowa na bazie

skrobi jest sztywniejsza i może wytrzymać większe obciążenie niż płyty wiórowa na bazie wodorostów i WPC (Liew i in., 2022).

Skrobia pochodzi głównie z kukurydzy, pszenicy, słodkich ziemniaków, manioku i ziemniaków, podczas gdy ryż, jęczmień, sorgo i inne zboża są mniejszymi źródłami w różnych regionach świata. Około 98-99% suchej masy składu skrobi zawiera amylozę i amylopektynę, a reszta zawiera niewielką ilość uszkodzonej skrobi, enzymów, lipidów, białek, popiołów, składników mineralnych i fosforu. Skrobia jest niedrogim materiałem o dobrych właściwościach adhezyjnych i błonotwórczych i stanowi obiecującego kandydata do opracowania klejów do drewna na bazie biologicznej (Antov i in., 2020). Kleje na bazie skrobi mają niską wodoodporność ze względu na łatwość tworzenia wiązań wodorowych z cząsteczkami wody. Dlatego modyfikacja skrobi jest wymagana w celu poprawy funkcjonalności klejów na bazie skrobi poprzez poprawę struktury molekularnej i lepkości kleju. Hydroliza kwasowa jest jedną z najbardziej rozpowszechnionych metod modyfikacji skrobi. Hydroliza kwasowa znacząco wpływa na składnik amylozowy skrobi, odgrywając istotną rolę w zapewnianiu dobrej wodoodporności kompozytom drewnopochodnym. Innym alternatywnym sposobem poprawy właściwości skrobi jest utlenianie. Skrobię utlenioną (OS) można otrzymać przez traktowanie nadtlenkiem wodoru (H_2O_2). Inni badacze wykorzystali żywicę mocznikowo-formaldehydową (UF) do stworzenia klejów kompozytowych na bazie drewna, mieszając ją ze skrobią w różnych proporcjach, skrobią estryfikowaną i skrobią utlenioną. Zgłoszono, że nowy system klejący wykonany ze skrobi i żywicy UF poprawił wodoodporność i zmniejszył emisję formaldehydu oraz kruchość (Maulana i in., 2022). Klej z żywicy UF z mieszkanką utlenionej skrobi może być stosowany w klejach do drewna, ponieważ ma dużą stabilność chemiczną, właściwości izolacyjne, odporność na temperaturę i odporność na starzenie (Oktay i in., 2021). Nadal istnieją poważne wady szerszego komercyjnego wykorzystania klejów do drewna na bazie skrobi, głównie ze względu na ich stosunkowo niską wodoodporność, niską siłę wiązania i naturalne zróżnicowanie, które jest wynikiem warunków wzrostu źródeł skrobi. Przyszłe badania powinny koncentrować się na modyfikacji skrobi i optymalizacji parametrów produkcji w celu opracowania klejów do drewna na bazie skrobi o optymalnych parametrach (Maulana i in., 2022).

Zbadanie potencjału strumienia odpadów wielkogabarytowych w kontekście zwiększenia poziomu recyklingu odpadów komunalnych i ograniczania ich składowania jest zagadnieniem interesującym z punktu widzenia podmiotu zajmującego się gospodarką odpadami. Ponadto próba wytworzenia nowego materiału z odpadów drzewnych podkreśla istotę zasobooszczędności i gospodarkę obiegu zamkniętego.

2.3 Analiza przepływu materiałów (Materiał Flow Analysis - MFA) jako technika analizy systemu gospodarowania odpadami

Systemy gospodarowania odpadami komunalnymi są tworzone w celu rozwiązywania problemów i składają się z zbioru procesów wzajemnie powiązanych i funkcjonalnie współzależnych od siebie w kierunku realizacji celów, które zainicjowały

budowę systemu. Analiza systemu to proces zbierania danych, zrozumienia procesów, identyfikacja luk i słabych stron systemu w celu rekomendowania możliwych do zastosowania rozwiązań ukierunkowanych na poprawę funkcji całego systemu w szczególności osiągnięcia nowych wyzwań i podniesienia wydajności systemu, który zaspokaja aktualne potrzeby użytkowników. Ocena systemu gospodarowania odpadami komunalnymi poprzez wykorzystanie technik analizy systemowej pozwala decydentom na poznanie całkowitej złożoności systemu (Pires i in., 2011). Stosuje się wiele narzędzi i metod analitycznych, które mają na celu wspomaganie procesu decyzyjnego w gospodarce odpadami. Metody analityczne stosowane w systemie gospodarki odpadami można podzielić na dwie grupy: modele inżynierii systemowej i modele oceny systemu (Markic i in., 2019).

Modele inżynierii systemów są zdolne do badania procesów produkcji odpadów i oceny interakcji w wielu typach zarządzania systemami odpadowymi, uwzględniając wpływy z perspektywy technicznej, społecznej i ekonomicznej. Ich wkład jest często ograniczony do wykorzystania funkcji matematycznej w celu uzyskania strategicznych wytycznych i orientacji w systemie gospodarowania odpadami. Z kolei narzędzia oceny systemów służą do oceny i wspomagania w podejmowaniu decyzji w oparciu o kwestie środowiskowe i posiadają potencjał do integracji innych aspektów jak ekonomia czy wpływy społeczne. Tworzone i wdrażane systemy gospodarowania odpadami wymagają oceny ich działania i rozważenia, co i jak należy ulepszyć, aby odpowiedzieć na rosnące wyzwania. Narzędzia oceny systemu obejmujące *systemy informacji zarządczej (MIS)*, *systemy wspomagania decyzji (DSS)*, *systemy eksperckie (ES)*, *opracowywanie scenariuszy (SD)*, *analizę przepływu materiałów (MFA)*, *ocena cyklu życia (LCA)*, *ocena ryzyka (RA)*, *ocena wpływu na środowisko (EIA)*, *strategiczna ocena oddziaływania na środowisko (SEA)*, *ocena społeczno-ekonomiczna (SoEA)* oraz *ocena społeczna (SA)* mogą pomóc decydentom w osiągnięciu celu (Kadafa i in., 2014). W tabeli (Tab. 2-1) przedstawiono klasyfikacje technik analizy systemów gospodarowania odpadami wraz z krótką charakterystyką modeli i narzędzi.

Tab. 2-1 Techniki analizy systemów gospodarowania odpadami - kategorie narzędzi

Kwalifikacja typu narzędzi analizy systemu	Narzędzia oceny systemu	Symbol /nazwa ang.	Opis narzędzia
Modele inżynierii systemowej do oceny systemów gospodarowania odpadami	Analiza kosztów i korzyści	CBA Cost benefit analysis	Niezależna ocena pozytywnych i negatywnych skutków ekonomicznych i fizycznych lub wspieranie modeli symulacyjnych i optymalizacyjnych do analizy systemów.
	Model optymalizacyjny	OM Optimization model	Osiągnięcie najlepszego rozwiązania spośród licznych alternatyw, biorąc pod uwagę jeden lub kilka celów.
	Model symulacyjny	SM Simulation model	Śledzenie długich łańcuchów ciągłych lub dyskretnych zdarzeń opartych na związkach przyczynowo-skutkowych opisujących operacje w złożonych systemach i pomagających badać dynamiczne zachowania systemu
	Model prognozowania	FM Forecasting model	Scharakteryzowanie strumieni odpadów ilościowo i jakościowo oraz zbudowanie systemu informacji zarządczej w celu gromadzenia informacji w czasie, aby przewidzieć wytwarzanie odpadów, zastosowano analizę regresji szeregów czasowych, modele dynamiki systemowej oraz inne modele regresji.
	Zintegrowane systemy modelowania	IMS Integrated modelling systems	Poprawienie synergicznych połączeń pomiędzy różnymi modelami, koncentrując ich wszystkie funkcjonalności.
Narzędzia oceny systemów gospodarowania odpadami	System informacji zarządczej system wspomagania decyzji i systemy eksperckie	MIS/DSS/ES Management Information Systems MIS Decision Support Systems DSS Expert System ES	Składa się z różnych metod stosowanych do wymiany i zarządzania informacjami, wykorzystywana do wspomagania podejmowania decyzji.
	Rozwój scenariuszy	SD Scenario Development	Tworzenie hipotetycznych sekwencji zdarzeń skonstruowanych w celu skupienia uwagi na procesach przyczynowych i punktach decyzyjnych
	Analiza przepływu materiałów	MFA Material Flow Analysis	Składa się z systematycznej oceny przepływów i zapasów materiałów w ramach systemu zdefiniowanego w przestrzeni i czasie.
	Ocena cyklu życia	LCA Life Cycle Assessment	Składa się z procesu oceny obciążeń środowiskowych związanych z produktem, procesem lub działalnością poprzez identyfikację i kwantyfikację zużytej energii i materiałów, odpadów i emisji uwalnianych do środowiska, aby ocenić ich wpływ na środowisko, a także do identyfikacji i oceny możliwości, które prowadzą do poprawy stanu środowiska.

	Ocena ryzyka	RA Risk Assessment	Powiązanie ryzyka dla środowiska i zdrowia ludzkiego do wypadków w sposób ilościowy, poprzez ocenę statystyczną. Pomocne w ocenie przekrojowych systemów gospodarki odpadami
	Ocena wpływu na środowisko	EIA Environmental Impact Assessment	Procedura, która ma na celu zapewnienie, że proces podejmowania decyzji dotyczących działań, które mogą mieć znaczący wpływ na środowisko uwzględnia aspekty środowiskowe związane z daną decyzją.
	Strategiczna ocena środowiskowa	SEA Strategic Environmental Assessment	Obejmuje ocenę środowiskową działań strategicznych takich jak polityki, plany lub programy.
	Ocena społeczno-ekonomiczna	SoEA Socioeconomic Assessment	Składa się z praktyk opartych na komputerach które stosują zintegrowane wymogi rynkowe i/lub wymogi polityki/regulacji dla systemów zarządzania odpadami. Umożliwia włączenie opłat za korzystanie z infrastruktury, opłat za usuwanie odpadów, kredytów recyklingowych, opłat za produkty, systemów depozytowo-refundacyjnych oraz odpowiedzialności producenta do procesu podejmowania decyzji w systemach gospodarki odpadami, promując bardziej zrównoważone podejścia.
	Zrównoważona ocena	SA Sustainable Assessment	Odnosi się do integracji różnych metodologii w taki sposób, aby uzyskanie analizy, oceny lub planowania, które dotyczą kilku aspektów zarządzania, w których implikacje dotyczące zrównoważonego rozwoju mogą być podkreślone i wyjaśnione.

Źródło: opracowanie własne na podstawie (Kadařa i in., 2014)

Na przestrzeni lat różne metody zostały zastosowane w celu rozwiązania różnych aspektów odpadów stałych i problemów związanych z gospodarką odpadami jako całości. Obecnie obserwuje się popularność technik analizy systemowej w ocenie i zarządzaniu odpadami stałymi, a w szczególności popularność narzędzi oceny systemowej. Wymaga to mniej czasu, wysiłku, surowych danych i różnorodności zastosowań. Narzędzia oceny systemowej są elastyczne i mogą być stosowane integracyjnie z innymi narzędziami decyzyjnymi. Przy wyborze narzędzi/metod oceny, wybór powinien być oparty na narzędziach/metodach, które dostarczą najbardziej użyteczne i istotne informacje. Wiele wyników będzie trudnych do oceny przy użyciu tylko jednej miary, dlatego zaleca się integrację dwóch lub więcej metod. Narzędzia oceny systemu wydają się bardziej realistyczne i możliwe do zastosowania w praktyce przez decydentów, a analiza/ocena przy użyciu narzędzi oceny systemu może być łatwo zrozumiana i uproszczona. Integracja modeli inżynierii systemów i narzędzi oceny

systemu wydaje się być bardziej odpowiednia w celu uzyskania holistycznej oceny (Kadafa i in., 2014).

Metody oceny są powszechnymi narzędziami wspierającymi decyzje dotyczące gospodarki odpadami (Allesch i in., 2014). Z przeglądu różnych często stosowanych metod oceny, które wspierają decyzje dotyczące gospodarowania odpadami, wykonanego pod kątem zbadania ich celów, metodyki, badanych systemów i wyników w odniesieniu do aspektów ekonomicznych, środowiskowych i aspektów społecznych, wynika, że wspólnym celem wszystkich badań jest wsparcie interesariuszy. Większość badań opiera się na ocenie cyklu życia, podejmowaniu decyzji na podstawie wielu kryteriów, analizie kosztów i korzyści, ocenie ryzyka i analizie porównawczej. Wybór elementów systemu i granic różni się znacznie w poszczególnych badaniach, wobec czego wyniki oceny są czasami sprzeczne. Allesch wskazuje zatem, że badania systemów gospodarowania odpadami wymagają indywidualnej metodologii oceny, w zależności od celu oceny, przedmiotu badania, granic systemu i adresatów (interesariuszy), w celu dostarczenia wiarygodnych wyników i danych do podejmowania decyzji. Zalecają następujące kwestie do rozważenia podczas oceny systemów gospodarki odpadami: (a) podejście do bilansu masy oparte na sztywnej analizie przepływów międzygałęziowych całego systemu, (b) zorientowana na cel ocena wyników bilansu masy, który uwzględnia zamierzone cele gospodarowania odpadami; oraz (c) przejrzystą i powtarzalną prezentację metodologii, danych i wyników (Allesch in., 2017).

Analiza przepływu materiałów (MFA ang. *Material Flow Analysis*) jest systematyczną oceną przepływów i dostaw materiałów w systemie, który jest określony w przestrzeni i czasie (Brunner, 2004). Za pomocą MFA dokonuje się oceny zrównoważenia przedsiębiorstw, miast, regionów i krajów, tworząc w ten sposób podstawę do podejmowania długoterminowych decyzji w zakresie polityki środowiskowej. Różnorodne technologie, np. w gospodarce odpadami mogą być oceniane i optymalizowane poprzez obliczanie ich bilansów. Analizy wejściowe wykonywane za pośrednictwem MFA mogą dostarczyć strategii rozwiązywania problemów wyjściowych. Dlatego analizy input – output na poziomie przedsiębiorstwa są podstawą do wprowadzania systemów zarządzania środowiskowego i coraz częściej są wymagane do uzyskania pozwoleń z zakresu przetwarzania odpadów (Fehringer i in., 2004). MFA może być przeprowadzona na dwóch poziomach: poziomie substancji i poziomie towarów. Jeśli jest na poziomie substancji, wówczas mamy do czynienia z analizą przepływu substancji (SFA), a analiza przepływu materiałów (MFA) reguluje poziom towarów lub materiałów. W ciągu ostatniej dekady, MFA cieszy się dużym zainteresowaniem i jest to typowe narzędzie analityczne, które opiera się na bilansie materiałowym (Markic i in., 2019). Służy do określenia przepływów i zapasów materiałów lub substancji w dobrze zdefiniowanym systemie. Opierając się na prawie zachowania masy jest szeroko stosowaną metodologią w analizie przepływu materiałów odpadowych w gospodarce odpadami do wsparcia w podejmowaniu decyzji w różnych kwestiach związanych z analizą odpadów. Masa, która wchodzi do systemu, musi, zgodnie z zasadą zachowania masy, albo opuścić system, albo gromadzić się w systemie

(Allesch i in., 2015). Z matematycznego punktu widzenia bilans masy dla systemu/procesu wygląda następująco:

$$\sum_{k_I} m_{input} = \sum_{k_O} m_{output} + m_{storage} \quad (2-1),$$

gdzie k liczba przepływów w systemie, I (input/wejścia) oraz O (output/wyjścia) oznaczają wejścia i wyjścia przepływu lub strumienia. Ogólnie masa zapasów ($m_{storage}$) definiowana jest jako różnica na wejściu i wyjściu z całego systemu.

Celem MFA jest ustalenie bilansu masy dla badanego systemu. Suma wszystkich wejść do systemu musi być równa wszystkim wyjściom plus/minus zmiany w zasobach. Zasada bilansu masowego ma zastosowanie na poziomie towarów (odpadów, powietrza, gazów odlotowych, produktów itp.), jak również substancji (pierwiastków lub związków chemicznych) i musi być przestrzegana dla każdego procesu oraz dla całego systemu. (Brunner i in., 2017). Metodyka MFA stosowana przy wykonywaniu analiz składa się z następujących etapów (Brunner i in., 2004):

- określenie przedmiotu i celu badania,
- określenie granic systemu w czasie i przestrzeni,
- zdefiniowanie materiałów i substancji,
- zrównoważenie (bilans) wejść, wyjść i zapasów w procesach,
- schematyczne przedstawienie i interpretacja wyników.

MFA dostarcza zatem kompletny i spójny zestaw informacji o wszystkich przepływach i zapasach danego materiału w czasie, w ramach przestrzennie zdefiniowanego systemu. Analiza przepływów materiałowych znalazła zastosowanie w różnych dziedzinach, takich jak medycyna, systemy społeczne, metabolizm miejski, ekologia przemysłowa. Rosnące wykorzystanie MFA można przypisać wymaganiom związanym z zasobami, środowiskiem, gospodarką i zdrowiem.

Analiza przepływu materiałów (MFA) szeroko stosowana w badaniach środowiskowych, w szczególności w gospodarowaniu odpadami służy do identyfikacji zależności pomiędzy procesami wytwarzania, zbierania i przetwarzania odpadów. Poprzez zbilansowanie wejść i wyjść, przepływy odpadów i obciążenia środowiska stają się widoczne, a ich źródła mogą zostać zidentyfikowane (Brunner i in., 2016). MFA/SFA jest wykorzystywany jako narzędzie w całym procesie kwantyfikacji strumieni odpadów i substancji odpadowych (Stanisavljevic i in., 2014). Znajomość przepływu substancji w systemie gospodarki odpadami pozwala stwierdzić, czy niektóre z analizowanych substancji stanowią zasób, jeśli są zawarte w określonych materiałach, czy też stanowią obciążenie dla środowiska. Węgiel jest wskaźnikiem potencjału zasobów, takich jak energia i biomasa, ale stanowi również zagrożenie i jest szkodliwy dla środowiska, jak np. gazy cieplarniane oraz stabilne i toksyczne związki organiczne. Związki azotu poprzez emisję do wody, powietrza lub ziemi mogą powodować wiele problemów w środowisku, takich jak eutrofizacja, zakwaszenie, zmiany klimatyczne, czy jako katalizator powstawania ozonu troposferycznego (Villeneuve i in., 2004). Poprzez optymalizację systemu zarządzania systemem gospodarowania odpadami komunalnymi, można zmniejszyć emisję gazów cieplarnianych (Mastellone i in. 2009).

Narzędzie oceny MFA wykorzystuje się do analityki odpadów w celu podejmowania decyzji w polityce zarządzania odpadami w Austrii (Allesch i in., 2015), do ilościowego określenia przepływu i akumulacji odpadów oponiarskich w Tajlandii, (Jacob i in., 2014), do oceny gospodarki odpadami stałymi w Niemczech (Hartlieb i in., 2005), do opracowania rozwiązań w zakresie gospodarki odpadami w Oahu na Hawajach (Matthew i in., 2009), czy do oceny stanu systemu gospodarki odpadami komunalnymi w Lahore w Pakistanie (Masood i in., 2014). Zastosowanie MFA w celu kwantyfikacji i identyfikacji strumieni odpadów z gospodarstw domowych w mieście Erbil w północnym Iraku, pozwoliło na uzyskanie systematycznego monitorowania tych odpadów w celu osiągnięcia gospodarowania odpadami komunalnymi w sposób bardziej zrównoważony (Ali i in., 2021). Na przykładzie prowincji zachodniej na Sri Lance Hemali stwierdziła, że ustanowienie zintegrowanego systemu gospodarki odpadami wymaga właściwej oceny przepływu odpadów, co jest niezbędne do zdefiniowania technologii gospodarowania odpadami. Badania skoncentrowane na ilości wytwarzanych odpadów, ich charakterystyce, przedstawiają wyniki ułatwiające identyfikację potencjału w zakresie możliwych opcji odzysku materiałów i energii mając na uwadze priorytety gospodarki o obiegu zamkniętym. Ponadto podnosi, że ocena stanu przyczyni się do prowadzenia przyszłych badań w zakresie znalezienia rozwiązań dla źle zarządzanych systemów odpadowych, a wyniki będą przydatne dla władz do starannego planowania ram polityki gospodarki odpadami (Hemali i in., 2022). Według Aydina metoda MFA pozwala na identyfikację problemów i ilościowe określenie wpływu potencjalnych działań na odzyskiwanie zasobów i zanieczyszczenie środowiska. Może być stosowana do porównywania różnych alternatywnych technologii pod kątem ich wpływu na środowisko i gospodarkę, aby umożliwić krytykę rozwiązań. Zasadniczo pomaga to w podejmowaniu decyzji dotyczących wyboru opcji gospodarowania odpadami, ponadto postuluje za zastosowaniem MFA jako standardowej metody oceny gospodarki odpadami stałymi w dowolnym regionie i rozpowszechnianiem badań w celu porównywania ich wyników, co tym samym pozwoli uniknąć błędnych założeń i w ten sposób ustanowić solidne systemy gospodarki odpadami stałymi, spełniające potrzeby społeczności przyczyniając się do zrównoważonego zarządzania zasobami (Aydin, 2020).

Poza ogólnym podejściem do analizy systemu gospodarowania odpadami, metoda MFA jest również wykorzystywana do badania przepływów poszczególnych strumieni odpadów, przykładowo z tworzyw sztucznych na poziomie krajowym w Austrii i Polsce w latach 1994 i 2004 w celu właściwego zarządzania tymi odpadami (Bogucka i in. 2008). W Belgii zastosowano MFA do porównania dwóch różnych systemów zbiórki pokonsumpcyjnych odpadów opakowaniowych z tworzyw sztucznych (ograniczonego i rozszerzonego systemu zbierania) celem uzyskania lepszego wglądu w przepływ opakowań z tworzyw sztucznych przez łańcuch zbiórki i sortowania, a także skład i czystość sortowanych frakcji odpadów. Dodatkowo zdefiniowane zostały wskaźniki efektywności do określenia wydajności systemów zbierania i przetwarzania, co wykazało, że nawet przy znacznym rozszerzeniu oferty zbiórki w Belgii osiągnięcie unijnych celów w zakresie recyklingu będzie wyzwaniem. W związku z tym dalsze inwestycje w poprawę technologii obróbki wstępnej, sortowania i recyklingu oraz

projektowanie opakowań łatwiejszych do recyklingu będą miały kluczowe znaczenie dla dalszego wzrostu wskaźników recyklingu tworzyw sztucznych (Roosen i in. 2022). Analiza przepływów tworzyw sztucznych w Austrii w 2010 r. z uwzględnieniem analizy niepewności w oparciu o MFA pozwoliła na określenie głównych krajowych przepływów i procesów związanych z tworzywami sztucznymi, przy tym wykonano ocenę dostępności danych do ilościowego określenia tych przepływów. Ponadto, ze względu na zidentyfikowanie dużych zapasów zgromadzonych w sektorach o długim okresie użytkowania produktów, co wiąże się z rosnącą ilością odpadów z tworzyw sztucznych w przyszłej perspektywie czasowej, analiza wskazała na konieczność określenia priorytetów i oszacowania potrzebnych mocy przetwarzania w gospodarce odpadami z tworzyw sztucznych (Van Eygen i in. 2017).

Model analizy przepływu materiałów (MFA) był również stosowany do oceny efektywności różnych technologii recyklingu. Lase badał efektywność recyklingu elastycznych postkonsupcyjnych tworzyw sztucznych, co dało wgląd w przyszłe scenariusze i będzie wsparciem w podejmowaniu decyzji (Lase i in. 2022). Feil natomiast skoncentrował się na analizie przepływu wybranego strumienia (kartonów po napojach) w sortowniach o różnym stopniu zaawansowania technologicznego, proponując metodologiczną ocenę sortowni odpadów na podstawie wyników przetwarzania, która wykorzystuje dane wejściowe - wyjściowe z pobierania próbek i obliczeń wstecznych, celem optymalizacji pracy zakładów. Stwierdza jednak, że całkowita ocena dotycząca wydajności wszystkich strumieni produktów w procesie sortowania, z uwagi na znaczne zakresy wahań, jest raczej jakościowa niż ilościowa. Nieregularne warunki pracy, a także niekorzystne warunki pobierania próbek i przeciążenia mocy produkcyjnych są prawdopodobnymi przyczynami wysokich przedziałów ufności, zatem wyniki należy traktować ostrożnie (Feil i in., 2016, 2017b). Ponieważ skład i tempo powstawania odpadów ulegają ciągłym zmianom, konieczne jest ich okresowe analizowanie, szczególnie w przypadku wprowadzania na rynek nowych dóbr konsumpcyjnych. Zatem, rutynowe i systematyczne określanie składu odpadów i trendów zmian w czasie jest niezbędne w gospodarce odpadami. Parametry, które są wykorzystywane do charakteryzowania materiałów odpadowych można podzielić na trzy grupy: (i) materiały lub frakcje (np. papier, szkło, metale), (ii) właściwości fizyczne, chemiczne lub biochemiczne (np. gęstość, wartość opałowa, biodegradowalność), (iii) stężenia substancji (np. węgiel, rtęć, heksachlorobenzen). Aby rozwiązać konkretny problem gospodarki odpadami, zwykle nie jest konieczne analizowanie wszystkich parametrów. Na przykład, w przypadku badań dotyczących recyklingu, informacje o zawartości niektórych frakcji w odpadach komunalnych takich jak papier czy szkło jest wymagane, natomiast aby przewidzieć emisje, należy znać skład pierwiastkowy stałych odpadów komunalnych. (Brunner i in., 2017).

W zależności od celu prowadzenia badania MFA można przeprowadzić jako podejście do statycznego lub dynamicznego bilansu masy. Aby ocenić zmiany w czasie w systemie, dynamiczne modele dostarczają informacji o zmianach zasobów i przepływów. Modele dynamiczne są przeprowadzane w celu uchwycenia aspektów zależnych od czasu takich jak rozwój zapasów w użyciu i związane z tym przepływy

pożytkowe. Müller wykazał, że dynamiczne MFA dedykowane analizie przepływu metali są przydatne do dostarczania informacji i oceny przeszłych, obecnych i przyszłych zasobów i przepływów metali w antroposferze (Müller i in., (2014)). Modele statyczne zapewniają natomiast wgląd w badane systemy dla określonego zakresu czasu, pozwalają zatem na ocenę bieżących stanów systemu odpadowego (Allesch in., 2017).

Aby ocenić wydajność różnych procesów recyklingu, często stosuje się analizę przepływu materiałów (MFA) wspartą wskaźnikami wydajności. Wynikiem MFA są dane dotyczące składu i bilanse masowe, które często są powiązane w celu określenia wydajności badanych systemów na podstawie wskaźników ilościowych lub jakościowych (Kleinhans i in., 2021). Wskaźniki ilościowe odnoszą się do ilości wartościowych produktów wytworzonych z sortowni lub zakładów recyklingu oraz ilości odzyskanego materiału (Roosen i in., 2022, Kleinhans i in., 2021). Wskaźniki jakości odnoszą się do składu i potencjalnie technicznej przetwarzalności (funkcjonalności) i/lub stopnia substytucyjności surowców wtórnych, właściwości technicznych lub potencjału produktów recyklingu (np. regranulatów) w zakresie obiegu zamkniętego (Demets i in., 2021).

MFA jest doskonałym narzędziem wspierającym decyzje dotyczące gospodarki odpadami z następujących powodów:

- pozwala obliczyć ilość i skład odpadów poprzez zbilansowanie procesu wytwarzania odpadów lub procesu ich przetwarzania, szczególnie istotne, gdy ilości i skład morfologiczny odpadów nie są znane,
- za pomocą MFA wejścia i wyjścia procesów przetwarzania odpadów mogą być wzajemnie powiązane stąd, przy znajomości współczynników transferu (współczynniki przenoszenia) można ocenić, czy dany zakład przetwarzania osiąga swoje cele przy zadanym wkładzie, jest to również możliwe, gdy współczynniki przenoszenia nie są znane, wówczas można je wyznaczyć przez MFA,
- przy szybkim rozwoju gospodarki odpadami, napędzanej rosnącą ilością odpadów, nowymi technologiami i zróżnicowanymi interesami zainteresowanych stron jest podstawą doradztwa w zakresie polityki dotyczącej przyszłych kierunków działań, w tym identyfikacji deficytów danego systemu gospodarki odpadami w odniesieniu do wyznaczonych celów, efektywności kosztowej czy opłacalności systemu gospodarki odpadami dla osiągnięcia celów.

Wiarygodne informacje na temat składu odpadów i wskaźnika ich wytwarzania są kluczowe dla następujących celów:

- identyfikacji potencjału recyklingowego strumienia odpadów (biomasa, papier, metale, tworzywa sztuczne, itp.),
- projektowania i utrzymania zakładów przetwarzania odpadów, w tym technologii, kontroli zanieczyszczeń powietrza i wody,
- prognozowania emisji z zakładów przetwarzania i unieszkodliwiania odpadów,
- badania wpływu środków legislacyjnych, logistycznych i technicznych na strumień odpadów.

Podnosząc za Allesch (Allesch i in., 2014) jako, że badania systemów gospodarowania odpadami wymagają indywidualnego podejścia w celu dostarczenia

wiarygodnych wyników i danych do podejmowania decyzji, identyfikuje się następujące kluczowe elementy metodologii oceny systemu gospodarowania odpadami:

- Ocena musi koncentrować się na celach, które są ważne i muszą być jasno określone przez ramy prawne, deklaracje polityczne lub wytyczne regionalne przewidziane dla gospodarowania odpadami. Zakres i granice systemu należy starannie wybrać, ponieważ zmiana granic może mieć kluczowy wpływ na wyniki.
- Wybór metody oceny musi skupiać się na zdefiniowanych celach.
- Zastosowanie zasady bilansu masowego ma kluczowe znaczenie dla kompleksowej oceny i skutkuje lepszym wsparciem dla decydentów.
- Oceny muszą być powtarzalne, zrozumiałe i przejrzyste pod względem metodologii i danych.

Coraz bardziej polecaną metodą podejmowania decyzji w systemach gospodarowania odpadami staje się zintegrowana analiza przepływu materiałów (MFA) i ocena cyklu życia (LCA). MFA na poziomie towarów pomaga w zrozumieniu funkcjonowania procesów i powiązań między procesami w gospodarce odpadami, działając jako doskonałe narzędzie do analizy i zarządzania przepływami odpadów, produktów wtórnych i pozostałości (Allesch in., 2017). LCA ocenia korzyści i obciążenia dla środowiska związane z systemami gospodarki odpadami. LCA analizuje wydajność systemu i pozwala na porównanie alternatywnych rozwiązań, umożliwiając jednocześnie identyfikację możliwych ulepszeń systemu (Hadzic i in., 2018).

Turner zademonstrował połączenie uzupełniających się metod oceny MFA i LCA w badaniu gospodarowania odpadami stałymi w ujęciu lokalnym (*meso level*) i wykazał, że zastosowanie połączenia dostarczyło cennych informacji o efektywności środowiskowej systemu w skali lokalnej w Walii (Turner i in., 2016). W planowaniu miejskiej gospodarki odpadami stałymi wykorzystanie analizy przepływu materiałów i substancji połączonej z metodą oceny środowiskowej, jaką jest ocena cyklu życia, stało się atrakcyjnym zestawem narzędzi do porównywania alternatywnych technologii i scenariuszy gospodarowania odpadami, a następnie wspierania decyzji dotyczących gospodarowania odpadami zarówno na poziomie strategicznym, jak i operacyjnym (Arena i in., 2014).

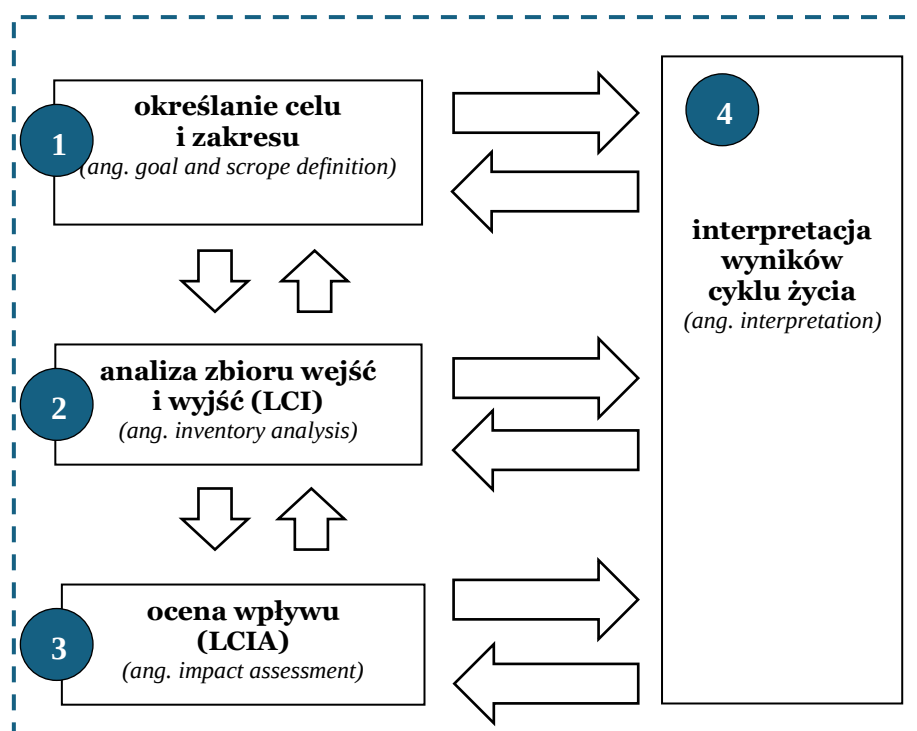
Sevigne-Itoiz badając hiszpański system recyklingu papieru i tektury wykazał, że przyszłe kwantyfikacje emisji gazów cieplarnianych powinny opierać się na przepływach opisanych przez MFA i być określone ilościowo przy użyciu wynikowej LCA, ponieważ metodologie, które dokładnie uwzględniają emisję gazów cieplarnianych są niezbędne do podejmowania decyzji (Sevigné-Itoiz i in., 2015). Ponadto Nakem, Padeyanda, Haupt, wykazali zastosowanie połączenia komplementarnych (wzajemnie się uzupełniających) metodologii MFA i LCA do oceny efektywności środowiskowej systemów gospodarki odpadami, odpowiednio w zarządzaniu odpadami polichlorku winylu w Tajlandii (Nakem i in., 2016), w zarządzaniu odpadami spożywczymi w Daejeon Metropolitan City w Korei (Padeyanda i in., 2016), w badaniu efektywności środowiskowej gospodarki odpadami w Szwajcarii (Haupt, i in., 2018). Niemniej jednak, zastosowanie MFA i LCA jako zintegrowanego narzędzia oceny dla zarządzania gospodarką odpadami w gminach/przedsiębiorstwie zarządzającym jest nieistniejące w literaturze. Dlatego też

oceny środowiskowe gospodarowania odpadami powinny być oparte na przepływach opisanych przez MFA i kwantyfikację oddziaływania przy użyciu LCA, ponieważ takie oceny dostarczają cennych i przejrzystych informacji dla podejmowania decyzji. Silna polityka gospodarowania odpadami, sterująca działaniami lokalnymi promuje zrównoważone praktyki gospodarowania odpadami. Informacje na temat aktualnego stanu wzorców wytwarzania odpadów i ocena dostępnych systemów zarządzania mają decydujące znaczenie w rewizji i wdrażaniu polityk. Ponadto, ukierunkowuje to samorządy lokalne (przedsiębiorców) na wybór odpowiednich praktyk zarządzania dla wypełnienia przyszłych wymagań. W związku z tym, systematyczna ocena gospodarowania odpadami jest konieczna w celu zidentyfikowania i przezwyciężenia niedociągnięć obecnych systemów i technologii (Thushari i in., 2020).

Dlatego też, głównym celem niniejszego badania jest określenie bilansów masowych odpadów komunalnych, a następnie przedstawienie środowiskowej oceny szeregu opcji zarządzania odpadami. Identyfikacja wpływu strumieni odpadów i procesu ich przetwarzania na aspekty środowiskowe będzie wspierać decyzje i praktykę tworzenia polityki w lokalnym sektorze gospodarki odpadami.

2.4 Analiza cyklu życia (LCA) - ocena wpływu na środowisko systemów i produktów gospodarowania odpadami komunalnymi

Life-Cycle Assessment (LCA) to metodologia służąca do analizy wpływu produktu, procesu lub usługi na środowisko, biorąc pod uwagę ich pełny cykl życia, od wydobycia surowców, poprzez produkcję, dystrybucję, konserwację, ponowne użycie, recykling i utylizację (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006). W gospodarce o obiegu zamkniętym poszukuje się takiego sposobu przekształcania odpadów, aby stały się produktami i mogły zastąpić surowce pierwotne. Zatem według koncepcji gospodarki o obiegu zamkniętym analizy cyklu życia powinny obejmować granice systemu „od kołyski do kołyski” (*from cradle to cradle*). (Burchat-Korol i in., 2017). Wykonanie LCA obejmuje: sporządzenie wykazu „wkładów” energii i materiałów oraz emisji do środowiska; ocenę potencjalnego wpływu na środowisko związanego z tymi wkładami i emisjami; obliczanie wartości wskaźników wydajności do podejmowania decyzji (Saleemdeen i in., 2022). Można to podzielić na cztery główne etapy: zdefiniowanie celu i zakresu oceny, analiza zbioru wejść i wyjść LCI (Life Cycle Inventory), ocena wpływu na środowisko LCIA (Life Cycle Impact Assessment) oraz interpretację wyników. Na rysunku (Rys. 2-1) przedstawiono w sposób graficzny główne etapy analizy cyklu życia.



Rys. 2-1 Główne etapy LCA

W zależności od potrzeb przedsiębiorstwa/organizacji i podejmowanych decyzji, LCA można wykonywać na różnym poziomie szczegółowości, co prezentuje tabela poniżej Tab. 2-2 (Kulczycka, 2007).

Tab. 2-2 Zastosowanie LCA a poziom szczegółowości (Kulczycka, 2007)

Lp.	Podejmowane decyzje	Poziom LCA		
		konceptyjny	uproszczony	szczegółowy
1.	Projektowanie	+	+	-
2.	Udoskonalanie produktu	-	+	+
3.	Analizy porównawcze	-	+	+
4.	Ekoetykietowanie	-	+	-
5.	Ustanawianie norm	-	+	-
6.	Planowanie strategii rozwoju	+	+	-
7.	Działania marketingowe	-	+	+
8.	Kształtowanie polityki produktowej	+	-	+

Perspektywa LCA dotycząca ekologiczności produktów sprawiła, że stała się ona centralną koncepcją zarówno w przemysłowym zarządzaniu środowiskiem, jak i w kształtowaniu polityki środowiskowej w administracji rządowej i publicznej (Lewandowska i in., 2013; Erses Yay, 2015; Bajdur i in. 2023). LCA jest wykorzystywana w wielu dziedzinach do oceny technologii, systemów lub procesów (Farzad i in., 2017). Niektóre badania oceniają efektywność środowiskową odzysku energii – porównano dwa podejścia z różnym naciskiem na odzysk energii lub materiałów dla systemu gospodarowania odpadami komunalnymi w prowincji północnej Hiszpanii Gipuzkoa (Bueno i in. 2015), inne porównują różne scenariusze przetwarzania i odzyskiwania odpadów komunalnych - w wybranych dzielnicach Bangalore w Indiach (Ital i in. 2017), w Krakowie w Polsce (Generowicz i in., 2023), w Niemczech (Mayer i in., 2021), w aglomeracji Valdivia w Chile (Pérez i in., 2021). Zbadano alternatywne

rozwiązania w zakresie gospodarowania odpadami komunalnymi, aby rozwiązać istniejące problemy związane ze składowaniem odpadów w celu spełnienia wymagań w zakresie praktyk recyklingu, ponownego użycia i minimalizacji odpadów przy użyciu LCA (Zarea i in. 2019). Dla prowincji Sakarya w Turcji z wykorzystaniem LCA zaproponowano modele najmniej i najbardziej efektywnego zarządzania odpadami komunalnymi i stwierdzono, że składowisko odpadów bez odzysku energii ma bardzo duży negatywny wpływ na środowisko i ta praktyka nie jest odpowiednia na przyszłość (Erses Yay, 2015). Trulli zasugerował zastosowanie m.in. mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów przed składowaniem, gdzie operacja recyklingu jest ograniczona według podjętego LCA. Zauważono, że zmniejszenie masy odpadów o 30% skutkuje zmniejszeniem strumienia odpadów kierowanych na składowisko, co daje dłuższą żywotność składowiska. Badanie to podkreśliło, że MBT może promować wykorzystanie odpadów w systemach energetycznych pod warunkiem, że frakcja odpadów nadaje się do wykorzystania jako paliwo (Trulli i in. 2018). W badaniu przeprowadzonym w Turcji porównano skutki środowiskowe różnych metod selektywnej zbiórki odpadów opakowaniowych w okręgu Üsküdar w Stambule przy użyciu LCA. Zastosowano porównanie efektów środowiskowych różnych scenariuszy selektywnej zbiórki i za pomocą LCA ujawniono scenariusz o większych korzyściach środowiskowych (Avsar i in., 2021). W innym badaniu, przy użyciu LCA oceniono efekty środowiskowe etapów zarządzania gospodarowaniem odpadami komunalnymi regionu Bursa, w tym zbierania oraz przetwarzania, składowania i modelowania wpływu gazu składowiskowego. Po obliczeniu wszystkich efektów środowiskowych występujących w tych analizach, można było określić wymagane kroki zapobiegawcze w celu zmniejszenia obciążenia środowiska (Salihoğlu i in., 2019). W celu wsparcia gospodarki efektywnie korzystającej z zasobów w wartościowe produkty z recyklingu odpadów komunalnych w regionie Ümraniye (część metropolii Istanbulu) zastosowano metodologię LCA do znalezienia najlepszej możliwej metody przetwarzania odpadów komunalnych. W oparciu o scenariusze gospodarki odpadami określone z uwzględnieniem charakterystyki odpadów udowodniono, że scenariusz najbliższy piramidzie hierarchii postępowania z odpadami jest najlepszy według wyników LCA. Potencjalny wpływ cyklu życia scenariusza obejmującego zintegrowane zarządzanie systemem gospodarki odpadami z równym stosunkiem spalania, kompostowania i przetwarzania w zakładzie recyklingu skutkuje najniższym efektem środowiskowym, ma najmniejszy wpływ w kategorii zmian klimatu, fotochemicznego tworzenia ozonu, nienowotworowych skutków dla zdrowia ludzi (Öztaş i in., 2022).

Przeprowadzono wiele badań, w których oceniono wpływ cyklu życia na środowisko przetwarzania konkretnego strumienia odpadów - bioodpadów poprzez składowanie, fermentację beztlenową, kompostowanie i spalanie. W badaniach tych wykorzystano różne oprogramowania do oceny cyklu życia (LCA), oceniono różne rodzaje bioodpadów oraz metody przetwarzania odpadów obejmując kilka krajów. Wszystkie badania wykazały, że wydajność technologii gospodarki odpadami jest uwarunkowana granicami systemu, różnicami w danych wejściowych i różnym podejściem metodologicznym, takim jak rodzaj odpadów organicznych, przyjęte kredyty

na energię czy wypieranie (substytucja) nawozów odżywczych (Schott i in., 2016). Mayer podał, że fermentacja beztlenowa, a następnie kompostowanie jest najbardziej przyjazną dla środowiska opcją pod względem zmian klimatu, wyczerpywania zasobów kopalnych, toksyczności dla ludzi i cząstek stałych w porównaniu do spalania (Mayer i in., 2020). Jednakże, w nowszej literaturze stwierdzono, że fermentacja beztlenowa może być znaczącym źródłem metanu (CH_4) (Bakkaloglu et al., 2021) oraz zastosowanie masy pofermentacyjnej na gruntach może powodować większe oddziaływanie eutrofizacji i zakwaszenia niż spalanie, ze względu na spływanie składników odżywczych i ulatnianie się amoniaku (można zarządzać, zapewniając jednocześnie odzysk składników odżywczych, co nie jest możliwe w przypadku składowania lub spalania) (Slorach i in., 2019). W celu opracowania strategii osiągnięcia zerowej emisji netto do 2050 roku z technologii gospodarki odpadami oraz pomocy operatorom przetwarzania bioodpadów, planistom i decydom w przygotowaniu zrównoważonych strategii, oceniono wpływ na środowisko potencjalnych scenariuszy zarządzania bioodpadami w Wielkiej Brytanii przy użyciu LCA. W odniesieniu do zmian klimatu, strategia Wielkiej Brytanii polegająca na stopniowym zwiększaniu recyklingu poprzez wysyłanie do fermentacji beztlenowej jest korzystna. Najbardziej zrównoważonym środowiskowo wariantem jest priorytetowe traktowanie fermentacji z wytwarzaniem ciepła i energii elektrycznej, ale fermentacja z przetwarzaniem biogazu na biometan zapewnia większe oszczędności w zakresie emisji gazów cieplarnianych. Chociaż średnie wyniki scenariuszy nie prowadzą do ujemnych emisji CH_4 to możliwe jest osiągnięcie ujemnych emisji z sektora odpadów, jeśli spełnione zostaną minimalne emisje z każdej technologii przetwarzania (Bakkaloglu i in., 2022). Samson-Bręk wskazuje na ocenę cyklu życia jako narzędzie do wdrażania zrównoważonego rozwoju w biogospodarce i gospodarce cyrkularnej przeprowadzając analizę środowiskową LCA dla technologii rozdrabniania odpadów wielkogabarytowych strumieniem wody przez firmę Ecofrag. Z analizy LCA wynika, że ponowne wykorzystanie pianek i materacy przyczynia się do uniknięcia ich docelowej produkcji, co wiąże się z redukcją emisji gazów cieplarnianych i zużycia surowców kopalnych (Samson-Bręk i in., 2019).

Zagospodarowanie poszczególnych odpadów w ramach tych samych procesów lub do innych technologii wymaga innowacyjnego podejścia do oceny środowiskowej tych technologii. Istotne jest wykonanie oceny obciążenia środowiska w całym cyklu życia, by pokazać czy zanieczyszczenia są przenoszone z jednego etapu do innego. Możliwość wykonania ocen środowiskowych technologii daje ocena cyklu życia LCA (Buchtar-Korol i in., 2017). Dyrektywa ramowa UE w sprawie odpadów, pozwala na odejście od hierarchii postępowania z odpadami, jeśli jest to uzasadnione lepszymi wynikami w zakresie ochrony środowiska, określonymi na podstawie badania LCA (Dz. U. L 312 z 2008 r. s. 3).

LCA okazały się zatem cennym narzędziem wspomagającym podejmowanie decyzji w zakresie oceny środowiskowej systemów zarządzania odpadami, ponieważ rozszerzają zakres poza sam system, uwzględniając wpływ i korzyści systemów otaczających, a tym samym zapewniają holistyczną perspektywę.

Recykling i unieszkodliwianie odpadów są ważną częścią cyklu życia produktu i wiąże się z obciążeniem dla środowiska, jak każdy inny etap cyklu życia. Kompleksowa ocena środowiskowa, taka jak ocena cyklu życia (LCA), jest niezbędna do zapewnienia wsparcia decyzyjnego w celu zminimalizowania obciążeń środowiskowych związanych z odpadami, gdyż pozwala analizować systemy gospodarowania odpadami wskazując, że konsekwencje często zależą od wpływu na otaczające systemy. Model systemów energetycznych ma ogromne znaczenie przy ocenie termicznego przetwarzania odpadów, ponieważ określa punkty za odzyskaną energię i procesy recyklingu, w przypadku których zużycie energii jest często odpowiedzialne za największą część wpływu na środowisko. Zarządzanie odpadami ma jednak na celu ochronę zasobów poprzez odzyskiwanie materiałów i energii, tym samym często konkuruje ze sobą energetyczna i materiałowa utylizacja odpadów. Szczegółowe i kompleksowe rachunki wytwarzania i przetwarzania odpadów są coraz częściej postrzegane jako ilościowa podstawa do projektowania i oceny środków zmierzających do przejścia na gospodarkę o obiegu zamkniętym. Oceny systemów gospodarowania odpadami powinny zatem obejmować analizę energii bezpośredniej odzyskanej z obróbki termicznej połączoną z oceną pośrednich przepływów energii i materiałów do produkcji. Zaproponowano ramy oceny kompletnych systemów gospodarki odpadami w oparciu o rzeczywiste przepływy odpadów, oceniane za pomocą szczegółowej analizy przepływu materiałów. MFA pomagają zrozumieć zasoby i przepływy w zarządzaniu gospodarką odpadami i są naturalnym punktem wyjścia do oceny środowiskowej (Haupt i in., 2018). MFA i LCA zastosowano równolegle do wspomagania decyzji w zakresie gospodarowania odpadami, dostarczając informacji na temat efektywności środowiskowej różnych scenariuszy przepływu masowego (Turner i in., 2016). Połączenie MFA i LCA pozwala na ocenę wpływu na środowisko przy jednoczesnym zapewnieniu spójności między zmiennymi, takimi jak współczynniki przenoszenia procesu, ograniczenia przepustowości infrastruktury przetwarzania odpadów oraz dostępność zasobów odpadowych. Laurent analizując badania (222 szt.) LCA dotyczące systemów gospodarowania odpadami ujawnia, że skład odpadów i otaczający system energetyczny mają duży wpływ na wynik LCA, zatem silna zależność od tych warunków lokalnych uzasadnia potrzebę regionalnych ocen systemów zarządzania odpadami. Wykorzystanie aktualnych i specyficznych geograficznie danych w inwentaryzacjach cyklu życia (LCI) jest ważne dla wielu zarysowanych luk badawczych. Po pierwsze, modele procesów z geograficznie zróżnicowanymi praktykami przemysłowymi pozwalają na bardziej odpowiednie modelowanie wyjściowej jakości recyklingu, a tym samym na dokładniejsze uznanie zastępowania (substytucji) materiałów. Po drugie, połączenie MFA i LCA wymaga spisu wszystkich procesów zidentyfikowanych w regionalnym studium przypadku. Po trzecie, jeśli stosowane są modele procesów specyficznych dla danego miejsca, znajomość składu odpadów, który pozwala na zależne od wsadu modelowanie emisji z obiektów gospodarki odpadami jest bardziej spójne (Laurent i in. 2014a, 2014b). Z kolei rozszerzenie LCA przez połączenie z kryteriami finansowymi pozwala ocenić kompromis między kosztami ekonomicznymi a korzyściami środowiskowymi w aspektach krótko-, średnio- i długoterminowych dla scenariuszy gospodarowania odpadami. Również, integrując parametry przestrzenne, narzędzie może określić optymalną lokalizację instalacji do

przetwarzania odpadów. Przewidywanie skutków jest ważnym krokiem dla władz lokalnych, aby uniknąć niewłaściwego wykorzystania zasobów finansowych i ludzkich poprzez strategie prób i błędów. W związku z tym LCA stanowi podstawę do identyfikacji kluczowych ulepszeń wydajności w istniejącej praktyce gospodarowania odpadami przed wprowadzeniem nowych technologii w ramach zarządzania systemem odpadowym (Peiris i in., 2023).

Martin-Lara ocenia, że trudno jest dokonywać porównań badań LCA prowadzonych przez różnych badaczy, ponieważ na ostateczne wyniki wpływa wiele czynników. Czynniki te są związane z celem LCA, wybranym procesem, wykorzystanymi danymi, założeniami, jednostką funkcjonalną, granicami systemu oraz metodą LCIA. Włączenie/wyłączenie etapów cyklu życia i związanych z nimi założeń uniemożliwia bezpośrednie porównanie poszczególnych etapów procesu recyklingu na zasadzie jeden do jednego. Uwzględnienie rzeczywistych warunków lokalnych, konkretnych danych i założeń, które odzwierciedlają aktualną sytuację lokalizacji geograficznej, sprawiają, że wyniki LCA mogą różnić się na innych szerokościach geograficznych (Martín-Lara i in., 2022).

Powyższe uzasadnia dedykowanie badań dla konkretnego działania i zamierzenia inwestycyjnego w zarządzaniu gospodarką odpadami.

2.5 Ekonomia systemu gospodarowania odpadami

Ekonomia przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w Polsce jest dynamicznie rozwijającą się dziedziną, która odgrywa kluczową rolę w zarządzaniu środowiskiem i zrównoważonym rozwoju. Odpady wielkogabarytowe, takie jak meble, sprzęt AGD, czy materiały budowlane, stanowią istotne wyzwanie logistyczne i ekologiczne, wymagając specyficznych metod zbiórki, transportu i przetwarzania. W Polsce, z uwagi na rosnącą konsumpcję i zmieniające się wzorce życia, ilość generowanych odpadów wielkogabarytowych stale wzrasta, co wymaga skutecznych i ekonomicznie opłacalnych rozwiązań. Zarządzanie tymi odpadami nie tylko chroni środowisko naturalne przed nadmiernym zanieczyszczeniem, ale także stwarza możliwości gospodarcze. Przemysł recyklingu i przetwarzania odpadów wielkogabarytowych rozwija się dzięki wsparciu ze strony polityk rządowych, regulacji unijnych oraz rosnącej świadomości ekologicznej społeczeństwa. Skuteczne strategie gospodarki odpadami wielkogabarytowymi mogą przynieść korzyści ekonomiczne poprzez odzyskiwanie surowców wtórnych, tworzenie miejsc pracy oraz redukcję kosztów związanych z składowaniem i utylizacją odpadów.

Rozwój nowych technologii od zawsze stanowi kluczowy czynnik rozwoju gospodarczego. Ich wprowadzenie generuje szereg efektów dla gospodarki, ale jednocześnie wpływa na jakość życia ludzi i stan środowiska przyrodniczego. Wpływ ten może być zarówno pozytywny (np. obniżenie zużycia paliwa i emisji spalin w konsekwencji zmniejszenia ciężaru pojazdów dzięki wykorzystywaniu do produkcji nowych kompozytów węglowych), jak i negatywny (np. zubożenie zasobów węgla i wzrost emisji zanieczyszczeń w wyniku zwiększonego zapotrzebowania na produkcję

energii elektrycznej zużywanej przez samochody o napędzie elektrycznym). Z tego względu istotne staje się, aby podejmując decyzję o wprowadzeniu lub modyfikacji danej technologii brać pod uwagę nie tylko aspekty techniczne i ekonomiczne, ale uwzględnić także inne efekty generowane przez technologię w całym cyklu życia i na podstawie przeprowadzonej analizy wybrać taką technologię, której działanie będzie zgodne z zasadami zrównoważonego rozwoju (Janik, 2018). Według Organizacji Narodów Zjednoczonych zrównoważony rozwój definiuje się jako taki, który zaspokaja potrzeby teraźniejszości bez uszczerbku dla możliwości zaspokojenia potrzeb przyszłych pokoleń. Aby osiągnąć zrównoważony rozwój niezbędna jest harmonizacja trzech podstawowych elementów – wzrostu gospodarczego, włączenia społecznego i ochrony środowiska (ONZ, 2015).

Tworzenie i optymalizacja infrastruktury związanej z gospodarką odpadami pełni wiele funkcji o charakterze ekonomicznym, środowiskowym oraz społecznym. Począwszy od ochrony środowiska, poprzez odzysk energii, odzysk terenów po składowiskach odpadów, ochronę klimatu w wyniku ograniczania emisji gazów cieplarnianych, po poprawę jakości życia mieszkańców i funkcjonowania przedsiębiorstw. Zróżnicowana rola gospodarki odpadami komunalnymi nawet w ujęciu lokalnym, wymaga przy ocenie inwestycji w tym obszarze spojrzenia z perspektywy finansowej, ekonomicznej, społecznej oraz strategicznej (Kozłowski, 2018).

Aspekty ekonomiczne mają ogromne znaczenie, ponieważ większość decyzji związanych z wdrażaniem systemów i technologii zarządzania gospodarowaniem odpadów we współczesnym społeczeństwie jest podyktowana ograniczeniami ekonomicznymi (Martinez-Sanchez i in., 2015). Z kolei w badaniach prowadzonych w 2017 roku Martinez – Sanchez wskazuje, że rozwój zrównoważonych systemów gospodarki odpadami stałymi wymaga uwzględnienia skutków zarówno ekonomicznych, jak i środowiskowych poprzez wdrożenie pojedynczego wskaźnika, który integruje wpływ gospodarczy, środowiskowy i społeczny. Definiuje się ten wskaźnik jako koszty społeczne mierzone w kategoriach pieniężnych, prowadzące do oceny społeczno-ekonomicznej poprzez uwzględnienie „kosztów budżetowych” i „kosztów zewnętrznych”. Koszty budżetowe obejmują towary i usługi wprowadzone do obrotu (np. koszty pracy, wyposażenia i inwestycji), natomiast koszty efektów zewnętrznych reprezentują efekty pieniężne występujące poza systemem gospodarczym, jak emisje do środowiska, czyli koszty dobrobytu związane z dobrami nierynkowymi (np. czyste powietrze, czysta woda, zdrowie publiczne). W badaniach rozpatrywano kilkanaście strategii gospodarowania odpadami, przy czym społecznie optymalne rozwiązanie w przetwarzaniu odpadów, minimalizujące całkowite koszty społeczne (suma kosztów zewnętrznych i budżetowych wynosząca ok. 67 USD za Mg), to przypadek, w którym wszystkie odpady są kierowane do zakładu odzysku i recyklingu, pozostałości trafiają do spalania, a substancje organiczne do fermentacji beztlenowej. Inne scenariusze gospodarowania odpadami, w których założono bądź minimalne koszty zewnętrzne (min. EC), bądź minimalne koszty budżetowe (min. BC), mimo że charakteryzują się różnymi korzyściami zewnętrznymi i kosztami budżetowymi, mają wyższe całkowite koszty społeczne, wynoszące odpowiednio 87 USD za Mg i 217 USD za Mg. Zatem modele

gospodarowania odpadami uwzględniające tylko koszty budżetowe lub tylko koszty zewnętrzne mogą prowadzić do mniej efektywnych społecznie rozwiązań. Podobnie, polityki i cele ekologiczne, np. mające na celu przekierowanie odpadów i minimalizację emisji gazów cieplarnianych mogą prowadzić do wysokich kosztów budżetowych, które nie zawsze kompensowane są przez oszczędności zewnętrzne. Ponadto wskazano, że skład odpadów ma znaczący wpływ na koszty i korzyści związane z odzyskiem surowców wtórnych, jak również przyszłe zmiany w produkcji energii mogą przesunąć priorytety w stronę minimalizacji kosztów budżetowych. Wskazuje to na konieczność ostrożnego planowania i analizy przy wyborze technologii przetwarzania odpadów komunalnych (Martinez-Sanchez i in., 2017).

Aleluia oceniając technologie unieszkodliwiania odpadów wskazał również, że wdrożenie systemu gospodarowania odpadami może prowadzić do różnych skutków lub konsekwencji, które można odzwierciedlić w kosztach lub przychodach, w zależności od tego czy wpływ na interesariuszy jest negatywny czy pozytywny. Zasadniczo analiza ekonomiczno – finansowa systemów zarządzania gospodarką odpadami koncentruje się na badaniu wpływów wewnętrznych (prywatnych), definiowanych jako koszty i przychody związane z działalnością operacyjną (OPEX) i nakładami kapitałowymi (CAPEX). Stwierdza, jednak, że chociaż dane CAPEX i OPEX są ważnymi elementami oceny kosztów systemu przetwarzania odpadów, nie należy ich rozpatrywać osobno do celów podejmowania decyzji. Oprócz tego wewnętrznego wymiaru kosztów, szerszy wpływ – na gospodarkę, społeczeństwo i środowisko – wynikający z przyjęcia określonego podejścia do przetwarzania odpadów powinien być właściwie rozumiany, a najlepiej mierzony i wyrażany w kategoriach pieniężnych (Aleluia i in., 2017).

Podnosząc za Nahmanem gdy analiza ekonomiczna koncentruje się wyłącznie na skutkach wewnętrznych może to powodować wyeliminowanie alternatyw takich jak recykling (kosztowniejszy niż składowanie z finansowego punktu widzenia, ale preferowany z perspektywy środowiskowej i społecznej). Zewnętrzne (środowiskowe i społeczne) koszty składowania (np. emisje do powietrza, gleby i wody oraz „niedogodności”, takie jak zapachy i szkodniki) są trudne do oszacowania w kategoriach pieniężnych i dlatego zazwyczaj nie są odzwierciedlane w opłatach za wywóz odpadów ani uwzględniane przy podejmowaniu decyzji dotyczących możliwości gospodarowania odpadami. Mimo to wpływy zewnętrzne nie mają drugorzędnego znaczenia, ponieważ mogą spowodować cenzurę projektu lub wykazać jego ekonomiczną opłacalność. Istnieje zatem potrzeba ilościowego określenia kosztów zewnętrznych w kategoriach pieniężnych, aby można było porównać różne opcje unieszkodliwiania odpadów na podstawie ich całkowitych kosztów dla społeczeństwa, tj. koszty finansowe (wewnętrzne) plus koszty zewnętrzne (Nahman, 2011).

Parlament Europejski w ustalonej hierarchii postępowania z odpadami wskazał, że priorytetem jest przyjęcie metod mających na celu ograniczenie wytwarzania odpadów, zwiększenie przygotowania do ponownego użycia i recyklingu oraz zniechęcenie do korzystania ze spalarni i składowisk śmieci, co jest nadal powszechnymi praktykami w niektórych częściach Europy i Polski. Ważna jest również analiza systemów gospodarki odpadami (zbierania i przetwarzania), ponieważ mogą one

ograniczyć wytwarzanie odpadów i zwiększyć potencjał ponownego użycia i recyklingu w przeciwieństwie do spalania i składowania. Jednak podkreśla się, że konieczne jest rozwijanie możliwości gospodarowania i przetwarzania odpadów, które są opłacalne ekonomicznie i środowiskowo. (European Parliament, 2017). Według Qiu i Happenhofer, cytowanych przez Asare jednym z kryteriów, które należy wziąć pod uwagę przy wyborze instrumentów należytego zarządzania środowiskowego, jest ich opłacalność ekonomiczna. Wskaźnik opłacalności jest jednym z cennych narzędzi umożliwiających porównywanie różnych opcji, aby pomóc decydentom (władzom miejskim) i zainteresowanym stronom w ustaleniu priorytetów dla konkretnych opcji oraz pomóc wybrać najbardziej opłacalną i korzystną alternatywę, na której można się skupić aby osiągnąć zestaw celów jakim jest odzyskiwanie materiałów odpadowych (Asare i in., 2022).

Medina-Mijangos mając na uwadze, że aspekt ekonomiczny systemów gospodarowania odpadami ma ogromne znaczenie, ponieważ stanowi zasadniczą część rządowego i lokalnego procesu decyzyjnego, ale równie ważne są skutki społeczne i środowiskowe, proponuje zastosowanie metody techniczno – ekonomicznej analizy systemów gospodarowania odpadami komunalnymi, w ramach której analizuje się projekty z uwzględnieniem wpływów prywatnych (wewnętrzne koszty i przychody) oraz społecznych i środowiskowych (zewnętrzne koszty i dochody). Oddziaływania projektu zostały zdefiniowane jako wszelkie konsekwencje systemu chciane bądź nie, generalnie dające się zmierzyć. Oddziaływania prywatne (wewnętrzne) są bezpośrednio związane z procesem przetwarzania odpadów komunalnych i późniejszym ponownym użyciem. Są to koszty i przychody ponoszone bezpośrednio przez inwestora projektu. Negatywne skutki prywatne dotyczą nakładów finansowych (CAPEX) i kosztów działalności operacyjnej (OPEX). Do pozytywnych wpływów prywatnych zalicza się natomiast przychody ze sprzedaży odpadów poddanych recyklingowi lub odzyskanej energii. Z drugiej strony definiowane są wpływy zewnętrzne lub efekty zewnętrzne jako te, które są bezpośrednio albo pośrednio spowodowane działaniem obiektu, a skutki których są generalnie ponoszone przez stronę inną niż jego właściciel lub operator. Efekty zewnętrzne są na ogół związane ze skutkami społecznymi i środowiskowymi (Medina-Mijangos i in., 2021a) Następnie Medina-Mijangos badając sortowanie odpadów w instalacjach w Barcelonie w kierunku pozyskiwania odpadów do recyklingu, podnosi, że chociaż prywatne koszty i przychody mają największe znaczenie w przypadku przetwarzania odpadów komunalnych, całkowita korzyść systemu rozumiana jako suma korzyści prywatnych i korzyści zewnętrznych znacznie wzrasta, ze względu na monetarną wycenę efektów zewnętrznych. Jeśli uwzględnione zostaną koszty i przychody zewnętrzne lub efekty zewnętrzne (wpływ związany z aspektami środowiskowymi i społecznymi), wyniki mogą się zmienić, sprzyjając przyjęciu takich opcji, jak recykling, który ma większe korzyści społeczne i środowiskowe. Recykling odpadów bowiem oznacza zmniejszenie zużycia surowców, prowadzi do znacznych oszczędności energii i przyczynia się do ochrony środowiska, a także zmniejsza ilość odpadów kierowanych na składowiska, zwiększając tym samym ich żywotność. Ponadto w dyskusji zauważa się, że niektórych zewnętrznych (pozytywnych) skutków nie można

określić ilościowo, na przykład wartość, jaką konsumenci przypisują gwarantowanym dostawom materiałów, a inne są wyceniane, biorąc pod uwagę tylko niektóre aspekty związane z analizowanymi oddziaływaniami, to należy mieć na uwadze, że wycena pieniężna tych efektów zewnętrznych zwiększyłaby całkowite korzyści zakładu, czyniąc go bardziej rentownym i niezawodnym. Podtrzymane zatem zostaje, iż istotnym aspektem prowadzonych badań jest wyeksponowanie wpływu efektów zewnętrznych na całkowitą korzyść danego projektu. Wycena efektów zewnętrznych związanych z systemami gospodarowania odpadami jest niezbędna i pomaga w podjęciu decyzji o opłacalności ekonomicznej. Jeśli oceniane są tylko skutki prywatne, system zarządzania może wyglądać na nieopłacalny i związku z tym może zostać odrzucony, jednakże, jeśli efekty zewnętrzne zostaną ocenione i dodane, system może stać się opłacalny (Medina-Mijangos i in., 2021b).

Perez-Almada potwierdza, że zintegrowane podejście łączące aspekty techniczno-ekonomiczne i środowiskowe, pozwala na bardziej kompleksowe i zrównoważone decyzje technologiczne m.in. w przemyśle biorafineryjnym. Takie podejście okazało się skuteczne w opracowywaniu bardziej ekologicznych technologii i wspieraniu zrównoważonego rozwoju. Oceny techniczno - ekonomiczne wykonalności systemów pomagają w ocenie rentowności ekonomicznej, obejmując modelowanie i rozwój procesów za pomocą narzędzi, takich jak symulacje i optymalizacja, umożliwiając zainteresowanym stronom zrozumienie długoterminowych skutków gospodarczych technologii na różnych poziomach komercjalizacji. Z kolei oceny wpływu systemów na środowisko badając całe łańcuchy wartości bioproduktów i produktów ubocznych mogą służyć porównaniu alternatywnych procesów technologicznych pod kątem ich wpływu na środowisko lub optymalizacji wykorzystania surowców. Zintegrowane podejście, które łączy ocenę techniczną – ekonomiczną i ocenę wpływu systemów na środowisko zapewnia kompleksowe ramy oceny, które mogą prowadzić do bardziej świadomych i zrównoważonych decyzji, dzięki uwzględnieniu zarówno ekonomicznych, jak i środowiskowych konsekwencji działania systemu, co jest kluczowe dla osiągnięcia celów zrównoważonego rozwoju (Perez-Almada i in., 2023). Zgodnie z koncepcją zrównoważonego rozwoju i jego trzech filarów (środowiska, społeczeństwa i gospodarki), najlepszą alternatywą będzie taka, która nie tylko zapewnia najlepsze wyniki gospodarcze, ale także najlepsze wyniki społeczne i środowiskowe (Fiksel i in., 2012).

W praktyce jednak problematyczne jest uzyskanie pełnego zakresu oddziaływań, w pełni skwantyfikowanych w wartościach pieniężnych, gdyż często brakuje informacji o efektach środowiskowych oraz ogólnej niepewności co do cen i szacunków wycen, a rozszerzenie narzędzi analizy kosztów i korzyści na oddziaływania mające poważne implikacje społeczne i makroekonomiczne stanowi szczególne wyzwanie. Ekonomiczna ocena efektów zewnętrznych może dostarczyć wskazówek czy polityka środowiskowa odpowiada potrzebom preferencji publicznych. Podstawową zasadą wyceny efektów zewnętrznych jest uwzględnienie wszystkich kosztów, zarówno rynkowych, jak i nierynkowych. Pomimo znacznego postępu, kwantyfikacja i wycena efektów zewnętrznych związanych z systemem gospodarowania odpadami są nadal obarczone

dużą niepewnością oraz mają ograniczenia teoretyczne i praktyczne. Oprócz niepewności co do danych i metod, różnice w szacunkach wynikają również z różnych podstawowych założeń, które opierają się na wyborach dotyczących wartości etycznych i politycznych. Wycena efektów zewnętrznych jest zatem kontrowersyjną ekonomią (Eshet i in., 2006). Udział każdej emisji zależy od stosowanych procesów/technologii związanych z odpadami, a także od systemu energetycznego. Różnorakie emisje i szkody mogą być istotne w różnych systemach gospodarki odpadami i systemach energii. Znaczna niepewność i ograniczenia związane z szacunkami kosztów zewnętrznych sugerują, że zintegrowane koszty społeczne należy stosować wyłącznie jako narzędzie do ocen porównawczych pomiędzy możliwymi alternatywnymi strategiami gospodarowania odpadami, ponieważ podobne niepewności dotyczą wszystkich modelowanych technologii. Wyniki modeli są jedynie wskaźnikami kosztów szkód i nie powinny być obecnie wykorzystywane do szacowania ostatecznych kosztów szkód poszczególnych strategii (Martinez-Sanchez i in., 2017).

2.6 Metoda analitycznego procesu hierarchicznego (AHP) jako narzędzie wielokryterialne do wsparcia decyzyjnego

Metoda Analitycznego Procesu Hierarchicznego (z ang. *Analytic Hierarchy Process, AHP*) to wielokryterialna metodologia opracowana w celu analizy problemu decyzyjnego według struktury hierarchicznej. Ma na celu ułatwienie procesu decyzyjnego (wyboru optymalnego rozwiązania) wówczas, gdy decydent dysponuje większą liczbą kryteriów oceny różnych wariantów decyzyjnych. AHP pozwala na podzielenie problemu decyzyjnego na elementy składowe, uszeregowanie w odniesieniu do celu głównego i przedstawienie w formie struktury hierarchicznej. Istotą metody AHP jest porównanie parami analizowanych wariantów decyzyjnych względem wszystkich kryteriów oceny. Porównań tych dokonuje się w oparciu o określoną przez T. Saaty'ego skalę ocen (Saaty, 2004), pozwalając na wyprowadzenie rankingu alternatyw (wariantów) uzasadniających podejmowanie złożonych decyzji. Mocną stroną tej metody jest uwzględnienie kryteriów materialnych (ilościowych) jak i niematerialnych (jakościowych), wartościowanych względem siebie. Umożliwia ocenę nawet przy intuicyjnych i subiektywnych osądach decydenta bazujących na jego wiedzy i doświadczeniu, jednocześnie kładzie nacisk na spójność dokonywanych porównań z alternatywnymi rozwiązaniami w procesie decyzyjnym. (Apaydin, 2023) Metoda AHP jest jedną z najpopularniejszych metod analizy wielokryterialnej wśród europejskich, azjatyckich i amerykańskich badaczy z wielu dziedzin, w tym zarządzania, biznesu i polityki, a także jest często stosowana do rozwiązywania złożonych problemów w zarządzaniu środowiskowym. Stąd artykuły o metodzie AHP stanowią aż 48% artykułów o metodach wielokryterialnych (Stypka, 2016). W zakresie nauk o środowisku metoda AHP była najczęściej stosowaną metodą optymalizacji, szczególnie przy podejmowaniu decyzji w zakresie gospodarki odpadami, bogactw naturalnych, zrównoważonej produkcji, systemów informacji przestrzennych oraz ocen oddziaływania na środowisko. Ogółem na 312 przypadków stosowania optymalizacji wielokryterialnej w 150 z nich zastosowano metodę AHP (Zawilski, 2013). Metodę AHP łączy się z innymi narzędziami

pomagającymi w podejmowaniu decyzji, a prócz tego by stworzyć lepsze narzędzia do zarządzania środowiskiem dla firm, AHP jest wykorzystywana w połączeniu z narzędziami zarządzania środowiskiem takim jak LCA i wskaźnikami oddziaływania na środowisko (Stypka, 2016).

Thengane podjął, że metodologie takie jak analiza cyklu życia (LCA), analiza kosztów i korzyści (CBA) oraz ekologiczno–energetyczna analiza ekonomiczna były wykorzystane przez niektórych badaczy do oceny różnych opcji gospodarki odpadami, jednakże, trudno w tych podejściach uwzględnić zarówno atrybuty jakościowe, jak i ilościowe w celu krytycznego porównania różnych opcji dla wspólnego celu. Wg Thengane dopiero proces hierarchii analitycznej (AHP) zaproponowany przez Saaty'ego, który zyskał duże znaczenie dzięki swoim podstawom matematycznym, daje możliwość uwzględnienia zarówno ilościowych, jak i jakościowych kryteriów. Wykorzystując cztery główne kryteria oceny (środowiskowe, ekonomiczne, techniczne i społeczno-polityczne, przy czym każde z nich posiadało zdefiniowane różne podkryteria), przeprowadził ocenę sześciu alternatyw gospodarowania odpadami za pomocą metody AHP dla dwóch różnych przypadków, jeden dla obliczonych wag kryteriów w oparciu o cel, a drugi dla równych wag. Postawionym celem było znalezienia technicznie uzasadnionego, opłacalnego i przyjaznego dla środowiska procesu zagospodarowania odpadów komunalnych. Stwierdził, że wielokryterialne podejście do podejmowania decyzji, takie jak AHP, może być skutecznie wykorzystywane przez decydentów do identyfikacji potencjalnej najlepszej technologii spośród dostępnych różnorodnych technologii w obszarze zarządzania odpadami. W rezultatach badań wskazano, iż peletyzacja odpadów i zgazowanie jest najbardziej obiecującą technologią przetwarzania odpadów komunalnych przed peletyzacją i pirolizą, natomiast technologia spalania odpadów w spalarniach jest najmniej preferowaną alternatywą. (Thengane, 2019) Poza oceną optymalnego sposobu zagospodarowania odpadów podjęto również badania w zakresie wyboru optymalnego sposobu selektywnego zbierania odpadów komunalnych u „źródła” w jednostkach osadniczych w Polsce. Ranking alternatywnych rozwiązań został zaproponowany przez Generowicz w 2017 r. gdzie zdefiniowany problem decyzyjny z zakresu prowadzenia selektywnej zbiórki odpadów, analizowano z wykorzystaniem matematycznej metody AHP, w zależności od różnych uwarunkowań rynkowych - słabej, średniej i dobrej koniunktury gospodarczej oraz przy częściowej niepewności sytuacji gospodarczej, związanej z istnieniem niepewności co do możliwości przekazania odzyskanych frakcji surowców wtórnych do recyklingu (Generowicz, 2017). Mając na uwadze wyzwania Turcji w postaci przejścia od hierarchii postępowania z odpadami opartej na konsumpcji do oszczędzającego zasoby systemu gospodarki „zeroodpadowej”, Apaydin zastosował AHP do wyboru optymalnego sposobu selektywnego zbierania odpadów komunalnych u „źródła” w zależności od przyjętych metod przetwarzania i unieszkodliwiania odpadów. W procesie oceny, z wykorzystaniem wiedzy eksperckiej uzyskano wyniki sugerujące, że im więcej frakcji odpadów separowanych „u źródła, tym więcej można uzyskać produktów wtórnych wysokiej jakości, a procesy unieszkodliwiania można przeprowadzić z naciskiem na ochronę zasobów (Apaydin, 2023).

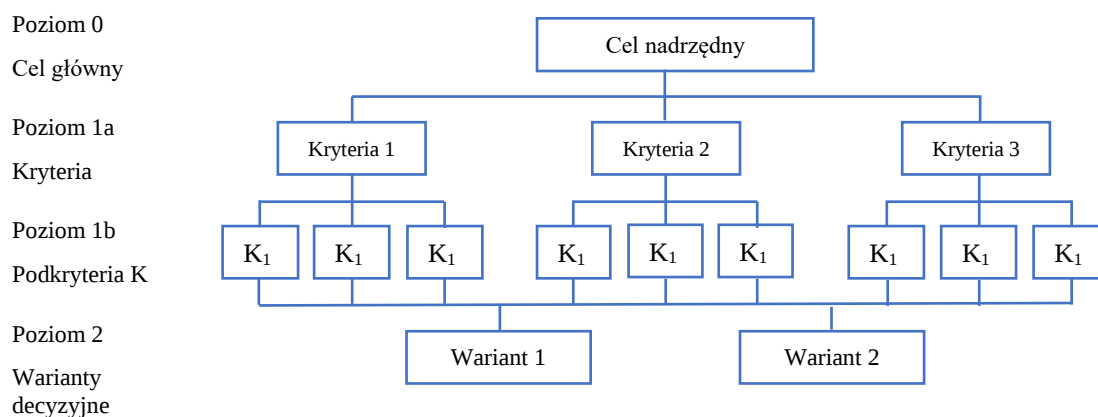
Ocena działań i procesów gospodarki odpadami komunalnymi w Malezji oparta na AHP pokazuje, że AHP jest w stanie poradzić sobie z niematerialnymi kryteriami, takimi jak preferencje, prawdopodobieństwo, ważność i współzależność kryteriów, których priorytety są łatwo identyfikowane wśród poglądów interesariuszy. Ponadto subiektywność w dokonywaniu osądów jest kontrolowana, a kompromisowe decyzje podejmowane z korzyścią dla wszystkich interesariuszy. Wyniki wskazały, że kryteria związane z wpływem na środowisko (m.in. flory i fauny, zubożenie siedlisk, użytkowanie gruntów i jakość powietrza) zdominowały obawy interesariuszy, co świadczyło o świadomości i zaniepokojeniu zanieczyszczeniami powodowanymi przez odcieki, ścieki, emisje z samochodów i zakładów utylizacji odpadów. Jeśli chodzi o kryteria ekonomiczne, potrzeba wdrożenia stosownych regulacji (dotyczących wytwarzania odpadów, segregacji u źródła, monitorowania i kontroli odpowiedniego unieszkodliwiania), pojemność składowisk, koszty eksploatacyjne oraz inwestycyjne w zakresie obsługi instalacji są dominujące i uważane za najważniejsze (Abba, 2013). Zastosowanie narzędzia decyzyjnego jakim jest AHP pozwoliło na zrozumienie roli procesu przygotowania do ponownego użycia odpadów w systemie gospodarowania odpadami, a także jego potencjalnego wkładu w zapobieganie powstawaniu odpadów. Przygotowanie do ponownego użycia zazwyczaj obejmuje różne operacje, takie jak: kontrola, czyszczenie, testowanie bezpieczeństwa i funkcjonalności, naprawa. Po tych procesach produkty wielokrotnego użytku są redystrybuowane w różnych modelach, a ponowne wykorzystanie generuje mniejszy wpływ na środowisko w porównaniu do procesów związanych z produkcją i dystrybucją nowych produktów z surowców. Badania Gusmerotti na przykładzie jednostki osadniczej we Włoszech wskazały, że umiarkowane podejście do działań związanych z przygotowaniem do ponownego użycia stanowi najlepszą opcję zarządzania odpadami, biorąc pod uwagę uniknięcie przedwczesnego powrotu odpadów skierowanych do ponownego użycia do strumienia odpadów. Natomiast skrajne podejście do przygotowania do ponownego użycia doprowadziłoby do wprowadzania na rynek przedmiotów mało atrakcyjnych dla konsumentów i z większym prawdopodobieństwem ponownie trafiających do strumienia odpadów. Wyniki AHP wspierają zarządzających gospodarką odpadami w przechodzeniu ku bardziej cyrkularnym modelom gospodarki odpadami, skutecznie obejmujących przygotowanie do ponownego użycia w ich systemach, podkreślając rolę podmiotów zajmujących się gospodarką odpadami i władz lokalnych w określeniu najlepszego modelu dostosowanego do lokalnych potrzeb i priorytetów, bez ryzyka tworzenia kosztownych systemów charakteryzujących się nieefektywnością (Gusmerotti i in., 2019).

Szeroki zakres zastosowań metody AHP pokazuje, że jest ona narzędziem decyzyjnym pomagającym decydentom w wyborze strategii zrównoważonej gospodarki odpadami, a liczne zastosowania potwierdzają jej przydatność szczególnie tam, gdzie doświadczenie oceniającego stanowi główne źródło ocen, a znaczna część kryteriów oceny jest subiektywna. AHP jest najczęściej stosowanym narzędziem w podejmowaniu decyzji w zarządzaniu gospodarką odpadami (Alvarenga i in., 2023).

Opis zastosowania metody AHP do rozwiązania problemu decyzyjnego

Analityczny proces hierarchizacji sprowadza się do realizacji dwóch faz badawczych. W pierwszej fazie przygotowana jest struktura hierarchiczna procesu decyzyjnego, w której określany jest cel nadrzędny, definiowane są kryteria oceny oraz opracowywane warianty rozwiązań. W drugiej fazie następuje ocena elementów procesu decyzyjnego metodą porównań parami oraz weryfikacja spójności dokonywanych ocen. Strukturę hierarchiczną problemu można przedstawić w postaci powszechnie stosowanego drzewa (Rys. 2-2). Drzewo buduje się jako układ wielopoziomowy od poziomów ogólnych, podstawowych, które następnie są uszczegółowiane. Prawidłowe funkcjonowanie elementów usytuowanych na wyższych poziomach hierarchii jest uzależnione od prawidłowego funkcjonowania elementów usytuowanych na niższych poziomach (Cabała, 2018).

Rys. 2-2 Przykładowa struktura hierarchiczna procesu decyzyjnego



Źródło: Opracowanie własne na podstawie Cabała, (2018 r.)

Na podstawie tych założeń przeprowadzenie wielokryterialnej analizy AHP sprowadza się do następujących po sobie kroków:

Krok 1. Stworzenie hierarchicznej struktury procesu decyzyjnego – rozłożenie problemu decyzyjnego i opis hierarchii kryteriów oceny.

Krok 2. Ocena poszczególnych kryteriów oceny poprzez porównanie parami (tj. każdy z każdym) znajdujących się na tym samym poziomie hierarchicznym drzewa względem wyższej gałęzi.

Krok 3. Ocena wszystkich wariantów ze względu na przyjęte kryteria (tj. usytuowanych poziom wyżej), poprzez porównania rozwiązań parami.

Oceny wyrażane są przy pomocy wartości liczbowych, zgodnie ze skalą zaproponowaną przez Saaty'ego (wartości od 1 do 9). Im element jest bardziej preferowany (ważniejszy), tym wyższa jest jego ocena. Ocenę 1 uzyskują elementy równoważne, ocenę 9 przypisuje się elementowi, który jest niezwykle silnie preferowany względem drugiego elementu porównywanego. Bardzo istotne w metodzie AHP jest założenie odwrotności ocen. Oznacza to, że jeśli w wyniku porównania elementu A z elementem B, otrzymujemy

wartość a , to należy przyjąć, że wynikiem porównania B z A będzie wartość $1/a$. Każdy z wariantów porównywany jest pod kątem względnej ważności (jeden wariant do drugiego) w odniesieniu do każdego z kryteriów.

Tab. 2-3 Skala preferencji Saatięo

Wyjątkowo niepreferowany	Wyjątkowo niepreferowany	Bardzo silnie nie preferowany	Bardzo silnie nie preferowany	Silnie niepreferowany	Silnie niepreferowany	Nieznacznie niepreferowany	Nieznacznie niepreferowany	Równie preferowany	Równie preferowany	Nieznacznie preferowany	Nieznacznie preferowany	Silnie preferowany	Silnie preferowany	Bardzo silnie preferowany	Bardzo silnie preferowany	Wyjątkowo preferowany	Wyjątkowo preferowany
1/9	1/8	1/7	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	1	2	3	4	5	6	7	8	9

Źródło: Opracowanie własne na podstawie projektu budowlanego MPO Sp. z o.o.

Podsumowując, ocena dwóch elementów sprowadza się do stwierdzenia trzech sytuacji: (a) pierwszy i drugi element są równie ważne (ocena: 1), (b) pierwszy element jest ważniejszy od drugiego (ocena: 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9), (c) drugi element jest ważniejszy od pierwszego (ocena: 1/2, 1/3, 1/4, 1/5, 1/6, 1/7, 1/8, 1/9) (Cabała, 2018).

Krok 4. Wyniki porównań parami wprowadzane są ze skali do tzw. kwadratowej macierzy porównań $A = [a_{ij}]$ o wymiarach $(n \times n)$, gdzie a_{ij} to ocena porównań parami i -tego elementu z j -tym elementem, n jest liczbą porównywanych ze sobą elementów. Macierz A stanowi główne narzędzie analizy AHP i podstawę do obliczenia współczynników wagowych.

$$A = \begin{bmatrix} 1 & a_{12} & \dots & a_{1n} \\ \frac{1}{a_{12}} & 1 & \dots & a_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \frac{1}{a_{1n}} & \frac{1}{a_{2n}} & \dots & 1 \end{bmatrix}$$

(Równanie 2-1)

Macierz porównań parami można przedstawić w formie tabeli, kierunek zapisu informacji preferencyjnych w macierzach jest zawsze ten sam, tj. prezentowana jest relacja elementu znajdującego się w wierszu względem elementu znajdującego się w kolumnie (Żak, 2005).

Tab. 2-4 Macierz porównań parami

Kryteria	K ₁	K ₂	...	K _i	...	K _j	...	K _n
K ₁	1							
K ₂		1						
...			1					
K _i				1		a_{ij}		

...					1			
K _j				1/a _{ij}		1		
...							1	
K _n								1

Wyrazy leżące na przekątnej tej macierzy są zawsze jedynkami, gdyż elementy porównywane z samymi sobą muszą mieć „jednakową ważność”. Macierzy tworzy się tyle, ile w modelu znajduje się grup elementów.

Krok 5. Kolejnym krokiem jest znormalizowanie (przekształcenie) wyników macierzy porównań **A** w macierz wartości znormalizowanych **B** = [b_{ij}] wg formuły :

$$b_{ij} = \frac{a_{ij}}{\sum_{i=1}^n a_{ij}}$$

Równanie 2-2

gdzie b_{ij} to znormalizowana wartość a_{ij} w j-tej kolumnie

Wagi ocenianych elementów są ostatecznie wyznaczane jako średnie arytmetyczne wartości a_{ij}, wyznaczone w wierszach macierzy znormalizowanej. Wagi obliczane są następującym wzorem:

$$w_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n b_{ij}$$

Równanie 2-3

gdzie w_i to waga i-tego kryterium, wyznaczona jako średnia arytmetyczna znormalizowanych wartości a_{ij} w i-tym wierszu

Krok 6. Jedną z największych zalet metody AHP jest mechanizm pozwalający na weryfikację logiczności (spójności, zgodności) priorytetów, które zostały obliczone na podstawie wyników porównań parami. W praktyce do oceny spójności wykorzystuje się dwie miary, tj. indeks spójności ocen CI (*Consistency Index*) oraz wskaźnik spójności (*Consistency Ratio*).

Indeks spójności (CI) rośnie wraz ze wzrostem niespójności oszacowań i jest obliczany na podstawie wzoru:

$$CI = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1}$$

Równanie 2-4

gdzie:

- λ_{max} to maksymalna wartość własna macierzy porównań,
- n to wymiar macierzy porównań, liczba porównywanych elementów.

Wskaźnik spójności (CR) obliczany jest na podstawie indeksu spójności CI, wg formuły:

$$CR = \frac{CI}{RI}$$

Równanie 2-5

gdzie *RI* to współczynnik losowy (ang. *Random Index*), współczynnik spójności losowo wygenerowanych macierzy porównań parami.

Wartość *RI* to przeciętna wartość *CI* otrzymana na podstawie symulacji przeprowadzonych dla kilkuset tysięcy macierzy.

Tab. 2-5. Wartości współczynnika losowego *RI* w zależności od liczby kryteriów wyznaczone przez

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
R	0,0	0,0	0,5	0,8	1,1	1,2	1,3	1,4	1,4	1,4	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
I	0	0	2	9	1	5	5	0	5	9	2	4	6	8	9

Źródło: wg Saaty'ego i Ozdemira w 2003r. za Winnicki (Winnicki i in., 2006)

Dana macierz jest uważana za wystarczająco spójną w sytuacji, gdy wartość współczynnika *CR* jest mniejsza od 0,1. Oznacza to, że oceny są ze sobą zgodne, gdy podczas porównywania i oceniania wariantów zachowano logikę ocen, tj. jeżeli $A > B$ i $B > C$, to C nie może być bardziej preferowane od A .

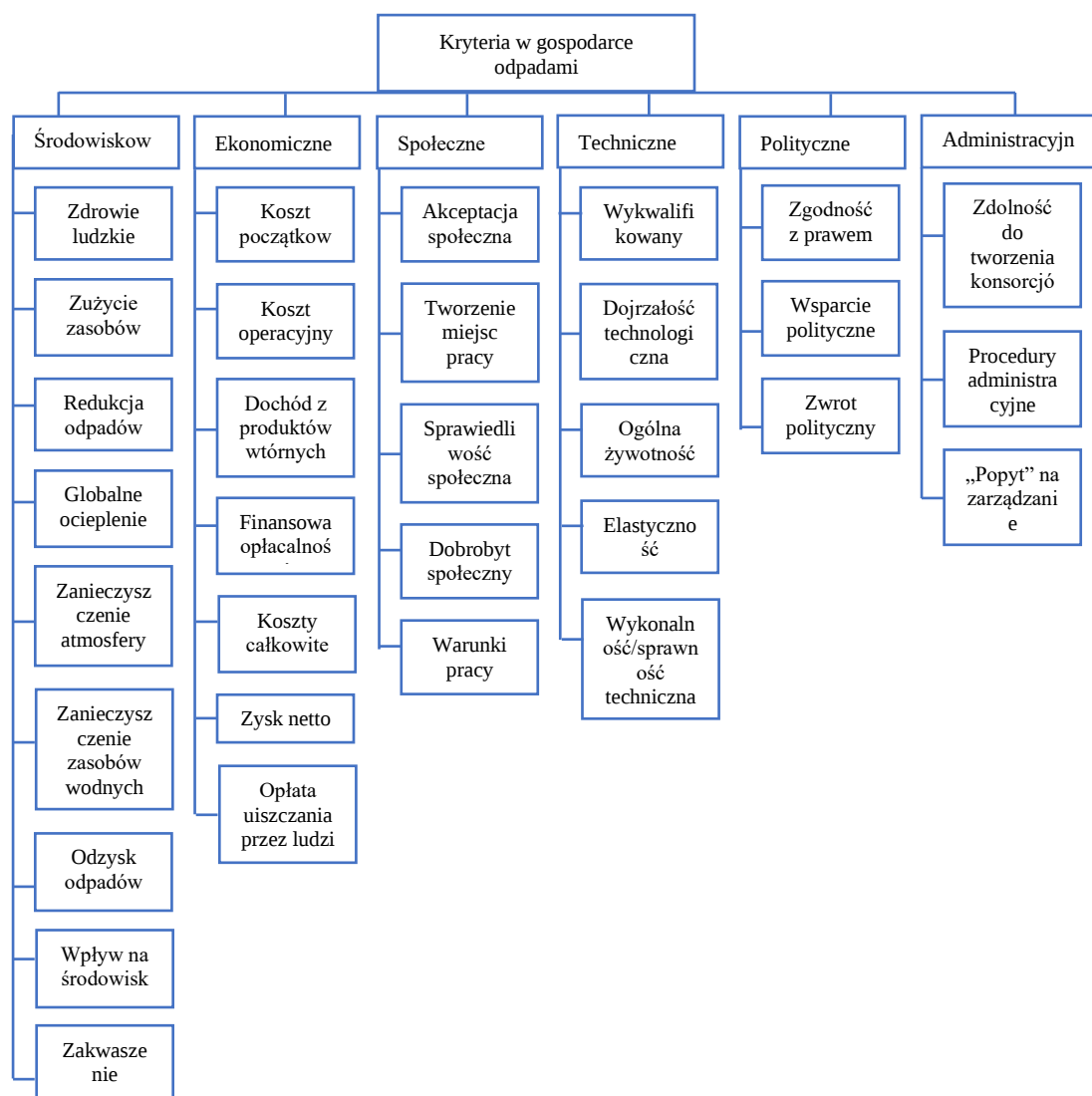
Krok 7. Stworzenie rankingu końcowego wariantów decyzyjnych polega na uszeregowaniu wariantów od najlepszego do najgorszego zgodnie z jego udziałem w spełnieniu wymagań celu początkowego. W metodzie AHP wyższa wartość oceny wariantu oznacza wyższą jego przydatność dla decydenta. (Winnicki i in., 2006)

Stosowanie metody AHP ułatwiają istniejące oprogramowania komputerowe (np. *Expert Choice*, *HIPRE*, *Super Decisions*) (Prusak, 2014). Korzyści wynikające z zastosowania metody AHP wynikają między innymi z faktu, że narzędzie to daje spojrzenie na problemy decyzyjne z innej perspektywy, poprzez uporządkowanie kryteriów i wariantów w ramach hierarchii, ocenia wariant ze względu na różniące się, często niewymierne kryteria oraz umożliwia racjonalne uzasadnienie wyboru.

Zarządzanie gospodarką odpadami komunalnymi jest bardzo złożonym problemem, aby wykorzystać wielokryterialne narzędzie do wspomaganie decyzji w rozwiązywaniu zagadnień w tym obszarze należy najpierw zdefiniować cel, wybrać adekwatne kryteria związane ze zrównoważonym zarządzaniem odpadami i zdefiniować warianty dla osiągnięcia postawionego celu. Kryteria związane ze zrównoważonym zarządzaniem gospodarką odpadami można sklasyfikować jako środowiskowe, ekonomiczne, społeczne, techniczne, polityczne i administracyjne, (Alvarenga i in., 2023, Tsydenowa i in., 2018). W celu wyodrębnienia subkryteriów, uznaje się, że kryteria środowiskowe to takie, które są bezpośrednio związane ze zakłóceniem środowiska (biotycznymi i abiotycznymi). Podkryteria ekonomiczne zostały wybrane na podstawie wartości, aktywów i finansów. Podkryteria społeczne zostały wyodrębnione, ponieważ dotyczą relacji społecznych między klasami, grupami, podmiotami lub wskaźnikami społecznymi, takimi jak wskaźnik rozwoju społecznego (HDI - (ang. Human Development Index,) lub PKB. Kryteria techniczne reprezentują cechy technologii bez uwzględniania ich wydajności. Kryteria polityczne obejmują kwestie legislacyjne i

stosunki polityczne. Wreszcie, kryteria administracyjne zostały podzielone ze względu na ich charakterystykę zarządzania i podejmowania decyzji w gospodarce odpadami. Na rysunku poniżej (Rys. 2-3) przedstawiono w sposób ilustracyjny najczęstsze kryteria analizowane w rozwiązywaniu procesów decyzyjnych w zarządzaniu gospodarką odpadami.

Rys. 2-3 Najczęściej analizowane kryteria i podkryteria w gospodarce odpadami



Źródło: Opracowanie własne na podstawie Alvarenga (Alvarenga i in., 2023)

Kryteria środowiskowe są najczęściej występującymi w literaturze, z największą liczbą podkryteriów (Rys. 2-3). Niektóre z tych podkryteriów są silnie związane z kryteriami technicznymi, takimi jak zdolność redukcji odpadów lub efektywność odzysku energii badanych alternatyw. Kryteria środowiskowe odnoszą się również do aspektów społecznych, takich jak zdrowie ludzkie, zanieczyszczenie wizualne i hałas. Kryteria ekonomiczne również często są stosowane, wiążą się z różnymi kosztami i przychodami, mogą odnosić się do aspektów społecznych, takich jak tworzenie miejsc pracy. W porównaniu z poprzednimi kryteria społeczne są rzadziej analizowane ze względu na trudności w ich zdefiniowaniu i pomiarze. Kryteria techniczne również często występują w literaturze jak społeczne. Kryteria te są silnie związane z aspektami

środowiskowymi, aspektami ekonomicznymi związanymi ze zdolnością do odzyskiwania produktów o wartości dodanej lub aspektami społecznymi związanymi z generowaniem miejsc pracy (Alvarenga i in., 2023).

Kryteria związane z zarządzaniem gospodarką odpadami różnią się w zależności od celów badań, głównie mających na celu osiągnięcie zrównoważonej gospodarki odpadami. Główne podkryteria to: "emisje do atmosfery", "redukcję odpadów", "zdrowie ludzkie", "zużycie zasobów", "emisje", "koszt początkowy", "koszt operacyjny", "przychody z produktów wtórnych", "akceptacja społeczna", "generowanie zatrudnienia", "zapotrzebowanie na grunty", "odzyskiwanie produktów", "wykwalifikowane zasoby ludzkie", "harmonizacja z ramami prawnymi" i "wsparcie polityczne". Te podkryteria mogą mieścić się w różnych kryteriach - środowiskowych, ekonomicznych, społecznych, technicznych i administracyjnych, w zależności od interpretacji i celów decydenta.

2.7 Wnioski z przeglądu literatury w kierunku integracji metod oceny systemów

Podjęcie decyzji związanych z gospodarką odpadami stało się niezwykle złożone, a wybór opcji rozwiązań charakteryzuje się licznymi i często sprzecznymi kryteriami, co wymaga zastosowania specjalistycznych narzędzi decyzyjnych. W procesie decyzyjnym działania interwencyjne mogą pociągać za sobą nową politykę, projekt, program lub po prostu reformę legislacyjną. Ponadto, cele gospodarowania odpadami rozszerzyły się poza ochronę człowieka i środowiska, obejmując ochronę zasobów, takich jak energia i przestrzeń (Brunner i in., 2004). Aby jednak osiągnąć te cele, planowanie gospodarki odpadami wymaga solidnych danych, dotyczących charakterystyki i przepływów odpadów na danym obszarze. Brak aktualnych i solidnych danych na temat ilości odpadów i ich przepływów jest jedną z najważniejszych barier we właściwym planowaniu działań.

Analiza przepływu materiałów (MFA) jest szeroko stosowana do badania przepływów i zapasów zasobów lub zanieczyszczeń środowiska w określonym systemie, dlatego jest wykorzystywana w analizie ścieżek odpadów w celu zbudowania solidnej bazy danych dla całego systemu gospodarki odpadami oraz w procesie podejmowania decyzji (Stanisavljevic i in., 2014). MFA wykorzystano również do skutecznego usprawnienia zarządzania i przetwarzania jednego rodzaju odpadów (nie tylko całych systemów), które wymagały specjalnego traktowania (Jacob i in., 2014). Można ją stosować w połączeniu z innymi metodami oceny jak analiza cyklu życia (LCA) aby lepiej zrozumieć emisje i określić korzyści środowiskowe netto złożonych systemów antropogenicznych (Allesch i in., 2017). Zdaniem Turnera komplementarne metodologie MFA i LCA mogą być stosowane łącznie w celu dostarczania cennych informacji na temat ekologiczności systemu gospodarowania odpadami. Podejście to może być zastosowane w ocenie istniejących i możliwych do wdrożenia polityk dotyczących odpadów oraz do wspierania lokalnych podmiotów w określaniu optymalnych pod względem środowiskowym strategii zarządzania odpadami. Poza tym potrzebne są narzędzia analityczne, uwzględniające złożoność nowoczesnych systemów

zintegrowanej gospodarki odpadami, stanowiących często sieć współpracujących obiektów zróżnicowanych technologicznie i operacyjnie aby na szczeblu i krajowym i lokalnym wspomagać ocenę efektywności środowiskowej potencjalnych polityk i decyzji, obejmując również dogłębną ocenę wpływu, jaki bieżąca eksploatacja różnych systemów wywiera na środowisko, a to zdaniem Gadaleta wymaga połączenia metod oceny – analizy cyklu życia (LCA) i analizy przepływu materiałów (MFA), co dopiero może stanowić odpowiednie wsparcie techniczne dla procesów decyzyjnych (Gadaleta i in., 2022a; Turner i in., 2016).

MFA przedstawiono także jako istotny element cyklu decyzyjnego w zakresie gospodarowania odpadami, obejmującego cztery etapy: MFA, ocenę i analizę opcji, wielokryterialną analizę decyzji (MCDA) oraz wdrożenie i informacje zwrotne. Za pośrednictwem MFA ocenia się skuteczność systemów gospodarowania odpadami, w celu zwrócenia uwagi na problemy i zidentyfikowania możliwości zapobiegania powstawaniu odpadów, recyklingu i odzyskiwania zasobów. Pozwala to ostatecznie na mniej subiektywną analizę wariantów i wybór alternatyw oraz opracowanie kryteriów oceny na podstawie różnic między wynikami MFA dla status quo, a zbiorem wyników MFA obrazujących działania naprawcze. Proces decyzyjny zatem kończy się włączeniem dodatkowych kryteriów i uwzględnieniem preferencji decydentów, co daje ostateczny ranking alternatyw (Makarichi i in., 2018).

Kluczek wnosi, że do pomiaru ekoefektywności potrzebna jest kompleksowa ocena procesów, w celu określenia, które procesy są odpowiedzialne za największy wpływ na środowisko oraz czy proces został ulepszony po modernizacji. Proponuje zatem podejście hybrydowe poprzez połączenie trzech narzędzi analitycznych – metod takich jak: oceny cyklu życia (LCA), analizy przepływu materiałów (MFA) i rachunku kosztów przepływu materiałów (MFCA), co było niezbędne do uwzględnienia zarówno wyników środowiskowych, jak i ekonomicznych w procesie produkcyjnym, w celu ilościowego określenia ekoefektywności, przy czym wskazuje, że integracja metod wymaga kompetencji eksperckich na wysokim poziomie (Kluczek, 2019).

Decyzje dotyczące systemów gospodarowania odpadami podlegają wielu kryteriom zrównoważonego rozwoju, w tym kryteriom środowiskowym, społecznym i ekonomicznym. Decydenci mogą zatem skorzystać z systematycznego podejścia do oceny różnych opcji gospodarowania odpadami z uwzględnieniem wielu kryteriów z wykorzystaniem wielokryterialnego procesu decyzyjnego (MCDM). Torkayesh w przeglądzie badań stwierdza, że istnieje znaczne zainteresowanie oceną trwałości strategii gospodarowania odpadami przy użyciu zintegrowanego podejścia LCA-MCDM. LCA była szeroko stosowana w celu uwzględnienia kryteriów środowiskowych, ponieważ jednak koncentruje się na kryteriach środowiskowych, sama w sobie nie zapewnia wystarczającej podstawy do holistycznego podejmowania decyzji. W związku z tym potrzebne są zintegrowane podejścia do podejmowania decyzji, aby kompleksowo ocenić systemy gospodarowania odpadami pod wieloma względami, aby znaleźć najbardziej zrównoważone rozwiązanie w rzeczywistych sytuacjach. Jednym z podejść jest integracja LCA z różnymi metodami MCDM, aby zapewnić decydentom bardziej wszechstronne i rozstrzygające wyniki, umożliwiające im podejmowanie racjonalnych

i rzetelnych decyzji. Wyniki przeglądu pokazały, że wśród metod wielokryterialnych wspomagania decyzji, metoda AHP (analiza hierarchiczna problemu decyzyjnego) jest najbardziej powszechnym i najczęściej wykorzystywanym modelem MCDM do rozwiązywania różnych problemów gospodarki odpadami. AHP jest jedną z pierwszych opracowanych metod MCDM używanych do rozwiązywania złożonych i rzeczywistych problemów. Ta metoda zapewnia proste i bezpośrednie ramy ilościowe do skutecznego rozwiązywania problemów związanych z podejmowaniem decyzji poprzez wykorzystanie jej do określenia wag kryteriów, a następnie użyć modelu rankingowego MCDM do oceny alternatywnych sposobów gospodarowania odpadami i uszeregowania scenariuszy (Torkayesh i in., 2022).

Zrównoważony rozwój różnych schematów gospodarowania odpadami winien być oceniany pod względem środowiskowym, ekonomicznym i społeczno-technicznym za pomocą wielokryterialnej analizy decyzyjnej (MCDA), której celem jest wybór najlepszych rozwiązań lub zapewnienie klasyfikacji alternatyw dla konkretnego problemu. W swoich badaniach Gadaleta zintegrowała MCDA z oceną cyklu życia (LCA) aby przedstawić najlepsze rozwiązanie pod względem globalnym, środowiskowym i społeczno-technicznym, a przy tym metodologicznie solidne i łatwe do zastosowania przez decydentów władz lokalnych (Gadaleta i in., 2022b). Torkayesh również wskazuje na rosnące zainteresowanie włączeniem kryteriów społecznych i ekonomicznych w celu kompleksowego skupienia się na zrównoważeniu systemów gospodarowania odpadami. Niemniej jednak dodanie tych kryteriów do oceny spowodowałoby również większą złożoność dotyczącą dostępności danych i niepewności. Dane ekonomiczne są raczej informacjami handlowymi, które są powszechnie uznawane za tajemnicę przedsiębiorstwa i mają charakter dynamiczny (zmiana kosztów w czasie). Ocena wpływów społecznych wymaga zdefiniowania odpowiednich kryteriów i zebrania danych, poza tym nie ma przejrzystej i powszechnie akceptowanej standardowej metodyki przeprowadzania oceny ekonomiczno-społecznej (Torkayesh i in., 2022). Zatem Aspekt ekonomiczny ma ogromne znaczenie, ponieważ stanowi zasadniczą część procesu decyzyjnego, ale jest również ważny ze względu na możliwy wpływ (pozytywny lub negatywny) systemów zarządzania gospodarką odpadami na społeczeństwo i środowisko, co powinno zostać odzwierciedlone w kosztach i uwzględnione przez decydentów (Medina-Mijangos i in., 2021a).

Wdrożenie systemu zarządzania gospodarką odpadami może generować różne skutki lub konsekwencje, które mogą znaleźć odzwierciedlenie w przychodach lub kosztach, w zależności od tego, czy zaangażowanych stron dotyczy to pozytywnie czy negatywnie. Zwykle rozróżnia się wpływy wewnętrzne i zewnętrzne. Oddziaływania wewnętrzne to te, które są bezpośrednio związane z procesem przetwarzania odpadów i ich późniejszym ponownym wykorzystaniem. Koszty i przychody te ponosi inwestor projektu lub deweloper (Medina-Mijangos i in., 2020). Efekty (wpływy) zewnętrzne to te oddziaływania lub konsekwencje wynikające bezpośrednio lub pośrednio z funkcjonowania systemu gospodarowania odpadami komunalnymi, ale których skutki z reguły ponosi strona niebędąca ani właścicielem, ani operatorem (Medina-Mijangos i in. 2021a). Efekty zewnętrzne wynikają z różnych działań w cyklu życia produktu:

produkcji, transportu, użytkowania i utylizacji. Te efekty zewnętrzne powodują liczne zakłócenia o charakterze globalnym, regionalnym i lokalnym, takie jak emisja gazów cieplarnianych i zanieczyszczenie powietrza, gleby i wody; wytwarzanie hałasu, zapachu i zakłóceń wizualnych. Mogą one powodować między innymi zmianę klimatu, skutki dla zdrowia, szkody w uprawach i budynkach oraz niedogodności. Wszystkie strategie gospodarowania odpadami skutkują efektami zewnętrznymi, które powstają na etapach gromadzenia, transportu i unieszkodliwiania. Na te efekty zewnętrzne wpływa skład odpadów, procesy przetwarzania (składowanie, spalanie itp.) i charakterystyka danego obiektu (np. położenie geograficzne, wiek miejsca) (Eshet i in., 2006). Ogólnie rzecz biorąc, analiza ekonomiczno-finansowa systemów gospodarowania odpadami koncentruje się wyłącznie na badaniu wewnętrznych (prywatnych) wpływów, kosztów i przychodów związanych z OPEX (koszty operacyjne i utrzymanie) czy CAPEX (koszty kapitałowe). Aleluja także podnosi, że oprócz wewnętrznego wymiaru kosztów systemu przetwarzania odpadów należy również spojrzeć szerzej, tj. na skutki dla gospodarki, społeczeństwa i środowiska – wynikające z przyjęcia określonego podejścia przetwarzania odpadów, a w idealnym przypadku należy je zmierzyć i wyrazić w kategoriach pieniężnych (Aleluia i in., 2017). Chociaż wpływy zewnętrzne są trudniejsze do obliczenia, są one jednak ważne, ponieważ ich wkład może spowodować cenzurę projektu lub jego opłacalność ekonomiczną, stąd należy je uwzględnić w analizie ekonomicznej (Martinez-Sanchez i in. 2015).

Badania literatury wykazały, że niezbędnym jest dalszy rozwój metod lub modeli pozwalających na kompleksową ocenę systemów gospodarowania odpadami komunalnymi, których celem jest przesunięcie w „górze” hierarchii gospodarowania odpadami, tj. unikanie, ograniczanie, ponowne wykorzystanie, recykling i odzysk odpadów, a inne przetwarzanie oraz składowanie na składowiskach jedynie ostatecznością. Koncepcja zaproponowanego w niniejszej pracy narzędzia zakłada rozwinięcie i integrację metod oceny systemów gospodarowania odpadami komunalnymi proponowanych dotychczas w literaturze przedmiotu i należy je rozumieć jako algorytm postępowania umożliwiający wybór wariantu prowadzenia procesu odzysku i recyklingu odpadów komunalnych w celu kreowania gminnego systemu zarządzania odpadami spełniającego zadania legislacyjne, środowiskowe i społeczne (Generowicz i in., 2015, 2020; Iwanejko i in. 2016., Kosińska i in. 2012, 2013).

3. Cel i teza, zakres oraz metodyka pracy

3.1 Cel i teza rozprawy

Planowanie kierunku rozwoju systemów gospodarowania odpadami komunalnymi poprzez podejmowanie nowych decyzji inwestycyjnych, czy opracowanie innowacyjnych technologii i metod przetwarzania odpadów, polega na identyfikacji zarówno potencjalnych korzyści, jak i zagrożeń środowiskowych i regulacyjnych związanych z działalnością. Proponuje się zatem podejście holistyczne, które uwzględnia wpływ na środowisko i ekonomikę oraz umożliwia zrównoważony rozwój na każdym etapie działalności. W efekcie zapewnia to komplementarny łańcuch decyzyjny uwzględniający optymalizację procesów, zmniejszenie kosztów i ryzyka, a także budowanie przewagi konkurencyjnej opartej o innowacje i lepsze zarządzanie zasobami. Problematyka ukierunkowanego na obieg zamknięty zagospodarowania frakcji odpadów wielkogabarytowych stanowi niezwykle istotne zagadnienie gospodarcze, które obecnie jest przedmiotem badań, w tym niniejszej rozprawy doktorskiej.

Głównym celem rozprawy doktorskiej jest opracowanie algorytmu wyboru wariantów odzysku i/lub recyklingu gospodarowania wybranymi frakcjami odpadów komunalnych w kierunku określenia strategii procesów ich przetwarzania. Algorytm oparto o stosowane metody oceny jak analizę przepływu materiałów, cyklu życia, ekonomiki i analizę wielokryterialną, dokonując wyboru procesu odzysku na przykładzie przetwarzania odpadów drewnianych i drewnopodobnych pochodzących z odpadów wielkogabarytowych.

Cel główny obejmuje realizację zadań badawczych, ujętych jako cele szczegółowe, tj.:

1. analizę i ocenę strumienia odpadów komunalnych w kierunku wyodrębnienia odpadów najbardziej problematycznych, a jednocześnie mających istotne znaczenie dla recyklingu;
2. opracowanie możliwości odzysku i recyklingu wybranego strumienia odpadów (tj. odpadów wielkogabarytowych) – opracowanie wariantów odzysku i recyklingu;
3. opracowanie metod oceny wariantów prowadzących do:
 - zdefiniowania potencjału recyklingu strumienia odpadów wielkogabarytowych w oparciu o analizę składu morfologicznego oraz procesy jednostkowe przetwarzania odpadów;
 - zdefiniowania wpływu gospodarowania strumieniem odpadów wielkogabarytowych na zdrowie ludzi i jakość środowiska i zużycie zasobów naturalnych;
 - zdefiniowania skutków ekonomicznych (głównie obciążeń mieszkańców) związanych z procesami odzysku i recyklingu wybranego strumienia odpadów komunalnych;

- integracji metod oceny w kierunku rozwiązania wielokryterialnego problemu decyzyjnego i wyboru wariantu najkorzystniejszego w kreowaniu gminnej polityki środowiskowej;
- 4. opracowanie procedury wytworzenia nowego materiału wraz z jego wstępną charakterystyką, co zostało wskazane w algorytmie postępowania jako najkorzystniejszy wariant przetwarzania wybranego strumienia odpadów, tj. odpadów wielkogabarytowych w ocenianym studium przypadku.

Teza rozprawy:

W ramach prowadzenia gminnej polityki środowiskowej, możliwe jest wprowadzenie procesu decyzyjnego (algorytmu oceny i wyboru wariantów gospodarowania odpadami), który poza optymalizacją (usprawnieniem) procesów odzysku i recyklingu odpadów wpłynie na:

- ograniczenie emisji z technologii odzysku i recyklingu w taki sposób, aby zredukować jej negatywne oddziaływanie na poziomie gminy,
- uwzględnienie kosztów odzysku i recyklingu tak, aby uniknąć kosztów i opłat z tytułu nieosiągnięcia przez gminę wymaganych celów środowiskowych.

3.2 Zakres rozprawy

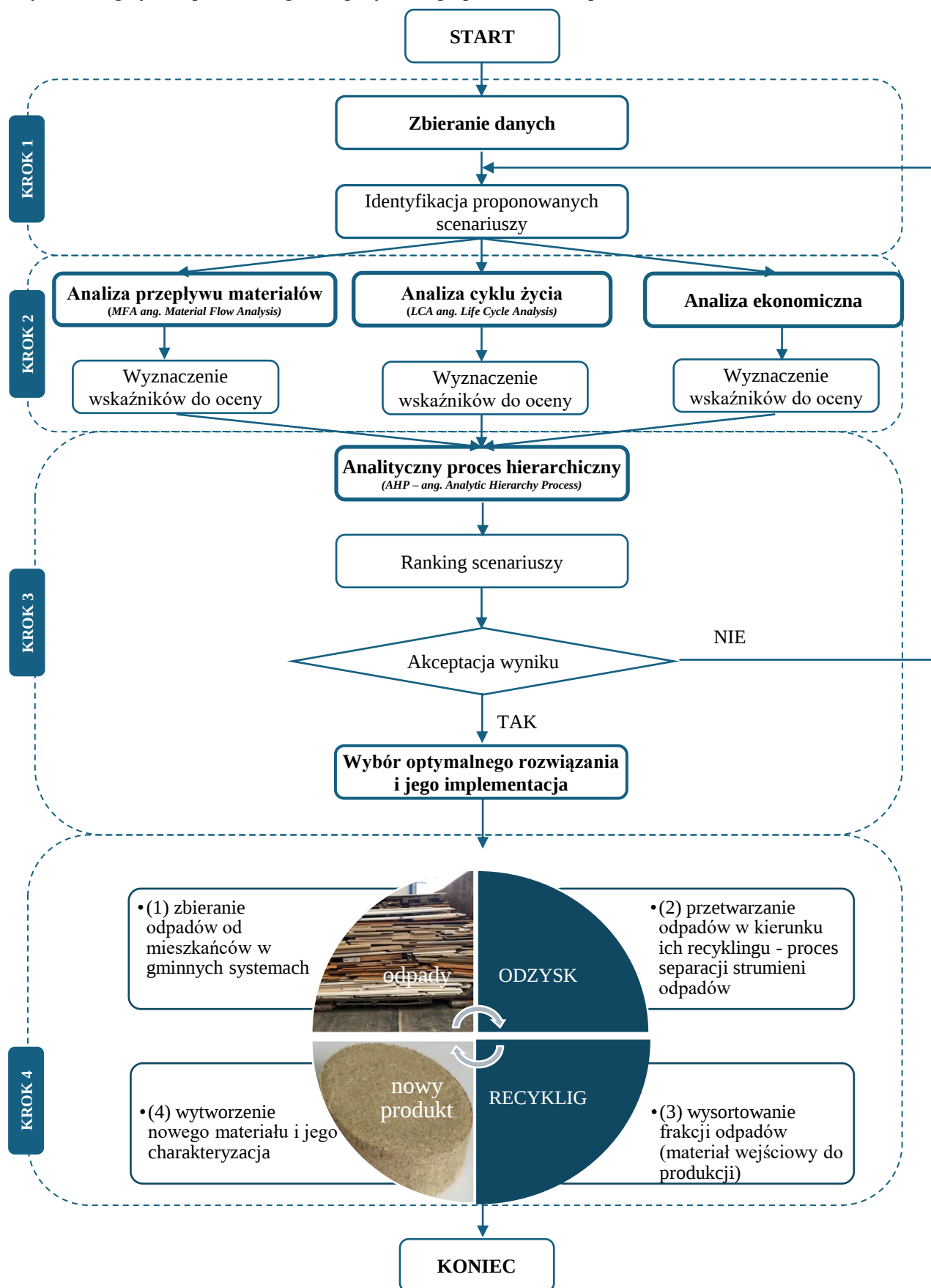
Zakres rozprawy doktorskiej:

1. Przegląd literatury i przepisów prawa europejskiego oraz krajowego przedstawiający tło i genezę pracy. Analiza określająca przyczyny podjęcia tematyki i zakresu problematyki badawczej.
2. Analiza aktualnego stanu gospodarki odpadami w szczególności odpadami wielkogabarytowymi oraz technik/procesów ich przetwarzania realizowanych w ramach gminnego systemu gospodarowania odpadami komunalnymi przez podmiot zarządzający – Miejskie Przedsiębiorstwo Oczyszczania Sp. z o.o. z siedzibą w Krakowie.
3. Opracowanie narzędzia integrującego metody oceny systemów gospodarowania odpadami komunalnymi w celu wyboru optymalnego rozwiązania w ramach gminnej polityki zarządzania odpadami.
4. Prezentacja wyników badań z wykorzystaniem narzędzia do oceny dwóch wariantów przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w kierunku odzysku lub recyklingu frakcji odpadów z drewna.
5. Opracowanie składu nowego materiału wraz z oceną wykonalności jego wytworzenia oraz wstępną charakteryzacją, obejmującą badania laboratoryjne.
6. Sformułowanie wniosków i rekomendacji do wdrożenia w przedsiębiorstwie (partnera programu „doktorat wdrożeniowy”), w tym możliwość wytworzenia nowego materiału z odpadów.

3.3 Metodyka pracy

W celu udowodnienia tezy rozprawy doktorskiej opracowano narzędzie do oceny wybranego strumienia odpadów komunalnych (odpadów wielkogabarytowych) z wytworzeniem nowych materiałów z odpadów drewna i drewnopochodnych (Rys. 3-1).

Rys. 3-1 Algorytm usprawnienia gminnego systemu gospodarowania odpadami



Źródło: Opracowanie własne

Analizowane w niniejszej rozprawie zagadnienie związane ze sposobem przetwarzania odpadów wielkogabarytowych zdefiniowano jako problem decyzyjny dotyczący wyboru optymalnego rozwiązania w zakresie procesów odzysku, recyklingu i unieszkodliwiania odpadów wielkogabarytowych. Na rysunku (Rys. 3-1) przedstawiono w formie graficznej ogólny algorytm doskonalenia technologii odzysku i recyklingu odpadów. Procedura postępowania składa się z 4 kroków głównych.

Krok 1: Zbieranie Danych polega na gromadzeniu danych wejściowych do poszczególnych analiz, dotyczących strumieni odpadów wielkogabarytowych, z uwzględnieniem ich składu morfologicznego odpadów, w szczególności udziału frakcji o potencjale do odzysku i recyklingu. Informacje te powinny obejmować ilość i rodzaj frakcji odpadów, dane o procesach przetwarzania, koszty związane z przetwarzaniem oraz składowaniem odpadów, zużycie energii i zasobów naturalnych. Celem jest uzyskanie pełnego obrazu procesu gospodarowania tymi odpadami. Na tym etapie następuje również identyfikacja możliwych rozwiązań scenariuszowych gospodarowania odpadami.

Krok 2 polega na otrzymaniu wskaźników charakteryzujących analizowane scenariusze i został podzielony na 3 etapy. Krok zakłada wykonanie specjalistycznych badań, odrębnie dla każdego scenariusza z wykorzystaniem naukowych metod oceny, takich jak: Analiza Przepływu Materiałów (MFA), Analiza Cyklu Życia (LCA), Analiza Ekonomiczna. Efektem tych badań są wskaźniki różnicujące w sposób klarowny proponowane rozwiązania, jednak na ich podstawie nie można w sposób jednoznaczny wskazać najlepszego rozwiązania.

(Etap 2a) Analiza Przepływu Materiałów (MFA), wymaga danych wejściowych w postaci ilości odpadów, rodzaju odpadów oraz szczegółowych informacji o prowadzonych procesach przetwarzania odpadów (procesach odzysku, recyklingu i unieszkodliwiania. W tym obszarze przeprowadzamy modelowanie przepływów materiałowych, aby zrozumieć, jak strumień odpadów (np. drewno) przepływają przez system zagospodarowania. Modele te mogą uwzględniać różne ścieżki przetwarzania, takie jak: mechaniczne przetwarzanie, sortowanie i odzyskiwanie poszczególnych frakcji, termiczne przekształcenie na energię. Na tym etapie identyfikujemy efektywność odzysku materiałów, np. jaka część odpadów drewna może zostać efektywnie przetworzona na użyteczne materiały, a jaka będzie utracona jako odpady resztkowe do termicznego wykorzystania. Wynikiem analizy są wskaźniki wydajności przetwarzania, w tym recyklingu, odzysku które określają na przykład ilości materiałów wtórnych gotowych do ponownego wykorzystania lub przetworzenia. Wyniki te będą stanowić dane wejściowe do kolejnych analiz, w szczególności jako kryteria systemowe (techniczne) dla analizy AHP.

(Etap 2b) Analiza Cyklu Życia (LCA) pozwala ocenić działania w zakresie sposobów przetwarzania odpadów wielkogabarytowych pod względem ich wpływu na środowisko i zidentyfikować te etapy procesów, które mają największy wpływ na środowisko, uwzględniając różne kategorie (np. globalne ocieplenie, zakwaszenie, eutrofizację). W wyniku oceny każdego scenariusza pod kątem jego wpływu na

środowisko otrzymywane są wskaźniki oddziaływania środowiskowego, które pomagają zidentyfikować, które z analizowanych scenariuszy są najbardziej zrównoważone pod względem ekologicznym. Wyniki oceny środowiskowej posłużą jako jedno z kryteriów w analizie wielokryterialnej (AHP).

(Etap 2c) Analiza Ekonomiczna obejmuje analizę kosztów (inwestycyjnych i operacyjnych) i przychodów związanych z przetwarzaniem odpadów rozumianych jako wpływy (koszty i przychody) wewnętrzne, w tym brane są pod uwagę koszty transportu, przetwarzania, składowania oraz przychody ze sprzedaży odzyskanych materiałów. W ramach badań uwzględniane są także wpływy zewnętrzne, takie jak koszty związane z wpływem na środowisko (np. koszty redukcji emisji CO₂), czy dodatkowe przychody, które mogą zostać uzyskane z produkcji nowych materiałów ekologicznych. Wskaźniki opłacalności będące wynikiem tej analizy wskazują, które scenariusze przetwarzania odpadów są najbardziej ekonomicznie uzasadnione oraz jakie są potencjalne zyski lub straty. Wyniki analizy ekonomicznej będą kolejnym kryterium w analizie wielokryterialnej (AHP).

W Kroku 3 następuje integracja wyników oceny wykonanych w etapach 2a-2c poprzez przeprowadzenie analizy wielokryterialnej problemu decyzyjnego za pomocą metody AHP (*ang. Analytic Hierarchy Process*). Następuje przedstawienie problemu decyzyjnego w strukturze hierarchicznej. Wyznaczone zostają wagi wszystkich grup kryteriów - głównych (technicznych, środowiskowych, ekonomicznych i społecznych) i szczegółowych. Zdefiniowany zostaje ranking kryteriów oceniających poprzez porównanie ich parami, a następnie względem tych kryteriów oceniany jest analizowany wariant. Wynikiem tej analizy jest ranking scenariuszy względem wybranego zbioru kryteriów oceniających, który wskazuje optymalny scenariusz przetwarzania odpadów. Akceptacja wyniku, wybór optymalnego scenariusza i jego wdrożenie należy do decydenta, a umieszczenie scenariusza najwyżej w rankingu nie gwarantuje jego realizacji, przy czym scenariusz o najwyższej ocenie w analizie wielokryterialnej najlepiej spełnia zrównoważone cele. Brak akceptacji wyniku prowadzi ponownie do analizy zbioru danych i proponowania alternatywnych opcji.

Krok 4 jest etapem implementacji wybranego scenariusza, co wymaga przygotowania określonego planu działania, który obejmuje cały cykl postępowania z odpadami, w tym ich zbiórkę, przetwarzanie w kierunku recyklingu i opcjonalne wytworzenie nowego materiału z odpadów. Na tym etapie niezbędne jest regularne monitorowanie procesów, aby upewnić się, że przebiegają one zgodnie z planem, a na podstawie zebranych danych dokonywanie korekt w celu optymalizacji wydajności mając na uwadze minimalizację negatywnych skutków.

Analizowane studium przypadku - przetwarzanie odpadów wielkogabarytowych w kierunku recyklingu wymaga zastosowania procesów do ich separacji. W wyniku tych działań wysortowana jest frakcja odpadów będąca materiałem wejściowym (frakcja odpadów drewna) do wytworzenia nowego materiału. Proces recyklingu odpadów drewna oraz produkcji nowych materiałów, prowadzi do bardziej efektywnego

zarządzania odpadami, a nowe materiały lub produkty, mogą być ponownie wprowadzone do obiegu gospodarczego zgodnie z filozofią *circular economy*.

Oryginalnym wkładem naukowym autorki niniejszej dysertacji jest sformułowanie problemu decyzyjnego dotyczącego sposobu zagospodarowania odpadów wielkogabarytowych w gminnym systemie zarządzania odpadami komunalnymi i zaproponowanie algorytmu oceny procesów przetwarzania. Zaproponowana metodyka pozwala na uwzględnienie interesów wielu podmiotów zainteresowanych oraz istotnych aspektów o charakterze technicznym, ekonomicznym, środowiskowym i społecznym. Unikalną cechą algorytmu wyboru wariantów odzysku i/lub recyklingu odpadów jest zintegrowanie elementów analizy przepływu materiałów, oddziaływania na środowisko, ekonomiki oraz hierarchicznego procesu decyzyjnego w wieloetapową strukturę oceny, pozwalając w efekcie na kompleksowe kreowanie gminnej polityki środowiskowej. Weryfikację opracowanej metodyki przedstawiono w rozdziałach 4 – 8.

4. MFA jako metoda oceny efektywności przetwarzania odpadów wielkogabarytowych

4.1 System gospodarowania strumieniem odpadów wielkogabarytowych

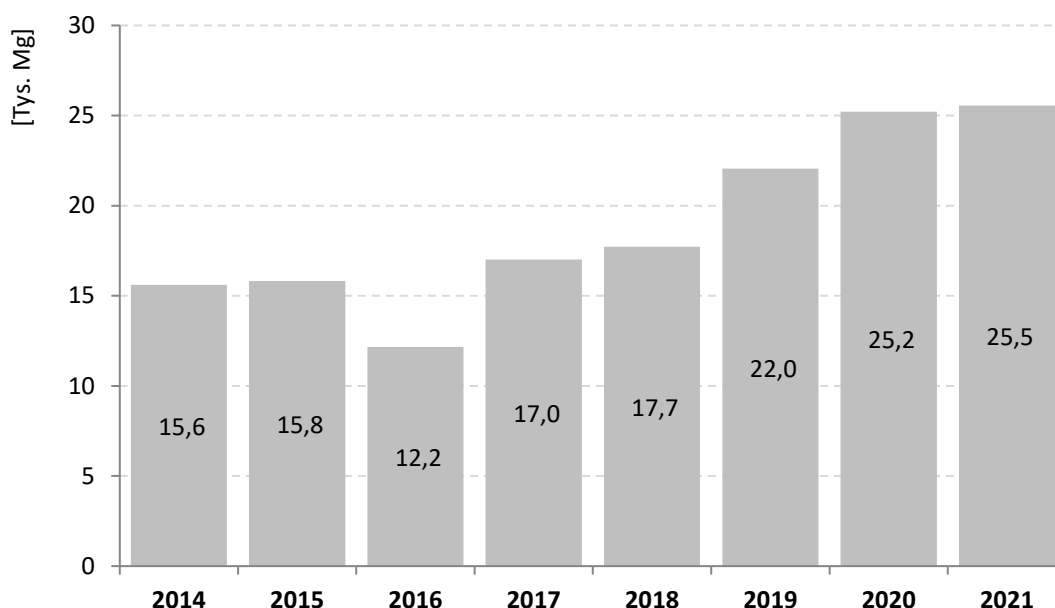
4.1.1 Zbieranie odpadów wielkogabarytowych

W Gminie Miejskiej Kraków od 2013 roku prowadzone jest odrębne zbieranie odpadów wielkogabarytowych (ok. 25 tys. ton rocznie). Odpady wielkogabarytowe odbierane są ze wszystkich rodzajów nieruchomości wg ustalonych harmonogramów odbioru, które wskazują, kiedy odpady wielkogabarytowe powinny być wystawione w miejscach zbiórki. Uzupełnieniem tego systemu zbierania są stacjonarne punkty selektywnego zbierania odpadów komunalnych (PSZOK-i) funkcjonujące pod nazwą „LAMUSOWNIA” oraz „PSZOK Barycz”, do których mieszkańcy Krakowa mogą również dostarczyć odpady wielkogabarytowe. Zbieranie odpadów wielkogabarytowych wpisuje w rozbudowany system selektywnego zbierania odpadów komunalnych, oparty głównie o zbiórkę w trybie „door to door” pięciu frakcji odpadów „u źródła”, uzupełnionego pojemnikami typu „dzwony” w około 400-tu lokalizacjach Miasta Krakowa (do gromadzenia papieru i tektury, tworzyw sztucznych, odpadów ze szkła białego i kolorowego).

Odpady wielkogabarytowe, to odpady komunalne pochodzące z gospodarstw domowych bądź od innych wytwórców odpadów z wyłączeniem niebezpiecznych, które ze względu na duże rozmiary lub wagę nie mieszczą się w standardowych pojemnikach, workach i kontenerach na odpady. Do tej grupy odpadów zaliczamy m.in.: stoły, krzesła, sofy, szafy, tapczany, łóżka, fotele, dywany, materace, wykładziny, pierzyny, rowery, wózki dziecięce, zabawki dużych rozmiarów, itp. Odpady te wymagają specjalnej zbiórki i zagospodarowania ze względu na swój kształt, objętość i/lub wagę, z wyłączeniem np. zużytego sprzętu elektrycznego i elektronicznego (ZSEE) oraz odpadów remontowo – budowlanych.

Zakres odpadów wielkogabarytowych obejmuje:

- odpady z gospodarstw domowych,
- odpady spoza gospodarstw domowych pochodzące z handlu, usług, rzemiosła, szkół, przemysłu z wyłączeniem odpadów niebezpiecznych,
- sprzątanie nielegalnych wysypisk.



Rys. 4-1 Wykres przedstawiający zbieranie odpadów wielkogabarytowych w latach 2014-2021

Źródło: Opracowanie własne

W związku z rosnącą ilością odpadów wielkogabarytowych od 2014 roku podejmowane są różne działania istotne z punktu widzenia Gospodarki o Obiegu Zamkniętym i ograniczenia ilości odpadów komunalnych. W zakresie strumienia odpadów wielkogabarytowych od lipca 2020 roku funkcjonuje poza standardowymi sposobami zbierania Krakowska EKO-PAKA, jest to duży, odpowiednio oznakowany kontener, wyposażony w drzwi umożliwiające wygodny dostęp do jego wnętrza. Stanowi on ruchomy punkt selektywnej zbiórki odpadów wielkogabarytowych. EKO-PAKA jest ustawiana na okres jednej doby w miejscu i terminie ustalonym z zarządcą nieruchomości. Przez ten czas mieszkańcy mają możliwość umieszczania w niej odpadów wielkogabarytowych. Po 24 godzinach EKO-PAKA zostaje wywieziona przez specjalistyczny pojazd. W EKO-PACE można umieszczać takie odpady jak: meble, meble ogrodowe, deski do prasowania, suszarki na pranie, drzwi, dywany, wykładziny. Ponadto w czerwcu 2021 roku zorganizowano Krakowską Meblarnię (Rys. 4-2) funkcjonującą na terenie PSZOK „LAMUSOWNIA” przy ul. Nowohuckiej 1 w Krakowie. Odpady wielkogabarytowe (stare, nieużywane, niekiedy uszkodzone meble) po weryfikacji i renowacji ponownie trafiają do „obiegu”, tym samym wydłużając cykl życia poszczególnych produktów. Takie działania poprawiają wskaźniki ponownego użycia i recyklingu odpadów oraz są zgodne z hierarchią postępowania z odpadami, czyli w pierwszej kolejności umożliwiają zapobieganie powstawaniu odpadów (Chmielewska i in., 2022). Drewno odzyskane w PSZOK z odpadów wielkogabarytowych wykorzystywane jest również do budowania karmników i budek lęgowych dla ptaków (jerzyki, sikorki i szpaki) (Rys. 4-2). W ramach współpracy z Asocjacją Promotorów Radosnego Ptaka, budki i karmniki przekazywane są nieodpłatnie mieszkańcom Krakowa. W latach 2013-2022 pracownicy MPO stworzyli i rozdali ponad 20 tysięcy

budek i karmników dla ptaków. Zaoszczędzone w ten sposób drewno zapobiegło wycięciu ponad 2,5 tysiąca drzew (Kultys i in., 2023).



Rys. 4-2 Budki lęgowe dla ptaków z drewna odpadowego
 Źródło: Zdjęcia własne

W tabeli Tab. 4-1 przedstawiono system zbierania odpadów wielkogabarytowych oparty na systemie zbiórki krawężnikowej wg ustalonego harmonogramu oraz zorganizowanej w punktach selektywnego zbierania.

Tab. 4-1 System zbierania odpadów wielkogabarytowych

PUNKT SELEKTYWNEGO ZBIERANIA ODPADÓW	
Liczba punktów	2
Dostępność	TAK
Kontrola dostępu	TAK, weryfikacja przyjęć

Pracownik zapewniający wsparcie	TAK
Ograniczenia	NIE
Odbiór odpadów innych niż domowe	TAK
Zbierane rodzaje odpadów	Średnia liczba rodzajów odpadów – 20 Drewno niebezpieczne (4,84%), Tworzywa sztuczne (1,14%) Niebezpieczne drewno (2,28%), Metal (1,20%), WEEE (2,6%), Odpady zielone (11%), Meble (7,74%), Odpady remontowo – budowlane (56,73%), Tekstylia i ubrania (0,88%), Baterie (0,18%)
ZBIÓRKA KRAWĘŻNIKOWA	
Sposób zbierania	Zbieranie wg ustalonych harmonogramów odbioru
% mieszkańców objętych zbiórką	100%
Częstotliwość	1-4 razy w miesiącu
Prowadzony przez	Miejskie Przedsiębiorstwo Oczyszczania Spółka z o.o. w Krakowie
Rodzaje pojazdów	Samochód ciężarowy z urządzeniem HDS, samochody dostawcze < 3,5 t i samochód ciężarowy > 16 t
Akceptowane frakcje odpadów	Meble, Twarde tworzywa sztuczne, Drewno, Materace, Inne tworzywa sztuczne, Metale

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych przedsiębiorstwa

Niewłaściwe gospodarowanie odpadami wielkogabarytowymi może stanowić duży problem środowiskowy i logistyczny. Odpady te są nietypowe, ponieważ w dużej mierze składają się z różnorodnych materiałów, które mają różny skład, a co za tym idzie każdy z nich może mieć inny wpływ na środowisko i powinien być inaczej traktowany. Biorąc powyższe pod uwagę, głównymi i preferowanymi opcjami zagospodarowania odpadów wielkogabarytowych są recykling i odzysk energii (Samson-Bręk i in. 2019).

Odpady wielkogabarytowe zebrane na terenie Krakowa oraz w PSZOK-ach są transportowane do Zakładu demontażu odpadów wielkogabarytowych (ZDOW) w Krakowie, gdzie ręcznie i mechanicznie są separowane materiały nadające się do recyklingu - drewno, metal, szkło i plastik. Metal i szkło są przekazywane do recyklerów, pozostała część odpadów wielkogabarytowych jest przetwarzana poprzez rozdrobnienie i formowanie paliwa alternatywnego w celu przekształcenia z odzyskiem energii. Tylko minimalne ilości trafiają na składowiska.

4.1.2 Określenie potencjału recyklingowego odpadów wielkogabarytowych - skład morfologiczny odpadów

Odpady wielkogabarytowe są odpadami o zróżnicowanym składzie morfologicznym. W Austrii w ramach kompleksowych badań nad przepływem strumienia odpadów komunalnych przez Uniwersytet Techniczny w Wiedniu podano również skład morfologiczny odpadów wielkogabarytowych (Allesch in., 2017), który przedstawiono w tabeli poniżej Tab. 4-2).

Tab. 4-2 Skład morfologiczny odpadów wielkogabarytowych w Austrii

Nazwa frakcji	Skład morfologiczny [%]
Odpady niebezpieczne z gospodarstw domowych	0,02%
Odpady opakowaniowe	3,50%
Odpady drewniane	32,70%
Metale	0,60%
Odpady plastikowe	5,00%
Zużyty sprzęt elektryczny i elektroniczny (WEEE)	0,30%
Meble	38,80%
Odpady budowlane	4,30%
Sprzęt sportowy i rekreacyjny	0,40%
Materiały obojętne	3,40%
Odpady reszkowe	1,20%
Okna z szybą	6,60%
Inne odpady	3,20%
Razem	100,00%

Źródło: *Supplementary Data Material Flow Analysis As A Tool To Improve Waste Management Systems: The Case Of Austria (Allesch i in., 2017)*

W Wielkiej Brytanii, organizacja non-profit WRAP (Waste & Resources Action Programme), współpracującą z rządami, przedsiębiorstwami i obywatelami w celu stworzenia świata, w którym korzystanie z zasobów jest realizowane w sposób zrównoważony podjęła badania mające na celu określenie składu i potencjału ponownego wykorzystania odpadów wielkogabarytowych trafiających do centrów recyklingu odpadów domowych i zbieranych za pośrednictwem usług w zakresie odpadów wielkogabarytowych. Dane zebrane w ramach tego projektu oraz ich jakość zostały wykorzystane do zidentyfikowania barier i możliwości ponownego wykorzystania odpadów wielkogabarytowych w Wielkiej Brytanii w celu zasilenia i aktualizacji modelu korzyści z ponownego wykorzystania, w tym do tworzenia przepływów masowych zarówno na poziomie materiału, jak i produktu. W ramach prowadzonych badań wykonano również analizę produktów przedmiotów wchodzących w skład odpadów wielkogabarytowych. Tabela (Tab. 4-3) przedstawia skład morfologiczny odpadów wielkogabarytowych w Wielkiej Brytanii, natomiast w tabeli (Tab. 4-4) przedstawiono procentowy udział przedmiotów (WRAP, 2012a).

Tab. 4-3 Skład morfologiczny odpadów wielkogabarytowych w Wielkiej Brytanii

Wyszczególnienie	Udział procentowy [%]
Meble	41,90%
Tekstylia	19,40%
Zużyty sprzęt elektryczny i elektroniczny (WEEE)	19,40%
Wyposażenie i osprzęt	9,00%
Meble i sprzęt ogrodowy/zewnętrzny	4,60%
Zmieszane odpady wielkogabarytowe	4,30%

Inne nie gabaryty	1,50%
Razem	100,10%

Źródło: Opracowano na podstawie: WRAP, 2012a

Tab. 4-4 Rodzaj przedmiotów w odpadach wielkogabarytowych w Wielkiej Brytanii

Nazwa przedmiotu	Udział procentowy [%]
Materace	15,1%
Sofy	12,6%
Szafy	9,4%
Dywany	9,4%
Telewizory	9,3%
Łóżka	6,9%
Fotele	4,9%
Krzesła	4,1%
Komody z szufladami	3,9%
Drzwi	3,4%
Szafki kuchenne	2,7%
Lodówki z zamrażarką	2,6%
Różne przedmioty	2,6%
Pralki	2,5%
Meble ogrodowe	2,2%
Stoły	2,1%
Podkłady	1,8%
Mikrofalówki	1,7%
Duże różne	1,5%
Toalety	1,4%
Razem	100,0%

Źródło: Opracowano na podstawie: WRAP, 2012a

W ramach unijnego projektu URBANREC poświęconemu analizie m.in. potencjału odpadów wielkogabarytowych oraz opracowaniu technologii w kierunku recyklingu tych odpadów przedstawiono w przypadku niektórych państw badania składu morfologicznego odpadów wielkogabarytowych. Wyniki zestawione w tabelach poniżej dowodzą, iż szczegółowość badań była zróżnicowana, nie wszystkie państwa czy regiony, w tym Polska dysponują badaniami składu morfologicznego odpadów wielkogabarytowych. Szczegółowe badania zostały przedstawione w przypadku Regionu Flandrii w Belgii (Tab. 4-5) w zależności od sposobu zbierania odpadów oraz w Hiszpani i Turcji (Tab. 4-6) (UrbanREC, 2020).

Tab. 4-5 Rodzaj frakcji w odpadach wielkogabarytowych w Belgii (Region Flandrii)

BELGIA Region Flandrii	Systemy zbierania w 2011 roku	
	Zbieranie w centrach recyklingowych	Zbieranie w systemie „door-to-door”
Materiał palny	52,49%	49,83%
Materiał obojętny	17,86%	1,67%

Drewno	12,33%	28,21%
Materace	7,42%	7,74%
Dywany	3,64%	3,78%
Tworzywa sztuczne (HDPE)	3,38%	4,29%
Tworzywa sztuczne (PVC)	1,44%	0,21%
Metale żelazna	0,89%	3,31%
Styropian	0,32%	0,00%
Szkło	0,09%	0,03%
Małe odpady niebezpieczne	0,06%	0,73%
Metale nieżelazne	0,05%	0,13%
Inne	0,03%	0,02%
Organiczne	0,00%	0,06%
	100,00%	100,00%

Źródło: Opracowano na podstawie: D1.1 Definition of the starting situation in URBANREC regions (UrbanREC, 2020)

Tab. 4-6 Rodzaj frakcji w odpadach wielkogabarytowych w Hiszpanii i Turcji

HISZPANIA Region Walencji	Bd.	TURCJA Prowincja Izmir	2016
	Zbieranie w punktach zbiórki		Bd.
Papier i tektura	4,07%	Papier i tektura	40,00%
Drewno	6,16%	Drewno	2,00%
Zużyty sprzęt elektryczny i elektroniczny (WEEE)	7,00%	Tworzywa sztuczne twarde	15,00%
Meble (zmieszane odpady wielkogabarytowe)	22,00%	Tworzywa sztuczne inne	15,00%
Metale	2,00%	Tekstylia	1,00%
Odpady organiczne	7,00%	Metale	10,00%
Odpady remontowo – budowlane (C&D)	49,00%		
Tekstylia	0,50%		
Opakowania	2,26%		
Razem	100,00%		83,00%

Źródło: Opracowano na podstawie: D1.1 Definition of the starting situation in URBANREC regions (UrbanREC, 2020)

Rosnąca ilość odpadów wielkogabarytowych w Massachusetts (USA) dostarczanych do wybranych zakładów przetwarzania na terenie stanu wygenerowała potrzebę lepszego zrozumienia tego strumienia odpadów (Massachusetts Department of Environmental Protection's (MassDEP). Badania przeprowadzone były w 2021 roku w celu scharakteryzowania odpadów wielkogabarytowych według kategorii materiałów i określenia, jaki procent tych odpadów stanowią materiały nadające się do odzysku i recyklingu. W tabeli Tab. 4-7 przedstawiono skład odpadów wielkogabarytowych według grup materiałów zbieranych w Massachusetts (USA), a w tabeli Tab. 4-8 zaprezentowano szczegółowy skład materiałowy odpadów wielkogabarytowych z uwzględnieniem przydatności tych frakcji do recyklingu (MassDEP, 2022).

Tab. 4-7 Rodzaj frakcji w odpadach wielkogabarytowych w Massachusetts (USA)

Frakcje odpadów	Udział procentowy [%]
Papier	3,10%
Tworzywa sztuczne	3,30%
Metale	8,20%
Szkło	1,30%
Odpady organiczne	3,60%
Drewno	18,60%
Remontowo - budowlane	10,00%
Meble	34,10%
Inne gabaryty	5,40%
Odpady resztkowe (zmieszane)	12,40%
Razem	100,00%

Źródło: Opracowano na podstawie wyników raportu MassDEP, 2022.

Tab. 4-8 Szczegółowy skład materiałowy frakcji w odpadach wielkogabarytowych w Massachusetts (USA)

Szczegółowy skład materiałowy frakcji odpadów	Udział procentowy [%]
Papier	3,10%
Niepowlekana tektura falista (OCC)	1,40%
Inny papier nadający się do recyklingu	0,80%
Papier nienadający się do odzysku	0,90%
Tworzywa sztuczne/Plastik	3,30%
Plastikowe pojemniki nadające się do recyklingu	0,20%
Plastik z czystej folii	0,00%
Wiadra i pojemniki plastikowe	0,30%
Trwałe tworzywa sztuczne (nie meble)	1,20%
Tworzywa sztuczne nienadające się do odzysku	1,60%
Metal	8,20%
Metalowe pojemniki nadające się do recyklingu	0,00%
Duże urządzenia (AGD)	0,30%
Złom żelazny/nieżelazny	7,80%
Szkło	1,30%
Szklane pojemniki nadające się do recyklingu	0,10%
Szkło nienadające się do odzysku	1,20%
Organiczne	3,60%
Oczyszczanie terenu	0,00%
Odpady z podwórek/odpady zielone	1,60%
Inne odpady organiczne	1,90%
Drewno	18,60%
Nieobrobiona tarcica wymiarowa	1,80%
Drewno konstrukcyjne	6,30%
Palety drewniane/skrzynie/szpule	1,70%
Drewno malowane/utwardzone	2,80%
Drewno impregnowane	3,10%

Szafki/blaty/drzwi	2,80%
Remontowo - budowlane	10,00%
Nawierzchnia asfaltowa	0,00%
Cegła/blok	0,10%
Beton	0,00%
Płyty gipsowo-kartonowe - czyste	10,00%
Płyty gipsowo-kartonowe - używane	0,10%
Gonty asfaltowe	0,60%
Dywany i wykładziny dywanowe	3,60%
Kamień/żwir/brud/piasek	1,00%
Porcelana/instalacje hydrauliczne	1,50%
Inne materiały remontowo – budowlane (C&D)	2,10%
Meble	34,10%
Głównie drewno	17,20%
Głównie tworzywa sztuczne	0,70%
Głównie metal	3,50%
Głównie tapicerowane	1,30%
Głównie mieszane	9,40%
Materace	1,20%
Sprężyny skrzynkowe	0,90%
Inne odpady wielkogabarytowe	5,40%
Stare telewizory i monitory komputerowe (CRTs)	0,30%
Akumulatory samochodowe	0,00%
Opony	0,30%
Tekstylia	3,70%
Odpady elektroniczne	0,40%
Inne materiały wielkogabarytowe	0,70%
Mieszane odpady komunalne wielkogabarytowe	12,40%
Odpady komunalne luzem i w workach	12,40%
HHW/Odpady uniwersalne	0,00%

Źródło: Opracowano na podstawie wyników raportu MassDEP, 2022.

Jak wskazują przedstawione badania składu morfologicznego odpadów ich skład jest bardzo zróżnicowany, jednak na co zwrócono uwagę w analizie literaturowej meble i drewno stanowiły największy ich odsetek. W Austrii (2017) meble stanowiły 38,8 %, a drewno 32,70%, w badaniach w Wielkiej Brytanii (2021) meble to 41,9%, w Belgii (2011) w zależności od systemów zbierania drewno stanowiło 12,33% odpadów gabarytowych zbieranych w systemie punktów (centrów) stacjonarnych, natomiast 28,21% w systemie zbiórki bezpośredniej (door -to-door). W Hiszpani udział procentowy mebli (22,2%) i drewna (6,1%) w strumieniu odpadów wielkogabarytowych jest nieco mniejszy, jednak jest to spowodowane uwzględnieniem odpadów remontowo – budowlanych w ramach strumienia odpadów wielkogabarytowych (ok. 49%). Interesujące są wyniki z Massachusetts w USA – meble ogółem to 34,1% drewno – 18,6% w strumieniu odpadów wielkogabarytowych, przy czym w meblach drewno to ok. 17,2% tych odpadów.

W Polsce brakuje danych literaturowych na temat składu morfologicznego odpadów wielkogabarytowych. Miejskie Przedsiębiorstwo Oczyszczania Spółka z o.o. z siedzibą w Krakowie z uwagi na zainteresowanie potencjałem recyklingowym strumienia odpadów wielkogabarytowych zleciło wykonanie badania składu morfologicznego odpadów wielkogabarytowych w 2023 roku przez Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych. W raporcie przedstawiono szczegółowo skład morfologiczny odpadów, który zaprezentowano w tabeli Tab. 4-9 (Sieja i in. 2023). Zatem do przeprowadzenia dalszych analiz przyjęto skład morfologiczny na podstawie przeprowadzonych przez Instytut badań składu morfologicznego.

Tab. 4-9 Rodzaj frakcji w odpadach wielkogabarytowych w Krakowie (Polska)

Nazwa frakcji odpadów	Udział procentowy [%]
odpady organiczne	0,07
papier	1,27
drewno lite	13,93
plyty drewniane tzw. sklejka	0,87
plyty wiórowe (plyty meblowe i plyty OSB)	35,64
plyty inne (MDF, panele podłogowe itp)	3,88
plyty pilśniowe	9,51
plyty i przetłoczenia papierowo- celulozowe (np. wzmocnienia typu „plaster miodu”).	0,63
tworzywa sztuczne, twarde	2,70
tworzywa sztuczne, miękkie	3,18
szkło	1,76
tekstylia	2,46
metale żelazne	2,00
metale nieżelazne	0,11
odpady niebezpieczne	0,05
odpady wielomateriałowe	3,04
odpady inertne	3,83
inne kategorie	2,68
frakcja drobna <10 mm	12,41
RAZEM	100

Źródło: Opracowanie własne na raporcie Sieja i in. 2023

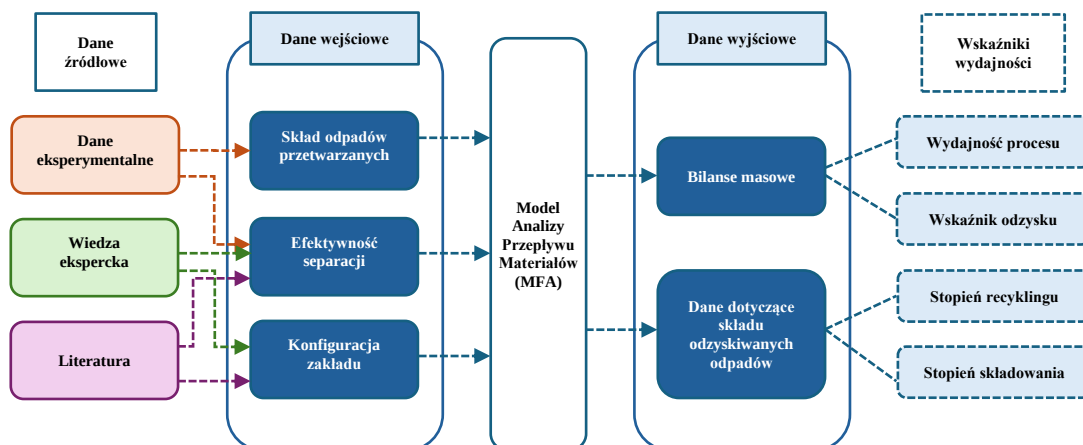
4.2 Analiza przepływu materiałów (MFA) w ocenie ekologicznej zmian przetwarzania odpadów wielkogabarytowych

MFA jest metodą analityczną służącą do oceny przepływów i zapasów materiałów w systemie określonym w skali przestrzennej i czasowej. Działa ona w oparciu o zasadę, że "materiały nie mogą zostać utracone", która wywodzi się z pierwszego prawa termodynamiki zakładającego zachowanie materii i energii. Wyznaczając granicę

systemu w skali przestrzennej i czasowej, zsumowana masa wejść musi być równa wyjściu plus zapasy systemu (Brunner i in., 2004).

4.2.1 Ogólna procedura modelowania badania

Gospodarowanie odpadami wielkogabarytowymi jest palącym problemem w związku z przetwarzaniem i unieszkodliwianiem tych odpadów jedynie w kierunku odzysku energetycznego. Zapotrzebowanie na zwiększenie wskaźników recyklingu tego strumienia odpadów jest pilne, dlatego kluczowe znaczenie ma ocena, jak daleko można rozwinąć dostępną obecnie infrastrukturę w celu zwiększenia wydajności procesu i jakości produktów z recyklingu. Aby umożliwić gospodarkę o obiegu zamkniętym m.in. drewna, Unia Europejska (UE) wyznaczyła sobie cel recyklingu 55% odpadów do 2030r. (Dz. U. L 150 z 2018 r. s. 109). Jednak do tej pory infrastruktura gospodarowania odpadami wielkogabarytowymi jest przystosowana do przetwarzania w kierunku pozyskania paliwa do spalania i ograniczenia składowania. Dlatego niniejsze badanie koncentruje się na ocenie potencjalnej poprawy wydajności procesu przetwarzania i jakości produktów recyklingu w oparciu o potencjalne schematy blokowe proponowane przez przemysł z technologiami stosowanymi komercyjnie. Aby ocenić wydajność różnych procesów przetwarzania odpadów wielkogabarytowych zastosowano analizę przepływu materiałów (MFA) i wskaźniki wydajności, bowiem jak wskazuje Kleinhans wynikiem MFA są dane dotyczące składu i bilanse masowe, które często są powiązane w celu określenia wydajności badanych systemów na podstawie wskaźników ilościowych lub jakościowych (Kleinhans i in., 2021). Wskaźniki ilościowe odnoszą się do ilości wartościowych produktów oraz ilości odzyskanego materiału (Roosen i in., 2022, Kleinhans i in., 2021) podczas gdy wskaźniki jakości odnoszą się do składu i potencjalnie technicznej przetwarzalności (Demets i in., 2021). Opracowano zatem i zastosowano model matematyczny oparty na podejściu modułowej analizy przepływu materiałów (MFA). Dane wejściowe do modelu to dane eksperymentalne (tj. rzeczywisty strumień odpadów wielkogabarytowych wprowadzany do Zakładu ZDOW i przetwarzany w 2021 roku), ocena ekspertów i literatura. Opracowany model został zastosowany do prześledzenia przepływu odpadów wielkogabarytowych w zakładzie ZDOW i porównany z modelem ulepszonym przepływu odpadów (prognozowanym). Następnie oceniono wyniki obu scenariuszy poprzez zastosowanie wybranych wskaźników wydajności. Przegląd procedury modelowania MFA scenariuszy przedstawiono na rysunku Rys. 4-3 (format powiększony w załącznikach). Niezbędne dane wejściowe do modelowania MFA to skład odpadów wprowadzonych do przetwarzania oraz skład morfologiczny odpadów wielkogabarytowych, zdefiniowana konfiguracja zakładu na poziomie sprzętu oraz związana z tym skuteczność separacji urządzeń. Aby określić ilościowo te parametry, wykorzystano trzy źródła danych: dane eksperymentalne, ocenę ekspertów i źródła literaturowe.

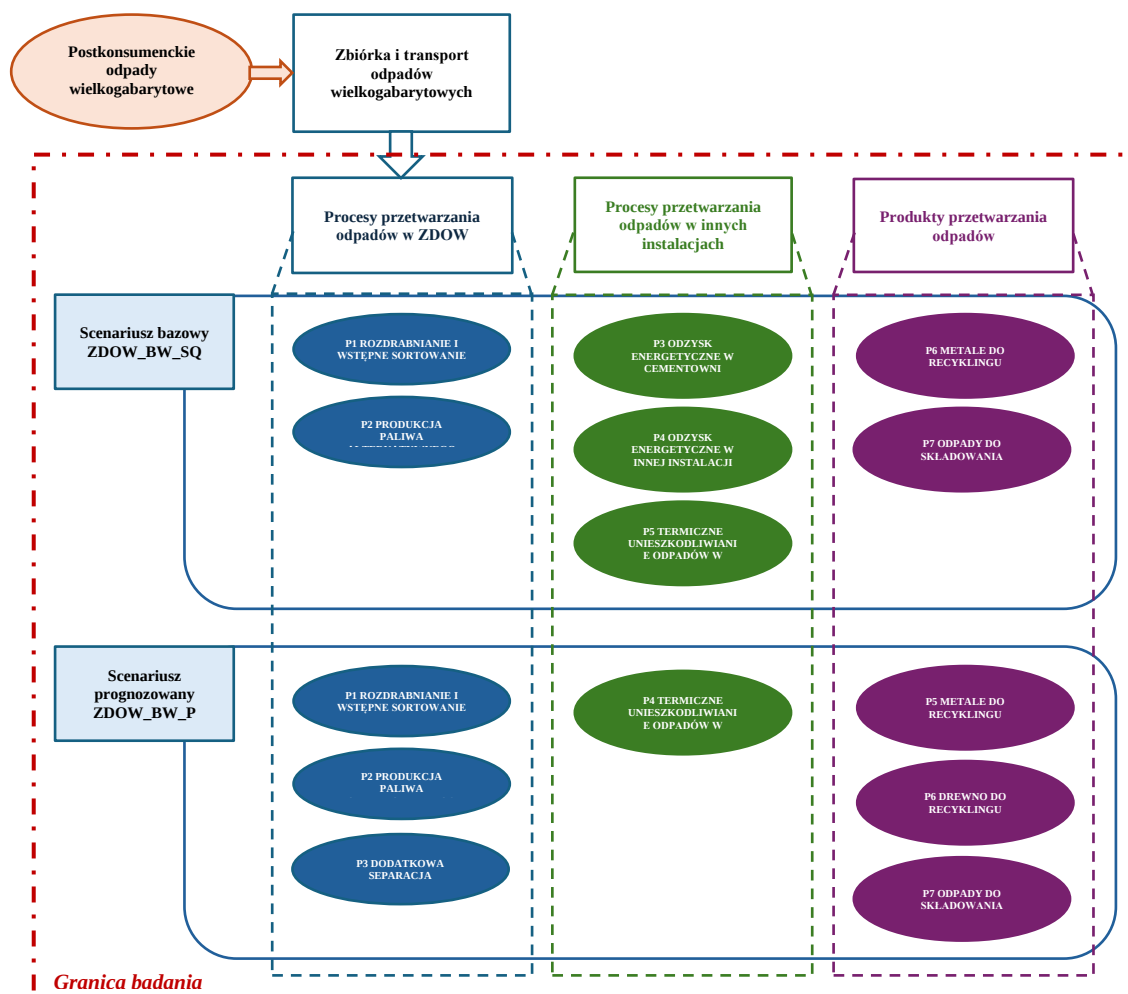


Rys. 4-3 Modelowanie oceny przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w ramach analizy przepływu materiałów (MFA)

Źródło: Opracowanie własne

4.2.2 Opis obszaru badań i scenariuszy

Wyzwania unijne w kierunku gospodarki o obiegu zamkniętym podkreślają znaczenie udoskonalenia procesów przetwarzania w celu poprawy jakości i umożliwienia większej liczby zastosowań rynkowych odpadów, w tym odpadów wielkogabarytowych, a przede wszystkim odpadów drewna. Jako krok w celu zmiany status quo przetwarzania odpadów wielkogabarytowych proponuje się ulepszony proces przetwarzania strumienia odpadów wielkogabarytowych w odniesieniu do frakcji odpadów drewnianych, zwany procesem recyklingu jakości, który składa się z dodatkowego etapu sortowania optycznego. Technologie sortowania umożliwiają rozbudowanie drogi obecnego konwencjonalnego procesu przetwarzania nie tylko o frakcję drewnianą, ale również o frakcję tekstylną (włóknistą) oraz z tworzyw sztucznych (miękkich i twardych) pozyskanych z odpadów wielkogabarytowych. Zaawansowane rozwiązania sortowania oparte na czujnikach umożliwiają odzyskanie surowców wtórnych ze strumieni odpadów wielkogabarytowych, które mogą zostać później przetwarzane w procesach recyklingu, w zależności od docelowych zastosowań rynkowych. Obecnie odpady wielkogabarytowe przetwarzane są w Zakładzie demontażu odpadów wielkogabarytowych (ZDOW) w większości trafiają do termicznego przekształcania bądź odzysku energetycznego w postaci paliwa alternatywnego. Rysunek (Rys. 4-4) (format powiększony w załącznikach) przedstawia koncepcję przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w analizowanych scenariuszach- scenariusz bazowy ZDOW_BW_SQ i scenariusz prognozowany ZDOW_BW_P.



Rys. 4-4 Rysunek koncepcyjny przedstawiający przetwarzanie odpadów wielkogabarytowych w analizowanych scenariuszach

Źródło: Opracowanie własne

4.2.3 Wskaźniki wydajności przetwarzania odpadów wielkogabarytowych

W celu ułatwienia interpretacji wyników analizy przepływu materiałów i umożliwienia właściwego porównania różnych scenariuszy w zakresie przetwarzania odpadów wielkogabarytowych zostały opracowane wskaźniki definiujących wydajność procesu przetwarzania pod względem ilościowym i jakościowym. Wskaźniki ilościowe to wydajność przetwarzania w kierunku spalania odpadów (odzysk energetyczny) oraz wydajność przetwarzania w kierunku pozyskania surowców wtórnych do wytwarzania nowych produktów (odzysk materiałowy, w tym recykling), wskaźniki dotyczące jakości procesu przetwarzania dotyczą stopnia recyklingu metali, drewna, tworzyw sztucznych. Wskaźniki w zależności od potrzeb obliczeniowych mogą być wyrażone w procentach (%) lub jednostkach masy (Mg). Wydajność przetwarzania w kierunku spalania odpadów (odzysk energetyczny) (W_T) mierzy udział wszystkich odpadów wielkogabarytowych wprowadzanych do przetwarzania odpadów w zakładzie, które ostatecznie przekazane są do termicznego przekształcania w cementowniach, zakładzie termicznego przekształcania odpadów (spalarni), w innych instalacjach odzysku energii. Wskaźnik obejmuje również odpady wytworzone w wyniku procesów recyklingu skierowane do

odzysku energetycznego (*Waste to Energy*). Całkowity odzysk materiałowy (W_O) wskazuje część odpadów wielkogabarytowych wprowadzanych do przetwarzania w zakładzie, która skierowana jest do dalszego recyklingu bądź odzysku w celu wytworzenia nowych produktów (materiałów), ten wskaźnik nie obejmuje odzysku energetycznego (*Waste to Energy*). Wskaźnik ten obejmuje natomiast odpady żużli i popiołów wytworzonych w wyniku termicznego przekształcania odpadów, które zostały skierowane do odzysku materiałowego, tj. do produkcji kruszywa recyklingowego stosowanego zazwyczaj w infrastrukturze drogowej. Stopień recyklingu metali (ER_{MET}) określa efektywność przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w celu separacji metali i przekazania ich do procesów recyklingu, stopień recyklingu drewna (ER_{DR}) określa efektywności przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w kierunku separacji odpadów drewna skierowanych do recyklingu, stopień recyklingu tworzy sztucznych (ER_{TW}) określa efektywności przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w kierunku separacji odpadów tworzyw sztucznych skierowanych do recyklingu. Poziom składowanie (P_s) określa ilość odpadów przekazanych do składowania. Wskaźnik obejmuje również odpady przeznaczone do składowania po procesie termicznego przekształcania odpadów. Zestawienie wybranych wskaźników ilościowych i jakościowych zdefiniowano w tabeli Tab. 4-10.

Tab. 4-10 Wskaźniki wydajności procesów przetwarzania odpadów wielkogabarytowych %; Mg)

Akronim	Nazwa wskaźnika	Jednostka	Opis	Wzór
W_T	Odzysk energetyczny	%	Stosunek ilości odpadów przekazanych do odzysku energetycznego i termicznego przekształcania - M_T [Mg] do całkowitej ilości odpadów wielkogabarytowych wprowadzonych do procesu przetwarzania - M_Z [Mg]	$W_T = \frac{M_T}{M_Z} \times 100\%$
		Mg	ilość odpadów przekazanych do odzysku energetycznego i termicznego przekształcania	M_T
W_{OD}	Odzysk materiałowy	%	Stosunek ilości odpadów przekazanych do odzysku i recyklingu materiałowego - M_{OD} [Mg] do całkowitej ilości odpadów wielkogabarytowych wprowadzonych do procesu przetwarzania - M_Z [Mg]	$W_{OD} = \frac{M_{OD}}{M_Z} \times 100\%$
		Mg	ilości odpadów przekazanych do odzysku i recyklingu materiałowego	M_{OD}
ER_{MET}	Efektywność recyklingu metali	%	Stosunek ilości odpadów metali odzyskanych i przekazanych do recyklingu - M_{MET} [Mg] do całkowitej ilości odpadów wielkogabarytowych wprowadzonych do procesu przetwarzania - M_Z [Mg]	$ER_{MET} = \frac{M_R}{M_Z} \times 100\%$
		Mg	Ilość odpadów metali odzyskanych i przekazanych do recyklingu	M_{MET}
ER_{DR}	Efektywność recyklingu drewna	%	Stosunek ilości odpadów drewna odzyskanych i przekazanych do recyklingu - M_{DR} [Mg] do całkowitej ilości odpadów wielkogabarytowych wprowadzonych do procesu przetwarzania - M_Z [Mg]	$ER_{DR} = \frac{M_{DR}}{M_Z} \times 100\%$
		Mg	Ilość odpadów drewna odzyskanych i przekazanych do recyklingu	M_{DR}
ER_{TW}	Efektywność recyklingu tworzyw sztucznych	%	Stosunek ilości odpadów tworzy sztucznych odzyskanych i przekazanych do recyklingu - M_{TW} [Mg] do całkowitej ilości odpadów wielkogabarytowych wprowadzonych do procesu przetwarzania - M_Z [Mg]	$ER_{TW} = \frac{M_{TW}}{M_Z} \times 100\%$
		Mg	Ilość odpadów tworzy sztucznych odzyskanych i przekazanych do recyklingu	M_{TW}

P _s	Stopień (poziom) składowania	%	Stosunek ilości odpadów przekazanych do składowania - M _s [Mg] do całkowitej ilości wielkogabarytowych wprowadzonych do procesu przetwarzania - M _z [Mg]	$P_s = \frac{M_s}{M_z} \times 100\%$
		Mg	Ilość odpadów przekazanych do składowania	M _s

Źródło: Opracowanie własne

4.3 Zastosowanie MFA do oceny zmian ekologicznych przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu bazowym (ZDOW_BW_SQ)

Zakład demontażu odpadów wielkogabarytowych (ZDOW) funkcjonuje od 2010r. w ramach Miejskiego Przedsiębiorstwa Oczyszczania Sp. z o.o. w Krakowie (podmiot współpracujący – partner programu „doktorat wdrożeniowy”). Instalacja zlokalizowana jest przy ul. Nowohuckiej 1, na terenie bazy MPO Sp. z o.o. i zajmuje się odzyskiem w procesie rozdrabniania i demontażu odpadów wielkogabarytowych, odpadów urządzeń elektrycznych i elektronicznych oraz rozdrabniania opon. Roczna działalność zakładu ZDOW w 2021 roku została przyjęta jako scenariusz bazowy (status quo) – ZDOW_BW_SQ. Frakcje wysokoenergetyczne pozyskane w tych procesach i odpady z procesu sortownia, nienadające się do recyklingu są wykorzystywane do produkcji paliw alternatywnych z odpadów, zbywanych do cementowni bądź do zakładu termicznego przekształcania ZTPO w Krakowie w celu odzysku energii. Do oceny przepływu strumienia odpadów wielkogabarytowych w instalacji ZDOW wykorzystano analizę przepływu materiałów (MFA).

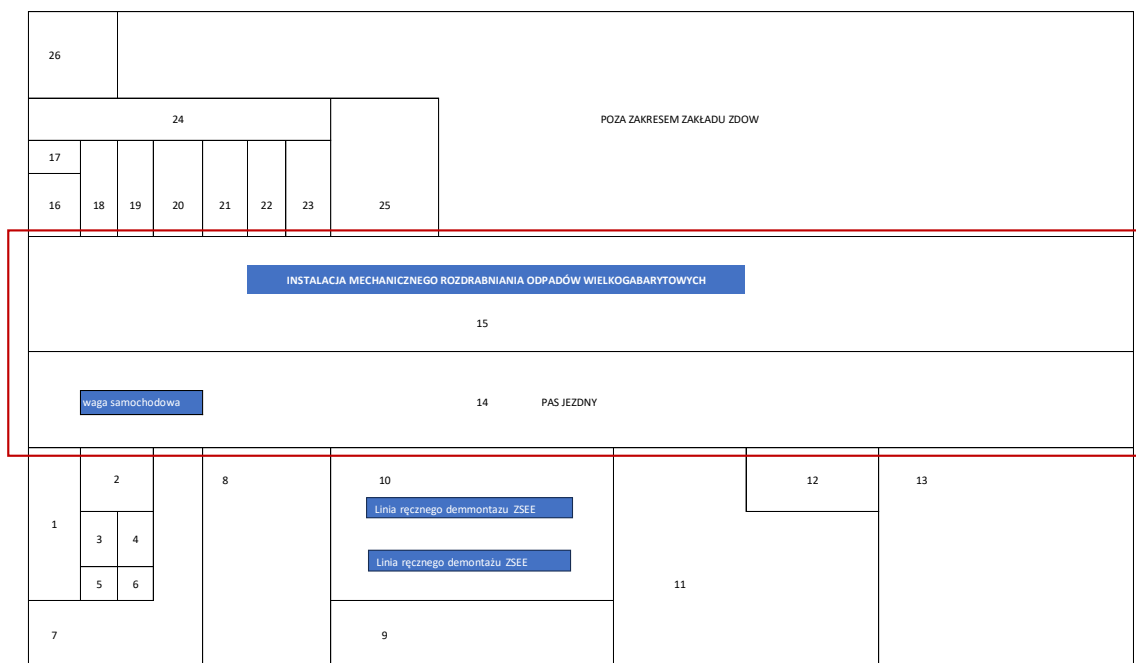
4.3.1 Charakterystyka scenariusza bazowego (ZDOW_BW_SQ) - dane wejściowe i wyjściowe do procesu oraz współczynniki przenoszenia (Tc)

Linia technologiczna do rozdrabniania odpadów wielkogabarytowych w celu produkcji z nich paliwa alternatywnego znajduje się w hali trójnawowej o stalowej konstrukcji nośnej i zróżnicowanej wysokości naw. Podstawową funkcją obiektu jest przyjmowanie i gromadzenie odpadów wielkogabarytowych, zużytego sprzętu elektrycznego i elektronicznego oraz opon. Następnie rozsegregowanie ich wg rodzaju, demontaż ręczny i mechaniczny oraz magazynowanie odpadów przed ich wysyłką do recyklingu lub odzysku jako paliw alternatywnych czy do unieszkodliwienia.

Do zakładu kierowane są głównie odpady odbierane od mieszkańców Krakowa w ramach obowiązującego systemu zbierania odpadów wielkogabarytowych. Odpady te są gromadzone w wydzielonych pomieszczeniach obiektu. W zakładzie znajdują się wydzielone strefy użytkowe:

- Strefa przyjęcia, ważenia i demontażu
- Strefa gromadzenia odpadów
- Strefa sortowania i rozdzielania odpadów
- Strefa linii demontażu mechanicznego odpadów wielkogabarytowych
- Strefa linii do ręcznego demontażu sprzętu elektronicznego oraz stanowisko do odzysku freonu i olejów
- Strefa rozdrabniania opon (gilotyna hydrauliczna)

- Strefa magazynowania odpadów przed dalszą ich wysyłką
 - Strefa komunikacji jezdnej o szerokości 10m
 - Strefa socjalna (zaplecze szatniowe i sanitarne)
 - Strefa techniczna (kontener i pomieszczenia sterowni oraz rozdzielni elektrycznej).
- Lokalizację stref funkcjonalnych oraz ich powierzchnie przedstawiono szczegółowo na rysunku Rys. 4-5.



Rys. 4-5 Strefy funkcjonalne w Zakładzie demontażu odpadów wielkogabarytowych (ZDOW)

Źródło: Opracowanie własne na podstawie projektu budowlanego MPO Sp. z o.o.

Najistotniejszym elementem zakładu ZDOW jest linia technologiczna do mechanicznego rozdrabniania odpadów wielkogabarytowych i produkcji paliwa alternatywnego usytuowana w hali demontażu, o powierzchni 1 598,24 m². Pozostałe powierzchnie pomieszczeń hali przedstawia tabela Tab. 4-11.

Tab. 4-11 Powierzchnia Zakładu demontażu odpadów wielkogabarytowych (ZDOW)

L p.	Nazwa pomieszczenia	Powierzchnia w m ²
1	STEROWNIA	17,96
2	POMIESZCZENIE OBSŁUGI WAGI	7,50
3	WC	1,66
4	WC	1,65
5	PRZEDSIÓNEK	1,73
6	PRZEDSIÓNEK	1,72
7	BUFOR MAGAZYNOWY I	263,54
8	BUFOR MAGAZYNOWY II	214,01
9	BOKS OSIATKOWANY NA ODPADY NIEBEZPIECZNE	108,37
10	POMIESZCZENIE RĘCZNEGO DEMONTAŻU URZĄDZEŃ ZSEE	415,36
11	POMIESZCZENIE DO SKŁADOWANIA URZĄDZEŃ DO RĘCZNEGO DEMONTAŻU	390,78

12	BOKS NA ODPADY NIEBEZPIECZNE	33,05
13	BUFOR MAGAZYNOWY III	415,36
14	PAS JEDZNY	1 167,59
15	HALA DEMONTAŻU	1 598,24
16	JADALNIA	9,32
17	POMIESZCZENIE SPRZĄTACZEK	1,30
18	CZYSTA SZATNIA DAMSKA	8,60
19	ŁAZIENKA DAMSKA	10,07
20	BRUDNA SZATNIA DAMSKA	8,62
21	CZYSTA SZATNIA MĘSKA	11,24
22	ŁAZIENKA MĘSKA	16,96
23	BRUDNA SZATNIA MĘSKA	11,26
24	KOMUNUKACJA	13,28
25	POMIESZCZENIE ROZDZIELNI	33,78
26	ISTNIEJACE ZAPLECZE SOSCJALNE Z WYDZIELONYM BOKSEM WYMIENNIKA SIECI CIEPLNEJ	76,65
		4 839,60

Źródło: Opracowanie własne na podstawie projektu budowlanego MPO Sp. z o.o.

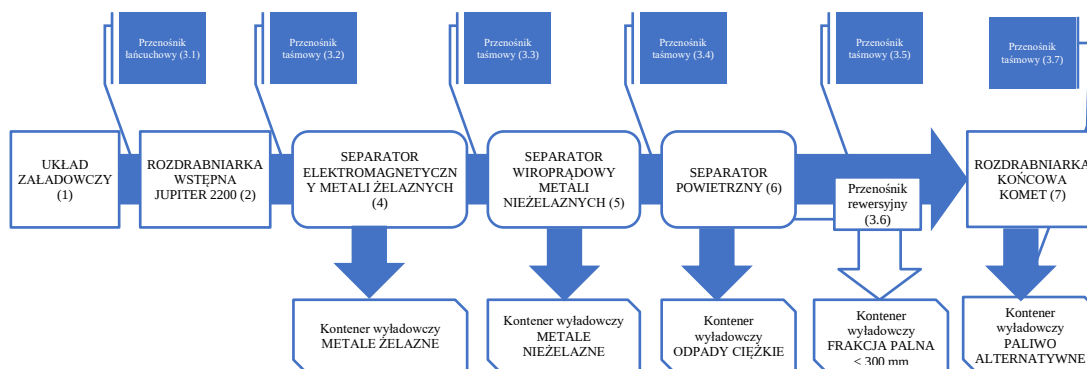
Schemat blokowy technologii przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w ZDOW przedstawia rysunek Rys. 4-6 (format powiększony w załącznikach). Układ załadunku odpadów umożliwia dokonanie załadunku odpadów na ciąg technologiczny na poziomie posadzki. Odpady przeznaczone do rozdrobnienia mechanicznego są pobierane z bufora załadowczego za pomocą ładowarki kołowej na łańcuchowy przenośnik załadowczy (3.1) o szerokości 1800 mm i transportowane do rozdrabniarki wstępnej (2). Wolno obrotowy, jednowałowy rozdrabniacz wstępny (JUPITER 2200), głównie używany do wstępnego rozdrabniania materiałów wcześniej nie obrobionych (nie przesortowanych i nie rozdrobnionych) z ciałami obcymi jak np.: nieobrobiony zmieszany odpad komunalny, przemysłowy i zbliżony do odpadu domowego, odpady budowlane zmieszane, odpady wielkogabarytowe, odpady drewniane itd. Materiałem wyjściowym są luźne kawałki (nieprzekraczające określonej wielkości) do dalszej obróbki (sortowanie, przesianie, granulacja) o średnicy nie większej niż 300 mm. Następnie rozdrobniony materiał transportowany jest przenośnikiem taśmowym (3.2) o szerokości 1200 mm do separatora taśmowego elektromagnetycznego SNK 100-140 firmy BTH „MAGNETIX” JAROSŁAW SCHWARZ (4) za pomocą, którego ze strumienia surowca usunięte zostają części metalowe i poprzez rynną zrzutową trafiają do pojemnika samowyładowczego. Separator składa się z elektromagnesu i 4-rolkowego transportera z taśmą progową do wychwytywania i oddzielania złomu żelaznego z produktów sypkich. Kolejnym etapem jest separacja metali nieżelaznych za pomocą separatora prądowo-wirowego SWP 125 firmy BTH „MAGNETIX” JAROSŁAW SCHWARZ (5) wyposażonego w podajnik wibracyjny bezwładnościowy PWB 120-175, który zapewnia równomierny rozkład materiału na przenośniku podawczym co poprawia skuteczność separacji. Odbiór metali nieżelaznych odbywa się za pomocą rynny zrzutowej do pojemnika samowysypowego. Separator taśmowy elektromagnetyczny i separator prądowo- wirowy posiadają możliwość wyłączenia niezależnie od pracy linii w

przypadku podawania na linię odpadów nie zawierających ferromagnetyków lub metali nieżelaznych.

W celu usunięcia ciał stałych i materiałów ciężkich które mogłyby uszkodzić rozdrabniarkę końcową strumień surowca poddawany jest działaniu separatora powietrznego SAS 1100 (6) który współpracuje z filtrem powietrznym (12) gdzie następuje oczyszczenie odebranego powietrza z separatora powietrznego z pyłu i jego wyrzut ponad połac dachu. Strumień materiału zostaje poprzez taśmociąg przyspieszający podany separatorowi ciał obcych. W separatorze ciał obcych przez strumień powietrza skierowany od dołu na szczotkę, powstaje poduszka powietrzna, która przenosi strumień materiału. Kawałki o dużej gęstości nie mogą zostać przeniesione przez poduszkę i spadają przez szczotkę do kontenera. Pozostały materiał dostaje się za pomocą taśmociągu podawczego do rozdrabniarki wtórnej (7). Te lekkie materiały, które nie zostały przeniesione przez poduszkę powietrza, zostają przez dodatkową dyszę powietrzną przetransportowane na rynnę.

Surowiec po kolejnych procesach separacji podawany jest na rozdrabniarkę końcową KOMET (7) i zostaje rozdrobniony do frakcji nie większej niż 30 mm. Masywny jednowałowy granulator, szybkoobrotowy z płynną regulacją obrotów, nadaje się do granulacji najróżniejszych rozdrobnionych materiałów (bez ciał obcych) jak tworzywa sztuczne, tekstylia, papier, odpady domowe, odpady przemysłowe, odpady elektryczne i elektroniczne itd. Materiał wyjściowy jest w większości stałym co do wielkości granulem nadającym się do dalszej obróbki np. w młynku, względnie jako produkt końcowy do spalania. Uzyskane w ten sposób paliwo załadowywane jest przenośnikiem taśmowym do kontenera o pojemności około 30 m³, który po napełnieniu zamykany jest plandeką i wywożony na zewnątrz hali.

Przenośnik rewersyjny (3.6) umożliwia w przypadku awarii rozdrabniarki końcowej (7) lub ze względów technologicznych czy ekonomicznych załadunek surowca rozdrobnionego na rozdrabniarce wstępnej do frakcji nie większej niż 300 mm do kontenera o poj. 30 m³. Ze względu na powstające zapylenie w trakcie rozdrabniania jak również załadunku gotowego surowca do kontenerów w hali zamontowane są w tych miejscach okapy z blachy ocynkowanej połączone z przewodami wentylacyjnymi z filtrami worowymi typu NFP mini S 750 (13 i 14). Rozdrabnianie wstępne opon występujących w strumieniu odpadów wielkogabarytowych wykonywane jest za pomocą gilotyny hydraulicznej z wyrywaczem drutu (11) który w pierwszym etapie tną oponę na 3 lub 4 części w zależności od jej wielkości a następnie za pomocą specjalnego hydraulicznego haka wyrywa elementy metalowe stanowiące wzmocnienie. Proces realizowany jest w odrębnym pomieszczeniu.



Rys. 4-6 Schemat blokowy technologii przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu ZDOW_BW_SQ

Źródło: Opracowanie własne na podstawie projektu technologicznego instalacji

Scenariusz bazowy (ZDOW_BW_SQ) oparty jest na danych z 2021 r. Odpady wielkogabarytowe o kodzie 20 03 07, zbierane były wg systemu zbiórki realizowanego w sposób opisany w rozdziale 4.1.1., w 2021 roku zebrano 24 294,03 Mg odpadów wielkogabarytowych ponadto zebrano również odpady takie jak opony, odzież, tekstylia, drewno, tworzywa sztuczne nienadające się do recyklingu w ilości 2 178,49 Mg. W magazynowaniu z ubiegłego roku (2020 r.) pozostało 224,47 Mg. Łącznie zebrano i przekazano do przetworzenia w ZDOW 26 696,99 Mg. Ze strumienia odpadów wielkogabarytowych po wstępnej separacji w ZDOW skierowano do procesu składowania 2 997,52 Mg, tj. ok. 11,23% przetwarzanych odpadów wielkogabarytowych. Odnosząc jednak tę wartość do ilości odpadów komunalnych wytworzonych i zebranych ogółem w 2021 r., tj. 367 tys. Mg, co stanowi 0,8% w całkowitej masie odpadów zarządzanych przez MPO Sp. z o.o. należy stwierdzić, iż już obecnie funkcjonujący system gospodarki odpadami komunalnymi w Krakowie zapewnia znaczne ograniczenie ilości składowanych odpadów wielkogabarytowych. W związku z tym, skupiono się na obszarze związanym z ograniczeniem ilości odpadów wielkogabarytowych kierowanych do odzysku energetycznego na rzecz przygotowania do ponownego użycia i recyklingu, co jest podstawą europejskiej hierarchii postępowania z odpadami (Dz. U. L 312 z 2008 r. s. 3).

Dane wejściowe do poszczególnych procesów zostały opracowane na podstawie danych eksperymentalnych z 2021 r. Odpady wielkogabarytowe w ilości 24 518,50 Mg oraz dodatkowe strumienie odpadów (opony, odzież, tekstylia, drewno, tworzywa sztuczne nienadające się do recyklingu) w ilości 2 178,49 Mg zostały skierowane do pierwszego etapu przetwarzania w ZDOW czyli do procesu rozdrabniania i wstępnego sortowania (P.1.). W wyniku procesu P.1. wytworzone strumienie odpadów zostały skierowane do instalacji produkcji paliwa alternatywnego RDF, w ilości 10 660,34 Mg, realizującej proces P.2.; instalacji termicznego przekształcania odpadów (ZTPO w Krakowie) w ilości 10 759,72 Mg (Proces P.5.); do procesu składowania na składowisku odpadów w ilości 2 997,52 Mg (Proces P.8.). Instalacja do produkcji paliwa alternatywnego (Proces P.2.) wytwarza paliwo alternatywne, które następnie jest przekazywane do odzysku energetycznego w cementowni oraz przez inny podmiot

gospodarczy. Do recyklingu (Proces P.6.) skierowano odseparowane odpady z metali w ilości 916,63 Mg. Na podstawie oceny ekspertów, danych eksperymentalnych dotyczących przepływów strumieni odpadów w instalacjach należących do MPO Sp. z o.o. oraz danych eksperymentalnych dotyczących składu morfologicznego odpadów wielkogabarytowych (Tab. 4-9) wyznaczone zostały współczynniki przenoszenia odpadów w procesach P.1. oraz P.2., oznaczone symbolem T_c z indeksem ex - T_{cex} . Współczynniki przenoszenia są miarą wydajności separacji (wyrażaną w %) oznaczają zatem segregację kategorii odpadów w każdej jednostce sortowania lub przetwarzania. W pozostałych procesach przetwarzania odpadów, w celu przeprowadzenia analizy przepływu zastosowano literaturowe współczynniki przenoszenia T_c , oznaczone indeksem l - T_{cl} . (Allesch i in., 2017). Charakterystykę przepływów odpadów w procesie przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w 2021 roku przedstawiono w Tab. 4-12. Charakterystyka zawiera zdefiniowane procesy jednostkowe przetwarzania oznaczone symbolami P.1. – P.9. oraz przepływy, oznaczone symbolami F.1. – F.8.

Tab. 4-12 Charakterystyka procesów wejścia i wyjścia przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu bazowym ZDOW_BW_SQ

INSTALACJA ZDOW					
NR PROCESU/ PRZEPŁYWU	NAZWA PROCESU				
	CHARAKTERYSTYKA WEJŚCIA PROCESU	WSPÓŁCZYNNI K PRZENOSZENI A T_c T_{cex} – <i>eksperymentalny</i> T_{cl} – <i>literaturowy</i>		CHARAKTERYSTYKA WYJŚCIA PROCESU	
P1.	DOSTAWA ODPADÓW DO ZAKŁADU ZDOW DO PROCESU ROZDRABNIANIA				
NR PRZEPŁYWU	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	T_c ex	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
F.1.	ODPADY WIELKOGABARYTOWE	24 518,50			
F.1a.	Tworzywa sztuczne (CZĘŚCI Z OPON po gilotynie)	98,93			
F.1b.	Tworzywa sztuczne z kompostowni (worki)	1 688,73			
F.1c.	ODZIEŻ	45,91			
F.1d.	TEKSTYLIA	60,90			
F.1e.	DREWNO	43,16			
F.1f.	TWORZYWA SZTUCZNE	240,86			
F.1a.			0,004	Tworzywa sztuczne (CZĘŚCI Z OPON po gilotynie)	98,93
F.1b.			0,063	Tworzywa sztuczne z kompostowni (worki)	1 688,73
F.1f.			0,009	Tworzywa sztuczne	240,86
F.1c.			0,002	Odzież	45,91
F.1d.			0,002	Tekstylia	60,90
F.1e.			0,002	Drewno	43,16
F.1.1.			0,017	Metale żelazne	446,05
F.1.2.			0,018	Odpady żelaza i stali	470,58
F.1.3.			-	Metale nieżelazne	0,00

F.1.4.			0,318	Odpady wielkogabarytowe do PA	8 481,85
F.1.5.			0,403	Odpady wielkogabarytowe do ZTPO	10 759,72
F.1.6.			0,112	Odpady wielkogabarytowe do SKŁADOWANIA	2 997,52
F.1.7.M.			0,004	Odpady wielkogabarytowe do magazynu	102,78
F.1.8.			0,047	Straty procesowe (Losses)	1 260,00
P.2.	INSTALACJA DO PRODUKCJI PALIWA ALTERNATYWNEGO (PA) 11.000 Mg				
NR PRZEPŁYWU	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	Tc ex	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
	PALIWO ALTERNATYWNE - RAZEM	10 660,34	0,399		
F.1a.	Tworzywa sztuczne (CZĘŚCI Z OPON po gilotynie)	98,93			
F.1b.	Tworzywa sztuczne z kompostowni (worki)	1 688,73			
F.1f.	TWORZWA SZTUCZNE	240,86			
F.1c.	ODZIEŻ	45,91			
F.1d.	TEKSTYLIA	60,90			
F.1e.	DREWNO	43,16			
F.1.4.	Odpady wielkogabarytowe do PA	8 481,85			
F.2.1.			0,15	PALIWO ALTERNATYWNE DO CEMENTOWNI	1 609,60
F.2.2.			0,8	PALIWO ALTERNATYWNE DO ZTPO	8 548,56
F.2.3.			0,05	PALIWO ALTERNATYWNE DO ODZYSKU ENERGII	502,18
P.3.	CEMENTOWNIA (Cement rotary kilns)				
NR PRZEPŁYWU	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	Tcl	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
F.2.1.	PALIWO ALTERNATYWNE DO CEMENTOWNI	1 609,60			
F.3.1.			0,29	cement	466,78
F.3.2.			0,71	emisja do powietrza	1 142,82
P.4.	INNY ODZYSK ENERGETYCZNY (Other incineration rotary kiln)				
NR PRZEPŁYWU	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	Tcl	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
F.2.3.	PALIWO ALTERNATYWNE DO ODZYSKU ENERGII	502,18			
F.4.1.			0,06	Odzysk żużli	30,13
F.4.2.			0,09	Żużle na składowisko	45,20
F.4.3.			0,06	Żużle do CPT	30,13
F.4.4.			0,01	Odzysk popiołów	5,02
F.4.5.			0,01	Popioły na składowisko	5,02
F.4.6.			0,01	Popioły do CPT	5,02
F.4.7.			0,01	Placek filtracyjny - eksport	5,02
F.4.8.			0,02	Złom żelaza do rozdrabniacza	10,04
F.4.9.			0,00	Emisje do wody	0,00

F.4.10.			0,73	Emisje do powietrza	366,59
P.5.	TERMICZNE PRZESZTAŁCANIE ODPADÓW KOMUNALNYCH - ZTPO (MSW Incineration grate furnace)				
NR PRZEPŁYWU	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	Tcl	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
	FRAKCJA ODPADÓW DO ZTPO - RAZEM	19 308,28	0,723		
F.1.5.	Odpady wielkogabarytowe do ZTPO	10 759,72			
F.2.2.	PALIWO ALTERNATYWNE DO ZTPO	8 548,56			
F.5.1.			0,02	METALE Z ZTPO	386,17
F.5.2.			0,07	Odzysk żużli	1 351,58
F.5.3.			0,10	Żużel na składowisku	1 930,83
F.5.4.			0,07	Żużle do CPT	1 351,58
F.5.5.			0,01	Odzysk popiołów	193,08
F.5.6.			0,01	Popioły na składowisko	193,08
F.5.7.			0,01	Popioły do CPT	212,39
F.5.8.			0,00	Placek filtracyjny - eksport	0,00
F.5.9.			0,00	Emisje do wody	0,00
F.5.10.			0,71	Emisje do powietrza	13 689,57
P.6.	RECYKLING METALI (Metal processing facilities)				
NR PRZEPŁYWU	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	Tcl	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
	Łącznie METALE DO RECYKLINGU, w tym:	842,26	0,032		
F.1.1.	Metale żelazne	446,05			
F.1.3.	Metale nieżelazne	0,00			
F.5.1.	METALE Z ZTPO	386,17			
F.4.8.	Złom żelaza do rozdrabniacza	10,04			
F.6.1.			0,68	Produkt metal	573,58
F.6.2.			0,32	Złom do rozdrabniacza	268,68
P.7.	RECYKLING DREWNA				
NR PRZEPŁYWU	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	Tcl	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
	Drewno do recyklingu	0,00	0		
F.1e	DREWNO	0,00			
F.7.1.			0,55	Produkt drewno	0
F.7.2.			0,45	Waste to energy	0
P.8.	SKŁADOWANIE				
NR PRZEPŁYWU	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	Tcl	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
	Łącznie odpady do składowania, w tym:	5 171,65	0,194		
F.1.6.	Odpady wielkogabarytowe do SKŁADOWANIA	2 997,52			
F.5.3.	Żużel na składowisku	1 930,83			
F.5.6.	Popioły na składowisko	193,08			
F.4.2.	Żużle na składowisko	45,20			
F.4.5.	Popioły na składowisko	5,02			
F.8.1.			0,1	Gaz składowiskowy	517
F.8.2.			0,06	Ocieki	310
F.8.3.			0,84	Body landfill	4344

P.8.	UNIESZKODLIWIANIE				
NR PRZEPŁYWU	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	T _{cl}	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
F.1.2.	Odpady żelaza i stali	470,58			
F.3.3.d	<i>Odpady żelaza i stali</i>	470,58			
			1	Odpady żelaza i stali	470,58
P.9.	MAGAZYN				
NR PRZEPŁYWU	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	T _{cl}	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
F.1.7.M.	Odpady do magazynu	102,78	0,004		
				Odpady magazynowe	102,78
P.10.	STRATY PROCESOWE				
NR PRZEPŁYWU	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	T _{cl}	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
		1 260,00	0,047		

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych eksperymentalnych instalacji ZDOW

4.3.2 Wskaźniki efektywności procesów przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu bazowym ZDOW_BW_SQ

Analiza przepływu materiałów zastosowana do zbadania przepływu strumienia odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu bazowym ZDOW_BW_SQ wykazała, że w wyniku zastosowanych procesów przetwarzania (odzysku i recyklingu) w posiadanych instalacjach, bezpośrednio do składowania skierowanych zostało jedynie 2 997,52 Mg odpadów wielkogabarytowych, co stanowi 11,23% strumienia odpadów wielkogabarytowych. Odpady skierowane do składowania to odpady o charakterze remontowo – budowlanym oraz materiały obojętne, które nie są poddawane dalszym procesom odzysku i recyklingu. Ponadto, jak wynika z analizy przepływu materiałów składowane są również pozostałości po procesie termicznego przekształcania odpadów i odzysku energii. Wydajność przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w kierunku odzysku energetycznego wynosi 80,23%, natomiast w kierunku odzysku materiałowego jedynie 9,81%. Odpady, które głównie zostały poddane recyklingowi to metale odseparowane bezpośrednio w procesie rozdrabniania i wstępnego sortowania (P.1.) oraz pochodzące z termicznego przekształcania odpadów wydzielone z żużli i popiołów (procesy P.4. i P.5.). Efektywność recyklingu procesu przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu bazowym wyniosła 2,15% w przypadku metali, pozostałe odpady pomimo, że znajdują się w strumieniu odpadów wielkogabarytowych nie zostały przekazane do recyklingu. W tabeli poniżej (Tab. 4-13) przedstawiono wskaźniki monitorowania (wydajności) procesu przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu bazowym, wyznaczone zgodnie z opracowanymi wzorami w tabeli Tab. 4-10.

Tab. 4-13 Wskaźniki wydajności przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu ZDOW_BW_SQ

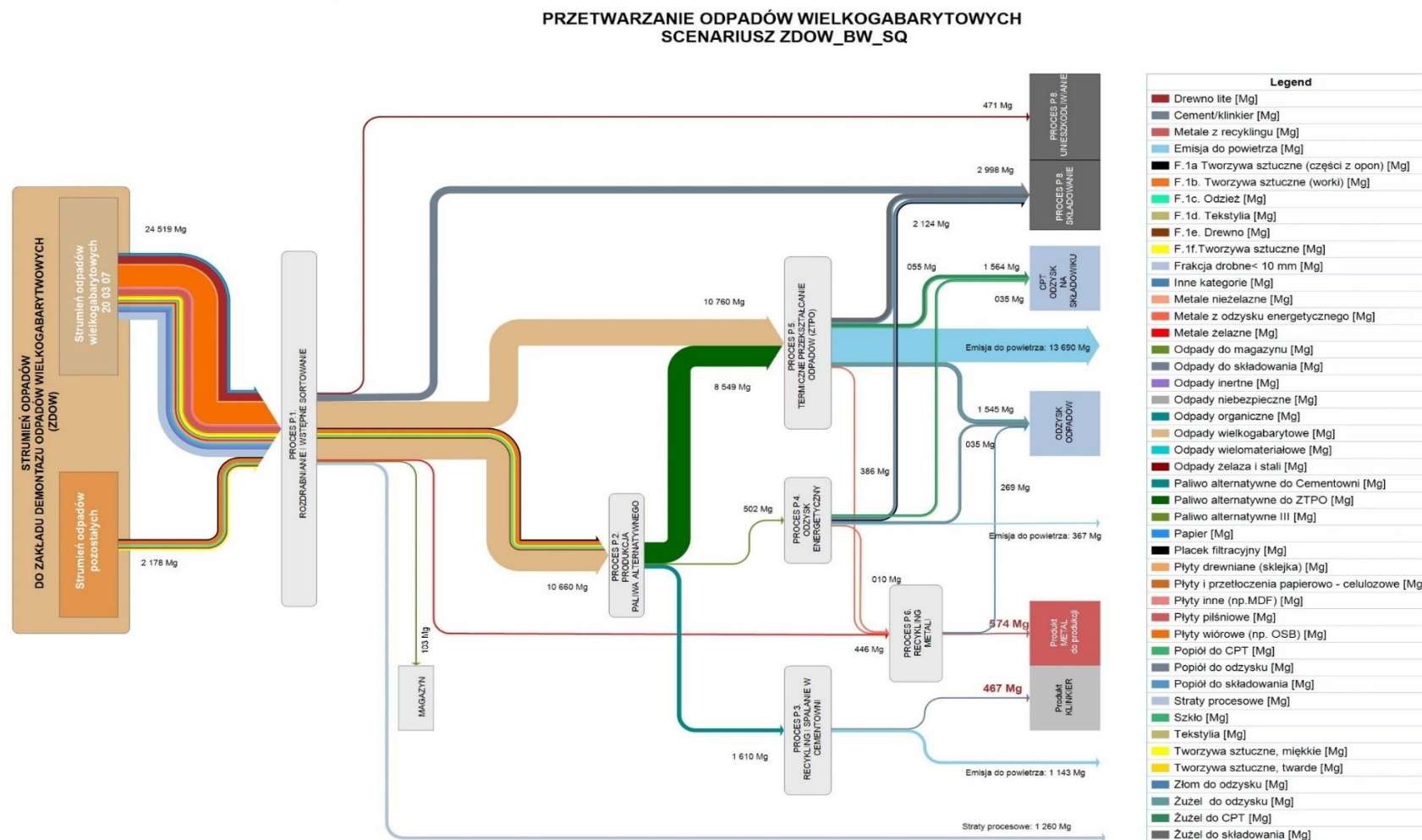
NR PRZEPŁY WU	NAZWA FRAKCJI	Akronim	Nazwa wskaźnika	Wskaźnik Ilość [Mg]	Wskaźnik [%]
Strumień odpadów wielkogabarytowych kierowanych do przetwarzania				26 696,99	
Odpady przekazane do odzysku energii		W _T	Odzysk energetyczny	21 420,06	80,23%
F.2.1.	Paliwo alternatywne do cementowni			1 609,60	6,03%
F.2.3.	Paliwo alternatywne do odzysku energii			502,18	1,88%
F.2.2.	Paliwo alternatywne do ZTPO			8 548,56	32,02%
F.1.5.	Odpady wielkogabarytowe do ZTPO			10 759,72	40,30%
Odpady przekazane do odzysku materiałowego		W _O	Odzysk materiałowy	2 620,18	9,81%
F.3.1.	cement			466,78	1,75%
F.4.1.	Odzysk żużli			30,13	0,11%
F.4.4.	Odzysk popiołów			5,02	0,02%
F.5.2.	Odzysk żużli			1 351,58	5,06%
F.5.5.	Odzysk popiołów			193,08	0,72%
F.6.1.	Produkt metal			573,58	2,15%
F.7.1.	Produkt drewno			0,00	0,00%
Odpady metali przekazane do recyklingu		ER _{MET}	Efektywność recyklingu metali	573,58	2,15%
F.6.1.	Produkt metal			573,58	2,15%
	Odpady drewna przekazane do recyklingu	ER _{DR}	Efektywność recyklingu drewna	0,00	0,00%
F.7.1.	Produkt drewno			0,00	0,00%
Odpady tworzyw sztucznych przekazane do recyklingu		ER _{TW}	Efektywność recyklingu tworzyw sztucznych	0,00	0,00%
Odpady przekazane do składowania		P _S	Stopień (poziom) składowania	5 171,65	19,37%
F.1.6.	Odpady wielkogabarytowe do składowania			2 997,52	11,23%
F.5.3.	Żużel na składowisku			1 930,83	7,23%
F.5.6.	Popioły na składowisko			193,08	0,72%
F.4.2.	Żużle na składowisko			45,20	0,17%
F.4.5.	Popioły na składowisko			5,02	0,02%

Źródło: Opracowanie własne

Do termicznego przekształcenia odpadów w ZTPO w Krakowie skierowany został łącznie strumień odpadów w wysokości 19 308,28 Mg, w tym odpady wielkogabarytowe wytworzone bezpośrednio w procesie rozdrabniania i wstępnego sortowania (P.1.) w ilości 10 759,72 Mg, w znacznej mierze zawierające odpady zużytych mebli oraz tworzyw sztucznych oraz strumień wytworzonego w procesie P.2. paliwa alternatywnego, zawierający głównie odpady drewna oraz tworzyw sztucznych,

w tym worki z kompostowni odpadów zielonych, łącznie w ilości 8 548,56 Mg. Część paliwa alternatywnego została skierowana do termicznego przekształcenia w cementowni, w ilości 1 609,60 Mg oraz do innego odzysku energetycznego realizowanego przez podmiot posiadający stosowne uprawnienia, w ilości 502,18 Mg. Z uwagi na uwarunkowania ekonomiczne oraz wymagane wysokie parametry paliw alternatywnych kierowanych do cementowni, zaobserwowano od 2018 r. spadek ilości odpadów kierowanych do cementowni, jeszcze w 2018 r. była to ilość 4 870,00 Mg. Ze składu morfologicznego odpadów wielkogabarytowych wynika, że strumień frakcji palnej kierowany do odzysku energetycznego posiada potencjał w zakresie recyklingu surowców wtórnych, głównie odpadów drewna oraz tworzyw sztucznych. Do ostatecznego składowania przekazano 5 172 Mg odpadów.

Na diagramie Sankey'a (Rys. 4-7) (format powiększony w załącznikach) przedstawiono w sposób szczegółowy przepływ poszczególnych frakcji odpadów wielkogabarytowych w Zakładzie demontażu odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu status quo ZDOW_BW_SQ.



Rys. 4-7 Diagram Sankey'a analiza przepływu strumienia odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu status quo (ZDOW_BW_SQ)

Źródło: Opracowanie własne

4.4 Zastosowanie MFA do oceny zmian ekologicznych przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu prognozowanym (ZDOW_BW_P)

Scenariusz prognozowany ZDOW_BW_P stanowi rozbudowę procesu przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w kierunku pozyskania surowców wtórnych, głównie w postaci odpadów drewnopochodnych. Przetwarzanie jest zaplanowane w ramach rozwoju infrastruktury Miejskiego Przedsiębiorstwa Oczyszczania Sp. z o.o. z siedzibą w Krakowie, zlokalizowanej w Centrum Recyklingu Odpadów Komunalnych w Krakowie przy ul. Igołomskiej 17 A. Instalacja przetwarzania odpadów wielkogabarytowych zakłada optymalne wykorzystanie istniejących technologii sortowania, aby uzyskać produkt, który nadaje się do dalszego przetwarzania. Wytworzone produkty to przede wszystkim odpady drewna, metali, mogą być również tworzywa sztuczne (sztywne i elastyczne), włókna oraz paliwo odpadowe. Frakcja wysortowanych odpadów drewna poddane oczyszczaniu będzie wykorzystywana do wytwarzania nowych produktów drewnopochodnych. Ten przykład cyrkularności podkreśla możliwość włączenia odzyskanych surowców wtórnych do okrężnego łańcucha dostaw materiałów. Utworzenie dobrze funkcjonującego i sprawnego łańcucha dostaw obejmującego recykling odpadów drzewnych ma kluczowe znaczenie dla przyszłości produktów drewnopochodnych i gospodarki o obiegu zamkniętym. Frakcja paliwa odpadowego wykorzystywana będzie do odzysku energii w zakładzie termicznego przekształcania odpadów ZTPO w Krakowie. Do oceny przepływu strumienia odpadów wielkogabarytowych w procesach jednostkowych instalacji prognozowanej w scenariuszu ZDOW_BW_P wykorzystano analizę przepływu materiałów (MFA).

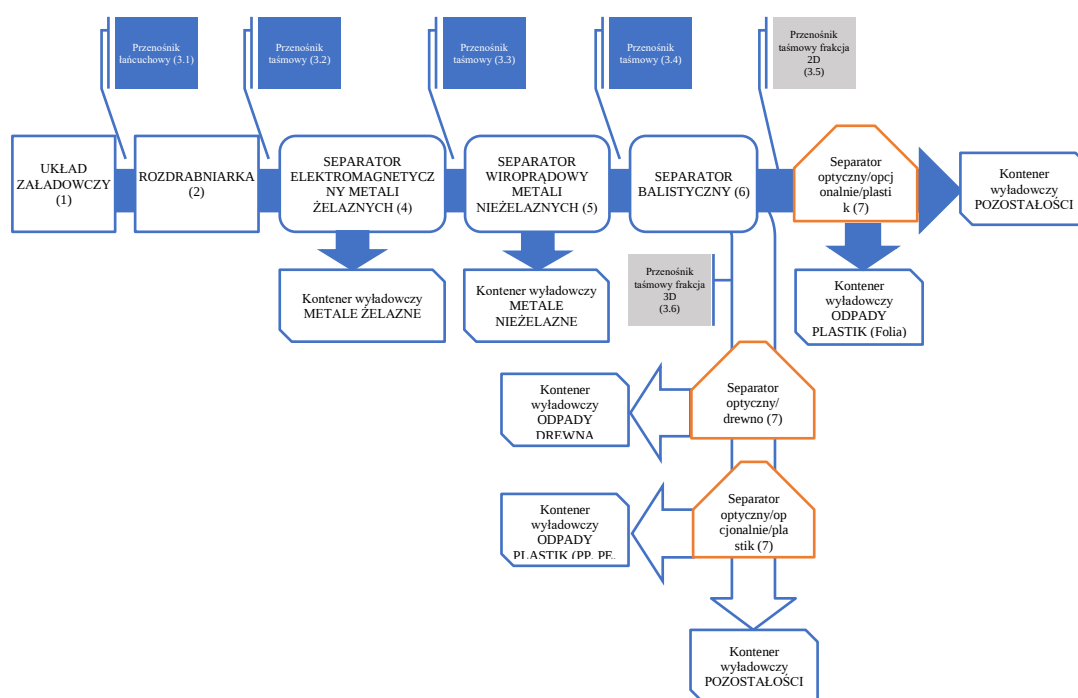
4.4.1 Charakterystyka scenariusza prognozowanego (ZDOW_BW_P) - dane wejściowe i wyjściowe do procesu oraz współczynniki przenoszenia (T_c)

Rys. 4-8 (format powiększony w załącznikach) przedstawia typowy uproszczony schemat przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu prognozowanym. Stosowane urządzenia, umożliwią wyodrębnienie pożądaných frakcji jak metale, drewno, włókna, elastyczne tworzywa sztuczne i sztywne tworzywa sztuczne. Należą do nich:

- Układ załadowniczy (1),
- Rozdrabniarka do uzyskania wymiarów pożądaných do dalszych procesów przetwarzania (2),
- System przenośników (3.1–3.6),
- Separacja metali żelaznych – magnes (4),
- Separacji metali nieżelaznych (prąd wirowy) (5),
- Separator balistyczny do podziału strumienia na frakcje materiałowe 2D i materiałowe 3D (6),
- Sortowanie oparte na czujnikach z różnymi ustawieniami w zależności od pożądanego materiału (7).

W zależności od materiału wejściowego i warunków rynkowych dodatkowe etapy sortowania mają sens ekonomiczny lub nie. Zaawansowane zautomatyzowane systemy sortowania oparte na czujnikach wykorzystują, jako zasadę działania, pewne właściwości

fizyko-chemiczne różnych materiałów, takie jak gęstość, przewodność elektryczna lub podatność magnetyczna, a także właściwości powierzchni i materiału, takie jak widmo podczerwieni lub kolor. Spektrometry bliskiej podczerwieni (NIR), czujniki i kamery koloru (VIS), czujniki elektromagnetyczne (EM) oraz w mniejszym stopniu systemy rentgenowskie znalazły najszersze zastosowanie w branży odpadów i recyklingu. W jednym urządzeniu można zastosować kombinację wielu czujników. Dzięki dodatkowemu etapowi sortowania opartego na czujnikach, można uzyskać określone jakości materiałów lub rodzaje materiałów. Na przykład frakcja plastikowa może być dodatkowo sortowana na polipropylen (PP), polietylen (PE) i polistyren (PS). W zależności od materiału wejściowego i warunków rynkowych dodatkowe etapy sortowania mają sens ekonomiczny lub nie. Do kontroli jakości stosuje się albo sortowanie oparte na czujnikach lub sortowanie ręczne (Höflechner, 2018).



Rys. 4-8 Uproszczony schemat przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu ZDOW_BW_P

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych eksperckich firmy TOMRA Recykling (Höflechner, 2018)

Strumień odpadów wielkogabarytowych z uwagi na jego niejednorodność poddawany jest obróbce wstępnej poprzez rozdrabnianie, aby rozdrobnić ponadwymiarowe elementy, następnie przenośnikami taśmowymi materiał podawany jest do separatorów metali żelaznych i nieżelaznych. Modernizacja procesu przetwarzania odpadów wielkogabarytowych wymaga dodania separatora balistycznego, który sortuje materiał na frakcję 2D i 3D. Frakcja 2D, która zawiera materiały płaskie, to na przykład folia i włókna, natomiast frakcja 3D, która zawiera materiały trójwymiarowe, to na przykład drewno i sztywne tworzywa sztuczne. Następnie te dwie frakcje trafiają do systemu sortowania, gdzie zastosowano wszystkie powiązane technologie sortowania, takie jak spektroskopia w bliskiej podczerwieni (NIR) i wizualna (VIS), czujniki

elektromagnetyczne, czujniki rentgenowskie, kamery koloru itp. Najbardziej interesujące frakcje materiałowe pod względem ilości i możliwości recyklingu to drewno, włókna, metale i frakcje tworzyw sztucznych. Na rynku istnieją innowacyjne, inteligentne systemy technologiczne do sortowania drewna, a postępy w zakresie sztucznej inteligencji i głębokiego uczenia się otworzyły nową drogę do usprawnienia recyklingu drewna i ochrony zasobów naturalnych. Jedno z rozwiązań do sortowania drewna jakie oferuje firma TOMRA Recykling, proponuje wykorzystanie w pierwszym etapie technologii transmisji promieni rentgenowskich do sortowania materiałów według ich gęstości atomowej niezależnie od grubości materiału. W procesie usuwane są zanieczyszczenia jak materiały obojętne i szkło, metale przygotowując zrębki drewniane o wysokiej czystości do dalszej obróbki. W drugim etapie możliwe są do zastosowania jednostki (urządzenia) sortujące wykorzystujące technologię bliskiej podczerwieni (NIR) do rozróżniania materiałów na podstawie informacji widmowych. W połączeniu z dodatkowymi technologiami, takimi jak czujniki koloru i jednostki oświetleniowe, sortowniki optyczne mogą oddzielać drewno nieprzetworzone (A) od drewna przetworzonego (B) oraz usuwać zanieczyszczenia, takie jak tworzywa sztuczne, podnosząc jakość drewna nadającego się do recyklingu. Sortowniki optyczne z technologią głębokiego uczenia uważane za przełomową innowację, umożliwiają separację różnych rodzajów drewna. Wykorzystuje moc swoich sztucznych sieci neuronowych, które przechowują pulę informacji o obiekcie, na podstawie których system identyfikuje i sortuje drewno według rodzaju materiału, np. drewno nieprzetworzone i przetworzone, w tym MDF. Technologie głębokiego uczenia się stają się decydującym elementem w całym sektorze recyklingu (Hoflechner, 2018; Tomra Recykling, 2022 a-d). Optymalizacja procesów sortowania w scenariuszu prognozowanym (ZDOW_BW_P) spowoduje możliwość wyodrębnienia frakcji odpadów drewnianych ze strumienia odpadów wielkogabarytowych celem skierowania tych odpadów do recyklingu a nie jak wcześniej (w scenariuszu bazowym ZDOW_BW_SQ) po rozdrobnieniu strumień kierowany był do instalacji termicznego przekształcania odpadów komunalnych (ZTPO w Krakowie).

Dane wejściowe do poszczególnych procesów zostały opracowane na podstawie danych eksperymentalnych w zakresie zbieranie odpadów z 2021 r. Odpady wielkogabarytowe w ilości 24 518,50 Mg oraz dodatkowe strumienie odpadów (opony, odzież, tekstylia, drewno, tworzywa sztuczne nienadające się do recyklingu) w ilości 2 178,49 Mg zostaną skierowane do pierwszego etapu przetwarzania, czyli do procesu rozdrabniania i wstępnego sortowania (P.1.). W wyniku procesu P.1. wytworzone zostaną następujące strumienie odpadów: frakcja tworzyw sztucznych i tekstyliów skierowane do instalacji produkcji paliwa alternatywnego RDF, w ilości 5 221,73 Mg, realizującej proces P.2.; frakcja odpadów metali w ilości 490,75 Mg skierowana do procesów recyklingu (P.5.); frakcja odpadów zawierająca głównie odpady drewna oraz tworzyw sztucznych oraz pozostałości niedającej się do dalszego przetwarzania w ilości 19 724,50 Mg skierowana do procesu dodatkowego sortowania (P.3.) Proces rozbudowanego sortowania (P.3.) umożliwi separację odpadów drewna w ilości 15 035,59 Mg do dalszego recyklingu (P.6a.), odpadów tworzyw sztucznych w ilości 1 367,60 Mg

skierowanych do recyklingu (P.6b) oraz odpadów niedających się do dalszego odzysku i recyklingu w ilości 3 321,31 Mg przeznaczonych do składowania i unieszkodliwiania (P.7.). Instalacja termicznego przekształcania odpadów (ZTPO w Krakowie) realizuje proces P.4., w którym przetwarzane są odpady palne łącznie w ilości 12 535,36 Mg, w tym paliwo odpadowe oraz frakcja palna z przetwarzania odpadów drewna czy tworzyw sztucznych. Na podstawie oceny ekspertów, danych eksperymentalnych dotyczących przepływów strumieni odpadów w instalacjach należących do MPO Sp. z o.o. oraz danych eksperymentalnych dotyczących składu morfologicznego odpadów wielkogabarytowych (Tab. 4-9) wyznaczone zostały współczynniki przenoszenia odpadów w procesie P.1. oznaczone symbolem T_c z indeksem ex - $T_{c_{ex}}$. Współczynniki przenoszenia są miarą wydajności separacji (wyrażaną w %) oznaczają zatem segregację kategorii odpadów w każdej jednostce sortowania lub przetwarzania. W pozostałych procesach przetwarzania odpadów, w celu przeprowadzenia analizy przepływu, zastosowano literaturowe współczynniki przenoszenia T_c , oznaczone indeksem l - T_{c_l} . (Allesch, 2017). Charakterystykę przepływów odpadów w procesie przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu prognozowanym przedstawiono w Tab. 4-14. Charakterystyka zawiera zdefiniowane procesy przetwarzania oznaczone symbolami P.1. – P.8. oraz przepływy, oznaczone symbolami F.1. – F.7.

Tab. 4-14 Charakterystyka procesów wejścia i wyjścia przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu prognozowanym ZDOW_BW_P

NAZWA PROCESU					
NR PROCESU/ PRZEPŁYW U	CHARAKTERYSTYKA WEJŚCIA PROCESU		WSPÓŁCZYNNIK PRZENOSZENIA T_c $T_{c_{ex}}$ – eksperymentalny T_{c_l} – literaturowy	CHARAKTERYSTYKA WYJŚCIA PROCESU	
P1.	PROCES ROZDRABNIANIA I WSTĘPNEGO SORTOWANIA				
NR PRZEPŁYW U	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	$T_{c_{ex}}$	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
F.1.	Odpady wielkogabarytowe	24 518,50			
F.1a.	Tworzywa sztuczne (części z opon po gilotynie)	98,93			
F.1b.	Tworzywa sztuczne z kompostowni (worki)	1 688,73			
F.1c.	Odzież	45,91			
F.1d.	Tekstylia	60,90			
F.1e.	Drewno z selektywnej zbiórki	43,16			
F.1f.	Tworzywa sztuczne	240,86			
F.1a.			0,004	Tworzywa sztuczne (części z opon po gilotynie)	98,93
F.1b.			0,063	Tworzywa sztuczne z kompostowni (worki)	1 688,73
F.1f.			0,009	Tworzywa sztuczne	240,86
F.1c.			0,002	Odzież	45,91
F.1d.			0,002	Tekstylia	60,90
F.1e.			0,002	Drewno z selektywnej zbiórki	43,16

F.1.1.			0,017	Metale żelazne	465,17
F.1.2.			0,001	Metale nieżelazne	25,58
F.1.3.			0,116	Odpady wielkogabarytowe do PA	3 086,40
F.1.4.			0,562	Fracja odpadów wielkogabarytowych	19 681,34
F.1.5.			0,000	Odpady do magazynu	0,00
F.1.6.		94,9%	0,047	Straty procesowe (Losses)	1 260,00
P.2.	INSTALACJA DO PRODUKCJI PALIWA ALTERNATYWNEGO				
NR PRZEPŁYW U	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	T _{cex}	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
	Łącznie paliwo alternatywne, w tym:	5 221,73			
F.1a.	Tworzywa sztuczne (części z opon po gilotynie)	98,93			
F.1b.	Tworzywa sztuczne z kompostowni (worki)	1 688,73			
F.1c.	Odzież	45,91			
F.1d.	Tekstylia	60,90			
F.1f.	Tworzywa sztuczne	240,86			
F.1.3.	Odpady wielkogabarytowe do PA	3 086,40			
F.2.2.			1,000	Paliwo alternatywne do ZTPO	5 221,73
P.3.	DODATKOWE SORTOWANIE				
NR PRZEPŁYW U	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	T _{c1}	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
		19 724,50			
F.1.4.	Fracja odpadów wielkogabarytowych				
F.3.1.			0,76	odpady drewna	15 035,59
F.3.2.			0,07	odpady tworzyw sztucznych	1 367,60
F.3.3.			0,17	odpady nienadające się do odzysku i recyklingu	3 321,31
P.4.	ZAKŁAD TERMICZNEGO PRZESZTAŁCANIA ODPADÓW W KRAKOWIE- ZTPO (MSW Incineration grate furnace)				
NR PRZEPŁYW U	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	T _{c1}	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
	Łącznie frakcja odpadów do ZTPO, w tym:	12 535,36	0,470		
F.6a.2.	Waste to Energy	6 766,59			
F.6b.2.	Waste to Energy	547,04			
F.2.2.	Paliwo alternatywne do ZTPO	5 221,73			
F.4.1.			0,02	Metale z ZTPO	250,00
F.4.2.			0,07	Odzysk żużli	877,00
F.4.3.			0,10	Żużel na składowisku	1 253,00
F.4.4.			0,07	Żużle do CPT	877,00
F.4.5.			0,01	Odzysk popiołów	125,00
F.4.6.			0,01	Popioły na składowisko	125,00
F.4.7.			0,01	Popioły do CPT	137,00
F.4.8.			0,00	Placek filtracyjny - eksport	0,00
F.4.9.			0,00	Emisje do wody	0,00
F.4.10.			0,70	Emisje do powietrza	8 891,36
P.5.	RECYKLING METALI (Metal processing facilities)				
NR PRZEPŁYW U	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	T _{c1}	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]

	Łącznie odpady metali do recyklingu, w tym:	740,75	0,028		
F.1.1.	Metale żelazne	465,17			
F.1.2.	Metale nieżelazne	25,58			
F.4.1.	Metale z ZTPO	250,00			
F.5.1.			0,68	Produkt metal	505,00
F.5.2.			0,32	Złom/waste	235,75
P.6.a	RECYKLING DREWNA (Wood processing facilities)				
NR PRZEPŁYW U	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	T _{cl}	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
	Łącznie odpady drewna i drewnopochodne, w tym:	15 035,59	0,563		
F.1e.	Drewno z selektywnej zbiórki	43,16			
F.3.1.	Odpady drewna, w tym:	14 992,43			
F.3.1.a	drewno lite	3 239,91			
F.3.1.b	plyty drewniane tzw. sklejka	202,35			
F.3.1.c	plyty wiórowe (plyty meblowe i plyty OSB)	8 289,33			
F.3.1.d	plyty inne (MDF, panele podłogowe itp)	902,43			
F.3.1.e	plyty pilśniowe	2 211,88			
F.3.1.f	plyty i przetłoczenia papierowo-celulozowe (np. wzmocnienia typu „plaster miodu”).	146,53			
F.6a.1.			0,550	Produkt drewno	8 269,00
F.6a.2.			0,450	Waste to Energy	6 766,59
P.6.b	RECYKLING TWORZYW SZTUCZNYCH (Plastic waste processing facilities)				
NR PRZEPŁYW U	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	T _{cl}	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
F.3.2.	Odpady z tworzyw sztucznych, w tym:	1 367,60			
F.3.2.a	tworzywa sztuczne, twarde	627,98			
F.3.2.b	tworzywa sztuczne, miękkie	739,62			
F.6b.1.			0,600	Produkt plastik	820,56
F.6b.2.			0,400	Waste to Energy	547,04
P.7.	SKŁADOWISKO				
NR PRZEPŁYW U	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	T _{cl}	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
	Łącznie odpady do składowania	4 687,68			
F.3.3.	Odpady nienadające się do odzysku i recyklingu, w tym:				
F.3.3.a	odpady organiczne	16,28			
F.3.3.b	szkło	409,35			
F.3.3.c	frakcja drobna <10 mm	2 884,05			
F.4.3.	Żużel na składowisku	1 253,00			
F.4.6.	Popioły na składowisko	125,00			
F.7.1.			0,100	Gaz składowiskowy	468
F.7.2.			0,060	Ocieki	281
F.7.3.			0,840	Body landfill	3937
P.7.	UNIESZKODLIWIANIE				

NR PRZEPIYU	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	T _C	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
F.3.3.	Odpady nienadające się do odzysku i recyklingu, w tym:	11,63			
F.3.3.d	<i>odpady niebezpieczne</i>	11,63			
F.7.4.			1	Odpady niebezpieczne	11,63
P.8.	MAGAZYN				
NR PRZEPIYU	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	T _C	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
	Odpady do magazynu	0,00			
	Opony do magazynu	0,00			
P.9.	STRATY PROCESOWE				
NR PRZEPIYU	NAZWA FRAKCJI	Wejście [Mg]	T _C	NAZWA FRAKCJI	Wyjście [Mg]
		1 260,00			1 260,00

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych eksperymentalnych i literaturowych

4.4.2 Wskaźniki efektywności procesów przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu prognozowanym ZDOW_BW_P

Analiza przepływu materiałów zastosowana do zbadania przepływu strumienia odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu prognozowanym ZDOW_BW_P wykazała, że w wyniku zastosowanych procesów przetwarzania (odzysku i recyklingu) w zaprojektowanym układzie instalacji w sposób zdecydowany wzrosła efektywność recyklingu odpadów - łącznie wynosi 35,94%. Odpady które zostały poddane recyklingowi to metale, odpady drewna oraz tworzywa sztuczne wysortowane w procesie dodatkowego sortowania (P.3.) oraz metale pochodzące z termicznego przekształcania odpadów wydzielone z żużli i popiołów (proces P.4.). Wydajność przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w kierunku odzysku energetycznego stanowi 46,95%, podczas gdy całkowity odzysk materiałowy 39,69%. Poziom składowania odpadów wynosi 17,56%. Pod względem wymagań gospodarki o obiegu zamkniętym w scenariuszu prognozowany uzyskano wyższe wyniki niż w scenariuszu bazowym ZDOW_BW_SQ (Tab. 4-13). W tabeli poniżej (Tab. 4-15) przedstawiono wskaźniki monitorowania (wydajności) procesu przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu prognozowanym, wyznaczone zgodnie z opracowanymi wzorami w tabeli Tab. 4-10.

Tab. 4-15 Wskaźniki wydajności przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu ZDOW_BW_P

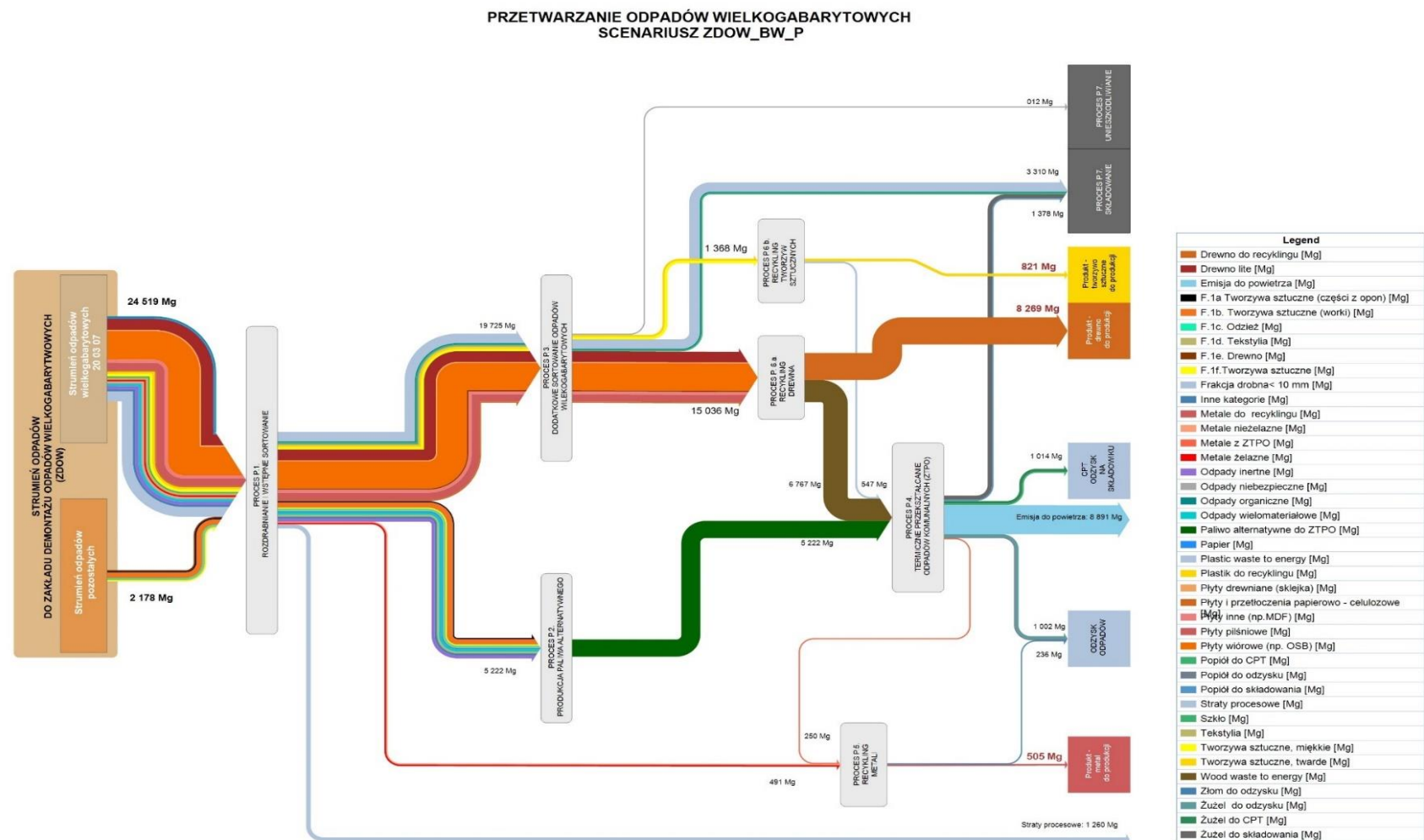
NR PRZEPIYU	NAZWA FRAKCJI	Akronim	Nazwa wskaźnika	Wskaźnik Ilość [Mg]	Wskaźnik [%]
Strumień odpadów wielkogabarytowych kierowanych do przetwarzania				26 696,99	
Odpady przekazane do odzysku energii		W _T	Odzysk energetyczny	12 535,36	46,95%

F.2.2.	Paliwo alternatywne do ZTPO			5 221,73	19,56%
F.6a.2.	Waste to Energy			6 766,59	25,35%
F.6b.2.	Waste to Energy			547,04	2,05%
Odpady przekazane do odzysku materiałowego		W _o	Odzysk materiałowy	10 596,56	39,69%
F.6b.1.	Produkt plastik			820,56	3,07%
F.6a.1.	Produkt drewno			8 269,00	30,97%
F.5.1.	Produkt metal			505,00	1,89%
F.4.5.	Odzysk popiołów			125,00	0,47%
F.4.2.	Odzysk żużli			877,00	3,29%
Odpady metali przekazane do recyklingu		ER _{MET}	Efektywność recyklingu metali	505,00	1,89%
F.5.1.	Produkt metal			505,00	1,89%
Odpady drewna przekazane do recyklingu		ER _{DR}	Efektywność recyklingu drewna	8 269,00	30,97%
F.6a.1.	Produkt drewno			8 269,00	30,97%
Odpady tworzyw sztucznych przekazane do recyklingu		ER _{TW}	Efektywność recyklingu tworzyw sztucznych	820,56	3,07%
F.6b.1.	Produkt plastik			820,56	3,07%
Odpady przekazane do składowania		P _S	Stopień (poziom) składowania	4 687,68	17,56%
F.3.3.a	odpady organiczne			16,28	0,06%
F.3.3.b	szkło			409,35	1,53%
F.3.3.c	frakcja drobna <10 mm			2 884,05	10,80%
F.4.3.	Żużel na składowisku			1 253,00	4,69%
F.4.6.	Popioły na składowisko			125,00	0,47%

Źródło: Opracowanie własne

Do termicznego przekształcenia odpadów w ZTPO w Krakowie skierowany został łącznie strumień odpadów w wysokości 12 535,36 Mg, w tym paliwo alternatywne w ilości 5 221,73 Mg wyprodukowane w procesie P.2. oraz odpady z recyklingu drewna (proces P.6a.) i tworzyw sztucznych (proces P.6b.). Procesowi dodatkowego sortowania (P.3.) poddano odpady wielkogabarytowe w wyniku czego otrzymano frakcję odpadów drewna w ilości 15 036 Mg i frakcję tworzyw sztucznych w ilości 1 368 Mg, które następnie skierowano do procesów recyklingu (P.6a. i P.6b.). Finalnie, proces rozdrabniania i sortowania wstępnego (proces P.1.) oraz proces dodatkowego sortowania (P.2.) skutkowały wytworzeniem produktów o wartości surowcowej, takich jak metal (505 Mg), frakcja drewna (8 269 Mg), tworzywa sztuczne (821 Mg). Do ostatecznego składowania przekazano 4 688 Mg odpadów.

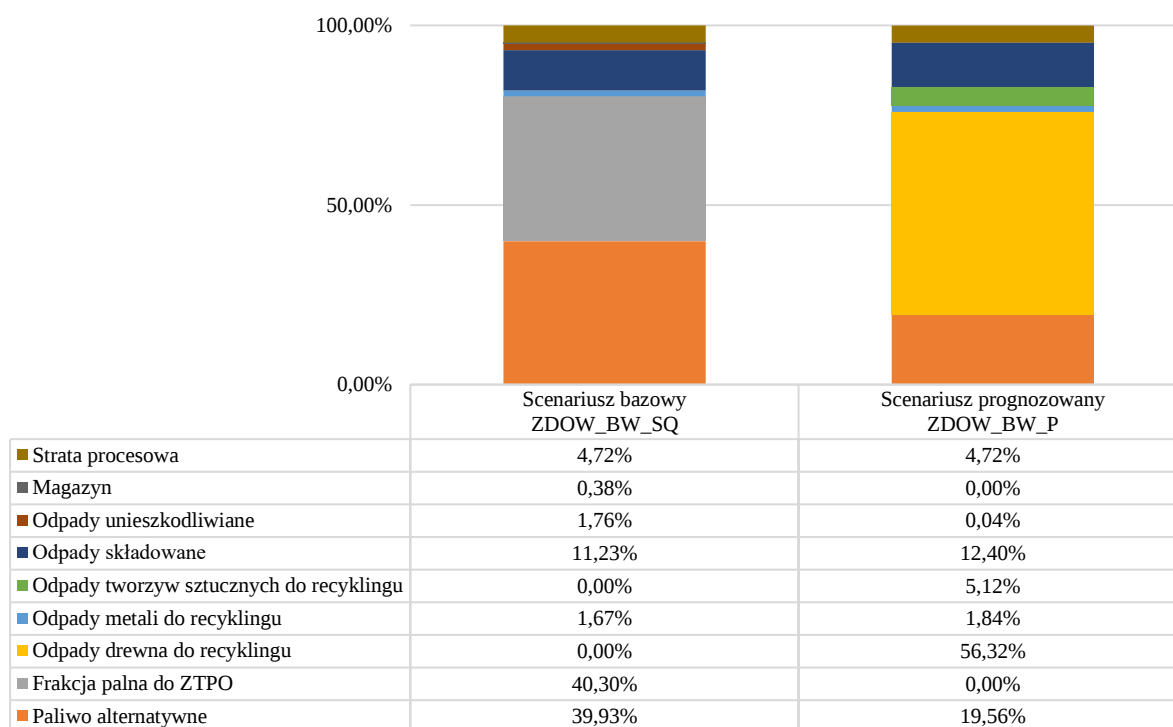
Na diagramie Sankey'a (Rys. 4-9) (format powiększony w załącznikach) przedstawiono w sposób szczegółowy przepływ poszczególnych frakcji odpadów wielkogabarytowych w Zakładzie demontażu odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu prognozowanym ZDOW_BW_P.



Rys. 4-9 Diagram Sankey'a analiza przepływu strumienia odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu prognozowanym (ZDOW_BW_P)
Źródło: Opracowanie własne

4.5 Wyniki MFA w analizowanych scenariuszach

Wykresy Sankey'a na rysunkach (Rys. 4-7 i Rys. 4-9) podsumowują przepływy masowe materiałów w procesie przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w ilości łącznej 26 696,99 Mg, odpowiednio w scenariuszu bazowym i w scenariuszu prognozowanym. Głównym strumieniem wyjściowym w scenariuszu bazowym jest paliwo alternatywne (39,93%) i frakcja palna (40,3%), natomiast w scenariuszu prognozowanym odpady kierowane do recyklingu (drewno – 56,32%, metale-1,82% i tworzywa sztuczne – 5,12%). Bilans masowy przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w ocenianych scenariuszach przedstawiono na rysunku poniżej (Rys. 4-10), pokazując odpowiednią ilość procentową odzyskanych materiałów, paliwa alternatywnego czy strumień utraty masy (4,72%).



Rys. 4-10 Bilans masowy w scenariuszach bazowym oraz prognozowanym

Źródło: Opracowanie własne

Scenariusz bazowy przedstawia sytuację rzeczywistą z 2021 roku, z której wynika, że 80,23% strumienia odpadów wielkogabarytowych, tj. łącznie 21 420,06 Mg, poddawanych było procesowi termicznego wykorzystania w celu odzysku energii. Na tę wartość składa się 10 660,34 Mg poddawanych procesowi produkcji paliwa alternatywnego, które następnie było wykorzystywane w cementowni, ZTPO, bądź przez inne podmioty; 10 759,72 Mg to frakcja palna bezpośrednio przekształcana termicznie w ZTPO. O ile przetwarzanie odpadów wielkogabarytowych w kierunku odzysku energetycznego stoi wyżej w hierarchii postępowania z odpadami niż ich składowanie czy unieszkodliwianie innymi sposobami, o tyle proces ten jest mniej pożądanym niż odzysk materiałowy czy recykling odpadów. Na podstawie analizy potencjału strumienia

odpadów wielkogabarytowych w zakresie kategorii odpadów, w scenariuszu prognozowanym zaproponowano wprowadzenie dodatkowego procesu sortowania umożliwiającego separację odpadów nadających się do recyklingu, tj. odpadów drewna i tworzyw sztucznych oraz metali. W oparciu o dane empiryczne składu morfologicznego odpadów wielkogabarytowych (Tab. 4-9) oszacowano, że ze strumienia odpadów wielkogabarytowych możliwe do wysortowania i przekazania do recyklingu jest 490,75 Mg odpadów metali, 15 035,59 Mg odpadów drewna, 1 367,60 Mg odpadów tworzyw sztucznych. Procesowi termicznego wykorzystania poddawanych może być jedynie paliwo alternatywne (bądź frakcja palna) wytworzone w ilości 5 221,73 Mg bezpośrednio w procesie przetwarzania odpadów wielkogabarytowych. Ponadto do termicznego przekształcania możliwe są pozostałości z procesów recyklingu odpadów drewna i tworzyw sztucznych (zwane jako *Waste to Energy*) łącznie 7 313,63 Mg odpadów. Podsumowując, scenariusz prognozowany ZDOW_BW_P jest scenariuszem wykazującym wyższą spójność z ideą gospodarki o obiegu zamkniętym w porównaniu ze scenariuszem status quo (bazowym). Podnosząc za Hemali, postęp w kierunku gospodarki o obiegu zamkniętym powinien obejmować nie tylko odpowiedzialne korzystanie z zasobów naturalnych, ale także umożliwienie ponownego wykorzystania, zmiany przeznaczenia, recyklingu i odzysku wartościowych materiałów, tradycyjnie postrzeganych jako odpady (Hemali i in., 2022). Natomiast Schuch stwierdza, że nawet jeśli zmiany w systemie zbiórki zostaną wprowadzone, środki te nie wystarczą do osiągnięcia nowych celów recyklingu wynoszących 65% do 2035 r. Konieczne będą dodatkowe działania w łańcuchu recyklingu, począwszy od wdrażania zaawansowanych technologii sortowania i zwiększania głębokości sortowania (Schuch i in., 2023). Tezę tę potwierdza również Roosen M., który badając przepływ opakowań z tworzyw sztucznych w Belgii podnosi, że nawet przy znacznym rozszerzeniu oferty zbiórki osiągnięcie unijnych celów w zakresie recyklingu będzie wyzwaniem. W związku z tym dalsze inwestycje w poprawę technologii obróbki wstępnej, sortowania i recyklingu oraz projekty opakowań łatwiejszych do recyklingu będą miały kluczowe znaczenie dla dalszego wzrostu wskaźników recyklingu (Roosen i in., 2022) W tabeli poniżej (Tab. 4-16) przedstawiono porównanie ocenianych scenariuszy pod względem kategorii przetwarzanych odpadów i sposobów ich przetwarzania.

Tab. 4-16 Porównanie przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w analizowanych scenariuszach

CHARAKTER FRAKCJI	NAZWA FRAKCJI	Jednostka	Scenariusz bazowy ZDOW_BW_SQ	Scenariusz prognozowany ZDOW_BW_P
Strumień odpadów wielkogabarytowych kierowanych do przetwarzania		Mg	26 696,99	26 696,99
Odpady przekazane do odzysku energetycznego		Mg	21 420,06	12 535,36
<i>Bezpośrednio z przetwarzania w zakładzie</i>	<i>Paliwo alternatywne</i>	<i>Mg</i>	<i>10 660,34</i>	<i>5 221,73</i>
<i>Bezpośrednio z przetwarzania w zakładzie</i>	<i>Frakcja palna do ZTPO</i>	<i>Mg</i>	<i>10 759,72</i>	<i>0,00</i>
<i>Wtórne z recyklingu drewna</i>	<i>Waste to Energy</i>	<i>Mg</i>	<i>0,00</i>	<i>6 766,59</i>
<i>Wtórne z recyklingu tw. szt.</i>	<i>Waste to Energy</i>	<i>Mg</i>	<i>0,00</i>	<i>547,04</i>
Odpady poddane recyklingowi (netto)		Mg	573,58	9 594,56
<i>Bezpośrednio z przetwarzania w zakładzie</i>	<i>Odpady drewna</i>	<i>Mg</i>	<i>0,00</i>	<i>8 269,00</i>
<i>Bezpośrednio z przetwarzania w zakładzie</i>	<i>Odpady metali, w tym z ZTPO</i>	<i>Mg</i>	<i>573,58</i>	<i>505,00</i>

<i>Bezpośrednio z przetwarzania w zakładzie</i>	<i>Odpady tworzyw sztucznych</i>	<i>Mg</i>	<i>0,00</i>	<i>820,56</i>
Odpady przekazane do składowania i unieszkodliwienia		Mg	5 642,23	4 699,31
<i>Bezpośrednio z przetwarzania w zakładzie</i>	<i>Odpady składowane</i>	<i>Mg</i>	<i>2 997,52</i>	<i>3 309,68</i>
<i>Bezpośrednio z przetwarzania w zakładzie</i>	<i>Odpady unieszkodliwiane</i>	<i>Mg</i>	<i>470,58</i>	<i>11,63</i>
<i>Wtórne z ZTPO</i>	<i>Żużle na składowisko</i>	<i>Mg</i>	<i>1 976,02</i>	<i>1 253,00</i>
<i>Wtórne z ZTPO</i>	<i>Popioły na składowisko</i>	<i>Mg</i>	<i>198,10</i>	<i>125,00</i>
Inne		Mg	1 362,78	1 260,00
<i>Bezpośrednio z przetwarzania w zakładzie</i>	<i>Magazyn</i>	<i>Mg</i>	<i>102,78</i>	<i>0,00</i>
<i>Bezpośrednio z przetwarzania w zakładzie</i>	<i>Strata procesowa</i>	<i>Mg</i>	<i>1 260,00</i>	<i>1 260,00</i>

Źródło: Opracowanie własne

Na podstawie wyników otrzymanych w tabeli powyżej można zaobserwować, że skład odpadów wielkogabarytowych może znacznie wpływać na wydajność procesów. W scenariuszu bazowym do recykling przekazano łącznie 573,58 Mg, co wynika z danych ewidencyjnych przedsiębiorcy (rzeczywiste ilości z 2021 roku), natomiast w scenariuszu prognozowanym oszacowano, że ze strumienia odpadów wielkogabarytowych możliwe jest przekazanie do recyklingu łącznie 9 594,56 Mg co ustalono w oparciu o badania składu morfologicznego tych odpadów. Powyższe ustalenia podkreślają z jednej strony ograniczenia modelu MFA, ale także wskazują, że w celu oceny wydajności procesu przetwarzania odpadów istnieje potrzeba szczegółowej charakterystyki składu odpadów, a także należy przeprowadzić kwantyfikację wydajności procesu separacji na podstawie eksperymentalnej pracy wejścia-wyjścia, aby uzyskać bardziej wiarygodne wyniki.

Wyznaczenie wskaźników wydajności procesów do analizy wielokryterialnej

W tych badaniach opracowano i zastosowano model MFA do oceny wydajności przetwarzania odpadów wielkogabarytowych poprzez zaproponowanie dodatkowego procesu sortowania, który wykracza poza konwencjonalny proces zagospodarowania tych odpadów. MFA pokazuje, że wydajność procesu przetwarzania w kierunku recyklingu wzrasta z 2,15% do 35,94%, sytuacja ta jest oczekiwana ze względu na wysoki udział odpadów drewna w strumieniu odpadów wielkogabarytowych. Podsumowując, dodatkowy proces sortowania posiada potencjał do produkcji odpadów kierowanych do recyklingu w porównaniu z konwencjonalnym przetwarzaniem, co jest kluczem do zaspokojenia segmentu rynku przetwórstwa odpadów drewna i tworzyw sztucznych pochodzących z recyklingu. Wdrożenie dodatkowego procesu sortowania może być ważnym krokiem w kierunku poprawy wskaźników recyklingu odpadów, a tym samym gospodarki o zamkniętym obiegu, należy jednak podkreślić, że wyniki te odnoszą się wyłącznie do technicznego (wydajnościowego) aspektu prowadzenia procesu przetwarzania odpadów i powinny zostać włączone w szerszy proces oceny przed podjęciem decyzji w zakresie zarządzania strumieniem odpadów wielkogabarytowych. Na tym etapie wydajność procesów została oceniona na podstawie zestawu wskaźników (Tab. 4-17), jednak na etapie podejmowania decyzji w analizie wielokryterialnej określa się je mianem kryteriów i niektóre z nich są uwzględnione jako część kryteriów systemowych (Makarichi i in., 2018).

Tab. 4-17 Wyznaczenie wskaźników wydajności systemu przetwarzania w analizowanych scenariuszach

Nazwa wskaźnika	Akronim	Jednostka	Wartość wskaźnika	
			Scenariusz bazowy ZDOW_BW_SQ	Scenariusz prognozowany ZDOW_BW_P
Odzysk energetyczny	W _T	%	80,23	46,95
		Mg	21 420,06	12 535,36
Odzysk materiałowy	W _O	%	9,81	39,69
		Mg	2 620,18	10 596,56
Efektywność recykling (odpadów-metalu, drewna, tworzyw sztucznych)	ER _X ; X=MET+DR+TW	%	2,15	35,94
		Mg	573,58	9 594,56
Stopień (poziom) składowania	P _S	%	19,37	17,56
		Mg	5 171,64	4 687,68

Źródło: Opracowanie własne

5. Ocena wpływu na środowisko (LCA) przetwarzania odpadów wielkogabarytowych

5.1 Określenie celu, zakresu, granic i jednostki funkcjonalnej badania

Celem badania LCA było określenie oddziaływania na środowisko wynikającego z rocznej działalności Zakładu demontażu odpadów wielkogabarytowych (ZDOW) zlokalizowanego przy ul. Nowohuckiej 1 w Krakowie oraz proponowanego rozwiązania w kierunku dalszego doskonalenia procesu przetwarzania odpadów wielkogabarytowych. Wobec powyższego zasadnym było zidentyfikowanie środowiskowych punktów krytycznych związanych z działalnością ZDOW (punktami krytycznymi są takie kategorie wpływu, procesy oraz strumienie elementarne, które w największym stopniu odpowiedzialne są za tworzenie wpływu na środowisko). Ponadto istotne było określenie wpływu na środowisko dla następujących działań:

➤ zmniejszenie udziału wytwarzanych paliw alternatywnych na rzecz zwiększenia udziału przetwarzanych odpadów przeznaczonych do recyklingu.

Zakres analizy LCA wynika z założonego celu i obejmuje proces przetwarzania odpadów wielkogabarytowych realizowany w Zakładzie demontażu odpadów wielkogabarytowych (ZDOW), opisany w rozdziale 4.3.1. Z punktu widzenia cyklu życia produktów wielkogabarytowych, które stały się odpadami analiza LCA dotyczy ostatniego etapu - końca życia produktów (ang. End of Life, EoL), - jest to analiza *od bramy do grobu* - w przypadku odpadów składowanych lub *od bramy do kołyski* - w przypadku przetworzonych odpadów przeznaczonych do recyklingu lub odzysku energii.

W zakres granic systemu włączono następujące procesy związane z ostatnim etapem cyklu życia:

- Zbiórka i transport odpadów do miejsca przetworzenia (ZDOW),
- Przetwarzanie odpadów w ramach instalacji ZDOW obejmujące: rozdrabnianie i wstępne sortowanie, produkcję paliwa alternatywnego, transportowanie odpadów na terenie Zakładu ZDOW, magazynowanie odpadów.
- Transport i składowanie z odzyskiem energii tych frakcji odpadów, które zostały skierowane do składowania.

Z granic systemu wyłączono etapy cyklu życia produktów wielkogabarytowych, zanim te stały się odpadami (wydobycie surowców, produkcja, dystrybucja, sprzedaż, użytkowanie), ponieważ celem LCA jest analiza procesu przetwarzania odpadów i skupienie uwagi tylko na końcowym etapie cyklu życia. Następnie wyłączone elementy takie jak odzysk energii z powstałego w ZDOW paliwa alternatywnego i odpadów przekazanych do termicznego przekształcania oraz dalsze przetwarzanie odpadów przeznaczonych do recyklingu, aż do punktu substytucji, czyli takiego momentu w łańcuchu wartości, w którym materiały wtórne zastępują materiały pierwotne (Komisja Europejska, 2021). Wyłączenia z granic systemu dokonano ze względu na brak dostępu do danych inwentarzowych (albo całkowity brak danych albo dane o zbyt niskiej jakości), gdyż uznano, że niepewność wnoszona modelowaniem tych etapów z wykorzystaniem

brakujących lub niskiej jakości danych będzie większa, niż niepewność wynikająca z użycia współczynników korekty jakościowej bazujących na wartości ekonomicznej odpadów i ich pierwotnych odpowiedników.

Jednostkę funkcjonalną zdefiniowano jako przetworzenie **26 697,00 Mg** odpadów wielkogabarytowych zebranych w 2021 roku z terenu Krakowa. Wszystkie wyniki LCIA wykazywane są w przeliczeniu na tę jednostkę funkcjonalną.

Granice systemu (wspólne dla wszystkich scenariuszy) prezentuje rysunek (Rys. 5-1). Kolorem niebieskim zaznaczono procesy wchodzące w zakres systemu wyrobu. Szare kształty wskazują etapy cyklu życia i procesy wyłączone z granic systemu. Po prawej stronie rysunku pionową linią przerywaną wskazano granicę pomiędzy obecnym systemem wyrobu (dotyczącym cyklu życia produktów wielkogabarytowych) oraz kolejnymi systemami wyrobów, które wykorzystują surowce wtórne powstałe z odpadów wielkogabarytowych. Na dole rysunku - jako 100% po stronie obecnego systemu wyrobu i 0% po stronie kolejnego systemu - wskazano podejście do alokacji wynikające z recyklingu. Sytuacja alokacyjna wynika z wytwarzania wtórnych surowców energetycznych (paliw alternatywnych) przeznaczonych do odzysku energii oraz wtórnych surowców materiałowych przeznaczonych do recyklingu. Oznacza to, że surowce pierwotne, z których zostały wytworzone produkty wielkogabarytowe, służą nie tylko na potrzeby cyklu życia tych produktów, ale także mogą dostarczać tych samych (recykling materiałowy) lub innych funkcji (odzysk energii) dla kolejnych systemów wyrobów i cykli życia. Z punktu widzenia alokacji oznacza to, że oba systemy wyrobów (obecny i następny) mają wspólne następujące elementy:

- pierwotną kołyskę, czyli negatywne oddziaływanie na środowisko związane z wydobywaniem surowców pierwotnych i produkcją z nich materiałów wykorzystanych w produktach wielkogabarytowych, z których następnie powstają odpady poddane analizie;
- negatywne oddziaływanie na środowisko związane z transportem odpadów wielkogabarytowych, produkcją paliwa alternatywnego i odzyskiem energii oraz negatywne oddziaływanie na środowisko związane z transportem, przetwarzaniem i recyklingiem odpadów, aż do punktu substytucji (dla obecnego systemu wyrobu jest to koniec życia EoL, a dla kolejnego systemu wyrobu jest to początek cyklu życia czyli tzw. kołyska),
- korzyść środowiskową, czyli uniknięte negatywne oddziaływanie na środowisko wynikające z wygenerowania surowców wtórnych zastępujących surowce pierwotne (uniknięta produkcja pierwotna). Uwzględnienie korzyści środowiskowej polega na odjęciu (kredytowaniu) unikniętych oddziaływań. Procedura taka nazywa się substytucją i polega na poszerzeniu granic systemu poprzez włączenie unikniętej produkcji pierwotnej.

W praktyce LCA istnieje kilka podejść do rozwiązywania problemu alokacji wynikającej z recyklingu 100:0; 0:100; 50:50; CFF (*ang. Circular Footprint Formula*) (Komisja Europejska, 2021). W niniejszej analizie zastosowano procedurę 0:100 z substytucją bezpośrednią, co oznacza, że:

- 100% negatywnych oddziaływań związanych z wydobywaniem surowców pierwotnych i produkcją z nich materiałów wykorzystanych w produktach wielkogabarytowych

powinno być przypisane pełnym cykлом życia produktów wielkogabarytowych, z których powstały analizowane odpady;

➤ 100% negatywnych oddziaływań związanych ze zbieraniem odpadów wielkogabarytowych, ich przetwarzaniem, składowaniem, produkcją paliwa alternatywnego, spalaniem tego paliwa i odzyskiem energii, przetwarzaniem odpadów przeznaczonych do recyklingu aż do punktu substytucji, czyli uzyskania substytutu dla surowców pierwotnych powinno być przypisane pełnym cykлом życia produktów wielkogabarytowych, z których powstały analizowane odpady;

➤ 100% korzyści środowiskowej wynikającej z unikniętej produkcji pierwotnej z racji wygenerowania wtórnych surowców energetycznych i materiałowych powinno być przypisane pełnym cykлом życia produktów wielkogabarytowych, z których powstały analizowane odpady.

Celowo powyżej zaznaczono, że dotyczy to całych cykli życia, bowiem przykładowo kredytowanie unikniętą produkcją pierwotną jest formą „nagrodzenia” zarówno wytwórców produktów wielkogabarytowych (za to, że wykorzystali w produkcji materiały nadające się do recyklingu), jak i podmiotów realizujących przetwarzanie odpadów oraz realizujących recykling na ostatnim etapie cyklu życia (EoL). Ze względu na cel analizy, wyłączono z granic systemu wszystkie poprzednie etapy cyklu życia, analizując tylko EoL. Zatem w wynikach LCIA istotną rolę będzie odgrywać korzyść środowiskowa z racji kredytowania unikniętej produkcji pierwotnej, która zostanie przypisana nie całemu cyklowi życia, ale tylko jego ostatniemu etapowi (duży „minus” vs. mały „plus”). Co więcej, ostatni etap jest okrojony, bowiem ze względu na brak danych nie uwzględniono w nim wszystkich procesów przetwarzania odpadów realizowanych aż do punktów substytucji. Ponieważ w analizie nie uwzględniono wszystkich procesów przetwarzania odpadów realizowanych aż do punktów substytucji, tym istotniejsze stało się określenie odpowiednich wskaźników jakości i zapewnienie, żeby nie skredytować za bardzo analizowanego systemu. Koncepcje wskaźników jakości zostały wprowadzone w metodyce śladów środowiskowych na potrzeby podejścia CFF (*ang. Circular Footprint Formula*). Oblicza się je z relacji $\frac{Q_s}{Q_p}$, gdzie „ Q_s ” oznacza jakość wprowadzanego lub wyprowadzanego materiału wtórnego (jakość materiału nadającego się do recyklingu w punkcie substytucji), a „ Q_p ” jakość materiału pierwotnego. W niniejszej analizie nie było możliwe zastosowanie wskaźników jakości określonych w punkcie substytucji, bowiem byłoby to niespójne z granicami systemu, które nie sięgały punktów substytucji. Z procesu przetwarzania odpadów realizowanego w ZDOW nie wychodzą bowiem gotowe do użycia wtórne surowce rynkowe, ale wstępnie wysortowane i wymagające dalszego przetworzenia odpady z tworzyw sztucznych, drewna i produktów drewnopochodnych, złom żelazny i złom metali nieżelaznych. W ZDOW wytworzone jest również paliwo alternatywne przekazywane odbiorcom, którzy dokonują odzysku energii cieplnej i elektrycznej. Oznacza to, że roczna działalność zakładu ZDOW (jako system wyrobu) zostanie skredytowana unikniętą produkcją poszczególnych materiałów (takich jak np. pierwotna surowka, tworzywa sztuczne, czy zrębki drewniane) oraz unikniętą produkcją paliw pierwotnych – rodzaju i ilości charakterystycznych dla danego odbiorcy w roku odniesienia (wykorzystano rezydualny miks paliwowy dla Polski z 2021 r.). Wskaźniki substytucji (zestawione w Tab. 5-1) w

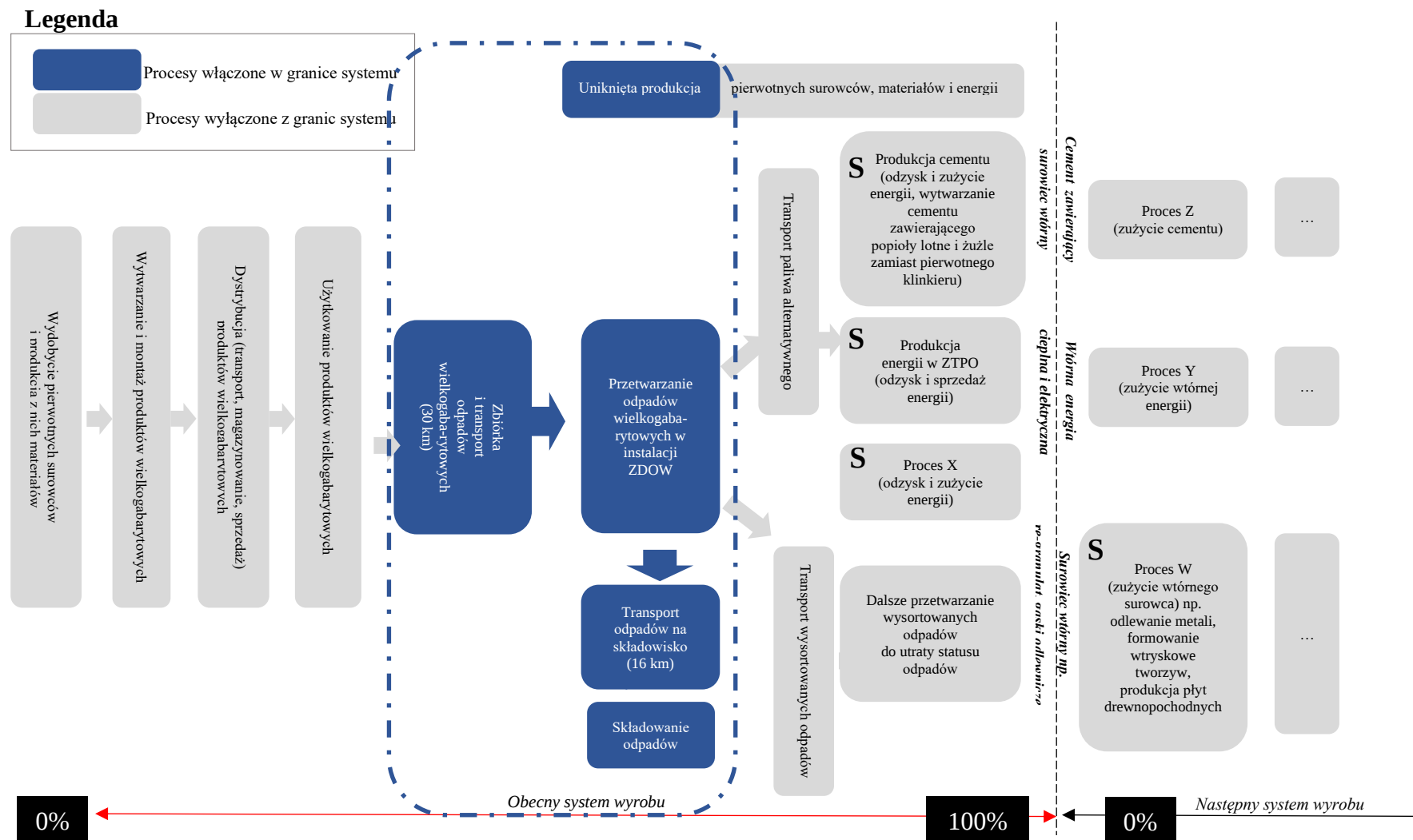
przypadku materiałów zostały określone na bazie ekonomicznych wskaźników
srednioroczna cena skupu odpadów w 2021 roku
srednioroczna cena pierwotnego materiału w punkcie subtytuacji, a w odniesieniu do paliw
substytucja została obliczona na bazie wskaźników określonych na podstawie wartości
opałowych paliw.

Tab. 5-1 Wskaźniki jakości zastosowane w analizie

Rodzaj odpadów/nośnika energii/paliwa	Jednostka	Wskaźnik jakości	Zbiór danych dla materiału pierwotnego (użyty do modelowania unikniętej produkcji pierwotnej)
Wskaźniki jakości dla materiałów w oparte na kryterium ekonomicznym (cenie)			
Złom stalowy i żelazny	zł/Mg	0,72	Średnioroczna cena surowki (2 469,17 zł/tonę) oraz złomu stalowego i żelaznego (1 777,36 zł/tonę) w Polsce w 2021 roku na podstawie: https://www.oig.com.pl/wskazniki/ceny-materialow.html
Złom aluminium	zł/kg	0,46	Średnioroczna cena złomu aluminiowego w Polsce w 2021 roku (4,02 zł/kg) na podstawie: https://www.zlom.info.pl/cena-zlomu/srednie-ceny-zlomu ; Średnioroczna cena aluminium pierwotnego na Londyńskiej Giełdzie Metali w 2021 roku (2 268 USD/Mg, średnioroczny kurs USD w 2021 roku 3,8647 zł/USD, co daje 8,76 zł/kg) https://www.insee.fr/en/statistiques/serie/010002041
Złom miedzi	zł/kg	0,71	Średnioroczna cena złomu miedzi w Polsce w 2021 roku (25,6 zł/kg) na podstawie: https://www.zlom.info.pl/cena-zlomu/srednie-ceny-zlomu ; Średnioroczna cena miedzi pierwotnej na Londyńskiej Giełdzie Metali w 2021 roku (9 317 USD/Mg, średnioroczny kurs USD w 2021 roku 3,8647 zł/USD, co daje 36 zł/kg) https://ar2021.nornickel.com/commodity-market-overview/copper
Tworzywa sztuczne	zł/Mg	0,47	Cena skupu odpadów PET (1 500 zł/tonę) i pierwotnego granulatu PET (3 200 zł/tonę) w Polsce w 2021 roku, na podstawie: https://ios.edu.pl/wp-content/uploads/2022/02/56280-55941_tworzywa_sztuczne_6.pdf
Drewno i produkty drewno-pochodne	b.d.	0,5	Założenie arbitralne ze względu na brak danych
Wskaźniki jakości dla paliw oparte na kryterium fizycznym (wartości opałowej)			
Odpady wielkogabarytowe przeznaczone w ZDOW do odzysku energii w 2021 roku	MJ/kg	15,79	Oszacowanie własne
Paliwo alternatywne wytworzone w scenariuszu ZDOW_BW_SQ	MJ/kg	19,0	Oszacowanie własne
Paliwo alternatywne wytworzone w scenariuszu ZDOW_BW_P	MJ/kg	22,3	Oszacowanie własne
Węgiel kamienny	MJ/kg	27,91	Zastosowanie zbiorów danych z bazy ecoinvent
Lekki olej opałowy	MJ/kg	42,6	Zastosowanie zbiorów danych z bazy ecoinvent
Ciężki olej opałowy	MJ/kg	41,2	Zastosowanie zbiorów danych z bazy ecoinvent
Gaz ziemny	MJ/kg	36	Zastosowanie zbiorów danych z bazy ecoinvent

Biomasa drzewna	MJ/kg	18,9	Zastosowanie zbiorów danych z bazy ecoinvent
Węgiel brunatny	MJ/kg	8,8	Zastosowanie zbiorów danych z bazy ecoinvent
Paliwo nuklearne	MJ/kg	1 402 046	Zastosowanie zbiorów danych z bazy ecoinvent
Biometan	MJ/m ³	34,97	Zastosowanie zbiorów danych z bazy ecoinvent
Produkty z ropy naftowej	MJ	43,4	Zastosowanie zbiorów danych z bazy ecoinvent

Źródło: Opracowanie własne



Rys. 5-1 Granice systemu w analizie LCA przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w instalacji ZDOW w Krakowie
 Źródło: Opracowanie własne

5.2 Inwentaryzacja danych (LCI)

Analizę wykonano dla różnych scenariuszy. Punktem wyjścia jest scenariusz bazowy ZDOW_BW_SQ (opisany w rozdziale 4.3.1). Kolejnym jest scenariusz prognozowany ZDOW_BW_P (opisany w rozdziale 4.4.1) oraz dodatkowe scenariusze zakładające odmienne miksy energetyczne. Dane charakterystyczne dla ocenianych scenariuszy bazowego (SQ) i prognozowanego (P) w przeliczeniu na jednostkę funkcjonalną, tj. przetworzenie strumienia odpadów wielkogabarytowych w ilości 26 697 Mg zaprezentowano w tabeli (Tab. 5-2).

Tab. 5-2 Różnice pomiędzy scenariuszem bazowym (SQ) a prognoza (P) - w przeliczeniu jednostkę funkcjonalną

Wyszczególnienie	Scenariusz bazowy (SQ) ZDOW_BW_SQ	Scenariusz prognozowany (P) ZDOW_BW_P	Jednostka
Odpady poddane zagospodarowaniu w ZDOW:	26 697	26 697	Mg
Paliwo alternatywne do cementowni:	1 609,6	-	Mg
Paliwo alternatywne do odzysku energii:	502,2	-	Mg
Paliwo alternatywne do ZTPO:	8 548,6	5 221,73	Mg
Waste to energy do ZTPO (odpady drewno + tworzywa):	-	7 313,63	Mg
Odpady wielkogabarytowe do ZTPO:	10 759,7	-	Mg
Złom żelazny wysort:	446,1	465,17	Mg
Złom nieżelazny wysort:	-	25,58	Mg
Tworzywa sztuczne wysort:	-	820,56	Mg
Drewno wysort:	-	8 269,00	Mg
Odpady do składowania:	2 997,5	3 323,64	Mg
W tym odpady organiczne:	14,7	16,3	Mg
Gaz składowiskowy (szacunek):	1 556,4	1 725,7	M3
Odpady metalowe (założono, że do unieszkodliwienia, ale nie wliczone do składowania):	470,58	-	Mg
Odpady do magazynowania:	102,78	-	Mg
Wartość opałowa paliwa alternatywnego:	19,0	22,3	MJ/kg
Wartość opałowa odpadów wielkogabarytowych:	15,79	15,79	MJ/kg

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych przedsiębiorstwa

Analiza potencjalnego wpływu na środowisko dwóch zasadniczych scenariuszy została podzielona na trzy zasadnicze obszary:

- oddziaływanie **działalności operacyjnej** – obejmuje zbiórkę i transport odpadów do ZDOW, zużycie mediów i paliw na potrzeby transportu wewnątrzzakładowego w związku z roczną działalnością ZDOW w 2021 roku, a także transport i składowanie odpadów;
- kredyty paliwowe** - korzyści środowiskowe z racji unikniętej produkcji pierwotnych paliw (odzysk energetyczny);
- kredyty materiałowe** - korzyści środowiskowe z racji unikniętej produkcji pierwotnych materiałów (recykling materiałowy).

W scenariuszu bazowym, w szerokim zakresie odpady przetwarzane są na paliwo alternatywne z przeznaczeniem do odzysku energii elektrycznej i ciepłej, przeciwnie niż

w prognozie (Tab. 5-3) – ZDOW_BW_SQ = 21 420 Mg, ZDOW_BW_P = 12 535 Mg. Biorąc pod uwagę wartości opałowe różnych kategorii odpadów oszacowano wartość energetyczną odpadów (paliw) skierowanych do odzysku.

Tab. 5-3 Ilość odpadów przetwarzana celem późniejszego odzysku energii – porównanie scenariuszy [Mg]

Wyszczególnienie			Scenariusz bazowy (SQ) ZDOW_BW_SQ		Scenariusz prognozowany (P) ZDOW_BW_P	
	[Mg]	Odpady kierowane do odzysku energetycznego, w tym:	Ilość odpadów [Mg]	Wartość opałowa [MJ/kg]	Ilość odpadów [Mg]	Wartość opałowa [MJ/kg]
Odpady poddane przetwarzaniu w ZDOW	26 697	paliwo alternatywne kierowane do ZTPO (75% cieplnej i 25%elektrycznej)	8 548,6	19	5 221,73	22,3
		odpady do odzysku energii do ZTPO (75% cieplnej i 25%elektrycznej) (frakcja odpadów wielkogabarytowych – SQ), (drewno + tworzywa -P)	10 759,7	15,79	7 313,63	13,99 (drewno) 30,79 (tw. szt.)
		paliwo alternatywne kierowane do cementowni	1 609,6	19	-	-
		odpady kierowane do odzysku energii	502,2	19	-	-
RAZEM DO ODZYSKU ENERGII [Mg]			21 420,10		12 535,36	
Udział odpadów przekazanych do odzysku energii [%]			80,2%		47,0%	
RAZEM WARTOŚĆ OPAŁOWA PALIW POWSTAŁYCH Z ODPADÓW KIEROWNYCH DO ODZYSKU ENERGII [MJ]			372 443 263,00		227 952 674,60	

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych przedsiębiorstwa

Odpady kierowane do odzysku energii są bezpośrednim substytutem paliw kopalnych (miks paliwowego) wykorzystywanych do produkcji energii cieplnej i elektrycznej. W tabelach poniżej przedstawiono miks paliw wykorzystywanych do produkcji ciepła (Tab. 5-4) oraz do produkcji energii elektrycznej w tabeli (Tab. 5-5).

Tab. 5-4 Struktura paliw zużywanych do generowania ciepła przyjęta w analizie

Źródło informacji o strukturze zużycia paliw (miks paliwowy)		MPEC 2021
Nazwa stworzonego zbioru danych dla miks paliwowego		Fuel mix for heat (based on MPEC report, 2021)
Paliwo/nośnik energii	Nazwa oryginalnego zbioru danych dla poszczególnych paliw/nośników energii	Udział paliw/nośników energii
Węgiel kamienny	Hard coal {Europe, without Russia and Turkey} market for hard coal Cut-off, U	99,2%
Olej opalowy lekki	Light fuel oil {RER} market group for light fuel oil Cut-off, U	0,67%
Olej opalowy ciężki	Heavy fuel oil {RER} market group for heavy fuel oil Cut-off, U	0,15%

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (MPEC, 2022)

Tab. 5-5 Struktura paliw używanych do generowania energii elektrycznej przyjęta w analizie

Źródło informacji o strukturze zużycia paliw (miks paliwowy)		Miks rezydualny dla Polski, AIB 2021
Nazwa stworzonego zbioru danych dla miksu paliwowego		Fuel mix for electricity (based on AIB report, residual mix for Poland, 2021)
Paliwo/nośnik energii	Nazwa oryginalnego zbioru danych dla poszczególnych paliw/nośników energii	Udział paliw/nośników energii
Węgiel kamienny	Hard coal {Europe, without Russia and Turkey} market for hard coal Cut-off, U	79,3%
Węgiel brunatny	Lignite {RER} market for lignite Cut-off, U	0,03%
Olej opalowy lekki	Light fuel oil {RER} market group for light fuel oil Cut-off, U	0,03%
Olej opalowy ciężki	Heavy fuel oil {RER} market group for heavy fuel oil Cut-off, U	0,03%
Gaz ziemny	Natural gas, high pressure {PL} market for natural gas, high pressure Cut-off, U	11,42%
Paliwo nuklearne	Nuclear fuel element, for pressure water reactor, UO2 4.2% & MOX {GLO} market for nuclear fuel element, for pressure water reactor, UO2 4.2% & MOX Cut-off, U	1,25%
Biomasa	Wood chips, wet, measured as dry mass {Europe without Switzerland} market for wood chips, wet, measured as dry mass Cut-off, U	2,44%
Energia wiatru	Energy, kinetic (in wind), converted	2,66%
Energia słońca	Energy, solar, converted	2,29%
Energia wody	Energy, potential (in hydropower reservoir), converted	0,56%

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (AIB, 2022)

W znacznie mniejszym zakresie w scenariuszu bazowym w porównaniu z prognozą sortowane są odpady w celu dalszego przekazania do recyklingu – dotyczy to tylko metali żelaznych oraz zastępowania pierwotnego klinkieru produktami spalania paliwa alternatywnego. W przypadku scenariusza prognozowanego wysortowano łącznie ok. 36% odpadów, które następnie zostały przekazane do recyklingu. W wyniku recyklingu uniknięto produkcji surówki, metali nieżelaznych, tworzyw sztucznych, a w szczególności produkcji zrębków drzewnych (Tab. 5-6), wykorzystywanych w dalszej kolejności do produkcji nowych produktów.

Tab. 5-6 Ilość odpadów przekazana do recyklingu – porównanie scenariuszy [kg]

Wyszczególnienie			Scenariusz bazowy (SQ) ZDOW_BW_SQ	Scenariusz prognozowany (P) ZDOW_BW_P
	[Mg]	Odpady kierowane do recyklingu, w tym:	[kg]	
Odpady poddane przetwarzaniu w ZDOW	26 697	Złom stalowy i żelazny przeznaczony do recyklingu	446 100	465 170
		Złom metali nieżelaznych przeznaczony do recyklingu	-----	25 580
		Wysortowane odpady z tworzyw sztucznych przeznaczone do recyklingu	-----	820 560

	Wysortowane odpady z drewna przeznaczone do recyklingu	----	8 269 000
RAZEM DO RECYKLINGU [kg]		446 100	9 580 310
Udział odpadów przekazanych do recyklingu [%]		1,7%	35,9%
RAZEM uniknięte materiały [kg]		321 077	4 868 941
Klinkier, z 466,78 ton cementu [kg]		52 046	

Źródło: Opracowanie własne

W tabeli poniżej (Tab. 5-7) w sposób zagregowany przedstawiono wartości unikniętej produkcji pierwotnych paliw oraz materiałów. Substytucję paliw z racji wytwarzania paliwa alternatywnego do odzysku energii ustalono na podstawie oszacowanych wartości opałowych, natomiast substytucję materiałów z tytułu pozyskiwania odpadów do recyklingu, obliczone zostały z wykorzystaniem wskaźników jakości, o których mowa w Tab. 5-1.

Tab. 5-7 Uniknięte pierwotne paliwa i materiały – porównanie scenariuszy

Wyszczególnienie	Scenariusz bazowy (SQ) ZDOW_BW_SQ		Scenariusz prognozowany (P) ZDOW_BW_P	
Węgiel kamienny	12 461 097	kg	7 698 567	kg
Lekki olej opałowy	42 498	kg	28 106	kg
Ciężki olej opałowy	6 277	kg	4 152	kg
Gaz ziemny	266 698	m3	183 549	m3
Energia wiatru	2 208 662	MJ	1 516 583	MJ
Biomasa	107 942	kg	74 119	kg
Energia słońca	1 901 442	MJ	1 305 630	MJ
Paliwo nuklearne	0,74	kg	0,51	kg
Energia wody	464 981	MJ	319 281	MJ
Ropa naftowa	1 148	kg	788	kg
Węgiel brunatny	2 831	kg	1 944	kg
Surówka	321 077	kg	334 840	kg
Miedz anodowa	-	kg	9 094	kg
Wlewki aluminiowe	-	kg	5 869	kg
Tworzywa sztuczne	-	kg	384 638	kg
Wióry/zrębki drzewne	-	kg	4 134 500	kg
Klinkier	52 046	kg	0	kg

Źródło: Opracowanie własne

5.3 Metodyka LCIA i rodzaje wpływów

Ocena wpływu cyklu życia (LCIA) została przeprowadzona przy użyciu metody Environmental Footprint 3.1 (adapted). Użyta metoda stanowi wersję zaadoptowaną do potrzeb oprogramowania SimaPro. Została opracowana przez Wspólne Centrum Badawcze (*ang. Joint Research Centre*) na zlecenie Komisji Europejskiej (Komisja Europejska, 2021). Obejmuje 16 kategorii wpływu oraz szereg podkategorii, które zostały zaprezentowane w tabeli poniżej (Tab. 5-8). Metoda zawiera wskaźniki umożliwiające następujące kroki proceduralne: charakteryzowanie, ocenę szkody, normalizowanie i ważenie.

Tab. 5-8 Kategorie i podkategorie wpływu, jednostki oraz modele charakteryzowania w metodzie Environmental Footprint 3.1 (adapted))

KATEGORIE/Podkategorie WPLYWU (ENGLISH/POLSKI)		Wskaźnik kategorii oddziaływania	JEDNOSTKA
CLIMATE CHANGE, TOTAL	ZMIANA KLIMATU	Współczynnik globalnego ocieplenia w perspektywie 100 lat (GWP100);	kg CO ₂ eq
Climate change - Fossil	Zmiana klimatu – kopalne		
Climate change - Biogenic	Zmiana klimatu – biogeniczne		
Climate change - Land use and LU change	Zmiana klimatu – użytkowanie terenu i zmiana LU		
RESOURCE USE, FOSSILS	ZUŻYCIE ZASOBÓW, KOPALNE	Zubożenie zasobów abiotycznych – paliwa kopalne (ADP – surowce kopalne)	MJ
HUMAN TOXICITY, NON- CANCER	TOKSYCZNOŚĆ WOBEC LUDZI, NIENOWOTWOROWE	porównawcza jednostka toksyczności dotycząca ludzi (CTUh)	CTUh porównawcza jednostka toksyczności w odniesieniu do ludzi wyrażająca oszacowany wzrost śmiertelności w całkowitej populacji ludzkiej (liczba przypadków na 1 kg emitowanej substancji)
Human toxicity, non-cancer - metals	Toksyczność wobec ludzi, nienowotworowe - metale		
Human toxicity, non-cancer - inorganics	Toksyczność wobec ludzi, nienowotworowe – nieorganiczne		
Human toxicity, non-cancer - organics	Toksyczność wobec ludzi, nienowotworowe – organiczne		
HUMAN TOXICITY, CANCER	TOKSYCZNOŚĆ WOBEC LUDZI, NOWOTWOROWE	porównawcza jednostka toksyczności dotycząca ludzi (CTUh)	CTUh
Human toxicity, cancer - metals	Toksyczność wobec ludzi, nowotworowe - metale		
Human toxicity, cancer - inorganics	Toksyczność wobec ludzi, nowotworowe – nieorganiczne		
Human toxicity, cancer - organics	Toksyczność wobec ludzi, nowotworowe – organiczne		
ACIDIFICATION	ZAKWASZENIE	skumulowane przekroczenie	Ekwiwalent mola H ⁺ [mol H ⁺ eq]
PARTICULATE MATTER	CZĄSTKI STAŁE	wpływ na zdrowie ludzi	Disease incidence [zachorowalność]
PHOTOCHEMICAL OZONE FORMATION, HH	FORMOWANIE OZONU FOTOCHEMICZNEGO, HH	wzrost stężenia ozonu w warstwie przyziemnej	Kilogram ekwiwalentu niemetanowych lotnych związków organicznych (NMLZO) [kg NMVOC eq]
WATER USE	ZUŻYCIE WODY	Potencjał pozbawienia	ekwiwalent ilości wody, jakiej

		użytkownika wody (zużycie wody ważone pozbawieniem)	pozbawiony został użytkownik, w m ³ [m ³ water eq of deprived]
RESOURCE USE, MINERAL AND METALS	ZUŻYCIE ZASOBÓW, MINERAŁY I METALE	Zubożenie zasobów abiotycznych (końcowe zasoby ADP)	kg Sb eq
EUTROPHICATION TERRESTRIAL	EUTROFIZACJA GLEB	skumulowane przekroczenie	Ekwiwalnet mola N [mol N eq]
EUTROPHICATION FRESHWATER	EUTROFIZACJA WODY SŁODKIEJ	frakcja substancji biogennych docierająca do wód słodkich (P)	Kilogram ekwiwalentu P [kg P eq]
EUTROPHICATION MARINE	EUTROFIZACJA WODY MORSKIEJ	frakcja substancji biogennych docierająca do wód morskich (N)	Kilogram ekwiwalentu N [kg N eq]
ECOTOXICITY FRESHWATER	EKOTOKSYCZNOŚĆ WOBEC WODY SŁODKIEJ	Porównawcza jednostka toksyczności w przypadku ekosystemów	CTUe porównawcza jednostka toksyczności wobec ekosystemów wyraża oszacowaną frakcję gatunków potencjalnie dotkniętą stresem środowiskowym (PAF potentially affected fraction of species) [PAF m3 year]
Ecotoxicity, freshwater - metals	Ekotoksyczność wobec wody słodkiej - metale		
Ecotoxicity, freshwater - inorganics	Ekotoksyczność wobec wody słodkiej – nieorganiczne		
Ecotoxicity, freshwater - organics	Ekotoksyczność wobec wody słodkiej – organiczne		
LAND USE	UŻYTKOWANIE TERENU	wskaźnik jakości gleby (produkcja biotyczna, odporność na erozję, filtracja mechaniczna i uzupełnianie wód gruntowych)	wielkość bezwymiarowa Dimensionless (pt)
IONISING RADIATION, HH	PROMIENIOWANIE JONIZUJĄCE, HH	Skuteczność narażenia ludzi dotycząca U ²³⁵	Kilobekereel ekwiwalentu U ²³⁵ [kBq U ²³⁵ eq]
OZONE DEPLETION	UBOŻENIE WARSTWY OZONOWEJ	potencjał niszczenia ozonu (ODP)	Kilogram ekwiwalentu CFC-11 kg CFC-11 eq EDIP

Źródło: Opracowanie własne na podstawie zaleceń KE (Komisja Europejska, 2021)

Zestaw ten obejmuje 16 kategorii oddziaływania na środowisko, z których cztery: zużycie zasobów – zasobów wodnych, surowców mineralnych i surowców kopalnych oraz użytkowanie gruntów to kategorie, w których powstanie problemu środowiskowego

wiąże się z pobraniem zasobów ze środowiska. Pozostałych jedenaście to kategorie emisyjne, w których uwolnienie związku do środowiska uruchamia mechanizm środowiskowy.

Badanie LCA przeprowadzono przy użyciu programu SimaPro 9.5.0.1 oraz bazy danych ecoinvent 3.9.1 (cut off allocation by classification). Interpretację przeprowadzono z wykorzystaniem procedury identyfikacji znaczących kwestii opracowanej przez Wspólne Centrum Badawcze (*ang. Joint Research Centre*) na zlecenie Komisji Europejskiej na potrzeby metodyki śladów środowiskowych produktów i organizacji (Komisja Europejska, 2021). Wyniki LCIA wykazywane i analizowane będą w porządku zgodnym z procedurą identyfikacji znaczących kwestii zaprezentowaną w tabeli (Tab. 5-9) i wyrażone w jednostce miary (Pt – punkty ekwiwalentne/ekowskażnik), co odpowiada średniemu wpływowi środowiskowemu jednej jednostki (np. jednego produktu, jednej działalności) w odniesieniu do całkowitego obciążenia środowiska w Europie. Jest to sposób wyrażania wyników oceny wpływu na środowisko w jednostkach, które mogą być łatwiej porównywane i interpretowane. Ponieważ analizie podlega tylko jeden etap cyklu życia - koniec życia (EoL), to pominięty zostanie krok 2 (identyfikacja znaczących etapów cyklu życia).

Tab. 5-9 Identyfikacja znaczących kwestii według metodyki śladów środowiskowych

Co identyfikowane?		Na jakim poziomie wyników?	Jaki jest próg?
Krok 1	Znaczące kategorie wpływu	Ważone wyniki LCIA (skumulowany wskaźnik – total/single score)	Należy uwzględnić kategorie wpływu (po ich uszeregowaniu od najwyższego do najniższego wyniku), które razem odpowiedzialne są za co najmniej 80% skumulowanego wskaźnika (total/single score)
Krok 2	Znaczące etapy cyklu życia	Charakteryzowane wyniki LCIA - dla każdej znaczącej kategorii wpływu (zidentyfikowanej w kroku 1)	Należy uwzględnić wszystkie te etapy cyklu życia (uszeregowane od najwyższego do najniższego wyniku), które w ramach każdej ze znaczących kategorii wpływu odpowiedzialne są za co najmniej 80% wyniku wskaźnika dla tej kategorii. Jeśli udział etapu użytkowania przekracza 50% to należy wyłączyć go i analizować oddzielnie.
Krok 3	Znaczące procesy	Charakteryzowane wyniki LCIA - dla każdej znaczącej kategorii wpływu (zidentyfikowanej w kroku 1)	Wszystkie procesy (uszeregowane od najwyższego do najniższego wyniku), które łącznie odpowiedzialne są (w ramach cyklu życia) za co najmniej 80% wyniku dla każdej znaczącej kategorii wpływu (udział % procesów liczony z pominięciem wartości ujemnych).
Krok 4	Znaczące strumienie elementarne	Charakteryzowane wyniki LCIA - dla każdego znaczącego procesu (zidentyfikowanego w kroku 3) w ramach każdej znaczącej kategorii wpływu	Wszystkie strumienie (uszeregowane od najwyższego do najniższego wyniku), które łącznie odpowiedzialne są za co najmniej 80% wyniku dla każdego znaczącego procesu w ramach każdej znaczącej kategorii wpływu (udział % procesów liczony z pominięciem wartości ujemnych).

Źródło: Opracowanie własne na podstawie zaleceń KE (Komisja Europejska, 2021)

5.4 Wyniki LCIA w analizowanych scenariuszach

5.4.1 Działalność operacyjna

Całkowite potencjalne oddziaływanie na środowisko związane z roczną działalnością operacyjną ZDOW wynosi 150 Pt. W ramach działalności ZDOW przyjęto pewne założenia określone mianem „prognozy”. Różnice pomiędzy scenariuszem bazowym a prognozą zaprezentowano w Tab. 5-2. Z punktu widzenia danych inwentarzowych dla działalności operacyjnej, nie ma dużych różnic pomiędzy scenariuszami. Z tego też powodu, różnice w wynikach LCIA dla działalności operacyjnej są znikome (Tab. 5-10 oraz Rys. 5-2). W głównej mierze oddziaływanie to jest generowane w zakresie pięciu następujących problemów środowiskowych (tzw. znaczących kategorii wpływu, które obejmują 87 % całkowitego oddziaływania (130 Pt):

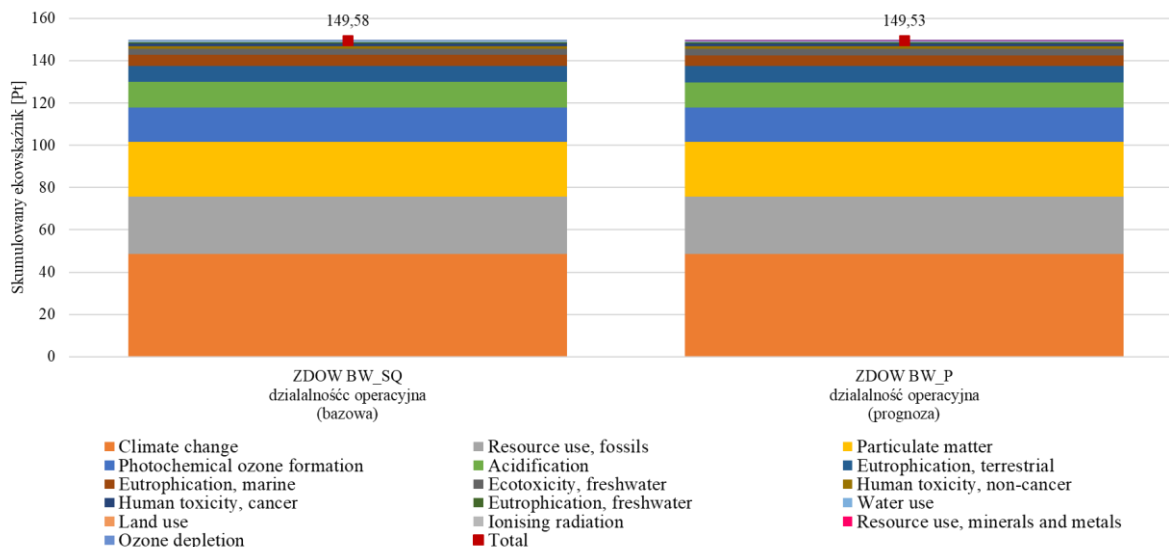
- Zmiany klimatu – 48,6 Pt (32%)
- Zużycia zasobów, kopalnych – 27,1 Pt (18%)
- Cząstek stałych – 25,9 Pt (17%)
- Formowania ozonu fotochemicznego – 16,3 Pt (11%)
- Zakwaszenia – 11,9 Pt (8%).

Tab. 5-10 Oddziaływanie na środowisko działalności operacyjnej w scenariuszu bazowym ZDOW BW SQ oraz w prognozie ZDOW BW P [Pt] (poziom ważenia)

Kategoria wpływu (ENG)	Kategoria wpływu (PL)	ZDOW_BW_SQ działalność operacyjna (bazowa)		ZDOW_BW_P - działalność operacyjna (prognoza)	
		Pt	[%]	Pt	[%]
Total	Skumulowany ekowskaźnik	149,58	100	149,53	100
Climate change	Zmiana klimatu	48,59	32	48,59	32
Resource use, fossils	Zużycie zasobów, kopalne	27,15	18	27,14	18
Particulate matter	Cząstki stałe	25,90	17	25,88	17
Photochemical ozone formation	Formowanie ozonu fotochemicznego	16,34	11	16,33	11
Acidification	Zakwaszenie	11,88	8	11,87	8
Eutrophication, terrestrial	Eutrofizacja gleb	7,64	5	7,63	5
Eutrophication, marine	Eutrofizacja wody morskiej	5,14	3	5,14	3
Ecotoxicity, freshwater	Ekotoksyczność wobec wody słodkiej	2,90	2	2,90	2
Human toxicity, non-cancer	Toksyczność wobec ludzi, nienowotworowe	1,25	1	1,25	1
Human toxicity, cancer	Toksyczność wobec ludzi, nowotworowe	1,24	1	1,25	1
Eutrophication, freshwater	Eutrofizacja wody słodkiej	0,69	0,5	0,69	0,5
Water use	Zużycie wody	0,58	0,4	0,58	0,4
Land use	Użytkowanie terenu	0,15	0,1	0,15	0,1
Ionising radiation	Promieniowanie jonizujące	0,06	0,04	0,06	0,04

Resource use, minerals and metals	Zużycie zasobów,	0,06	0,04	0,06	0,04
Ozone depletion	minerałów i metali	0,03	0,02	0,03	0,02

Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00



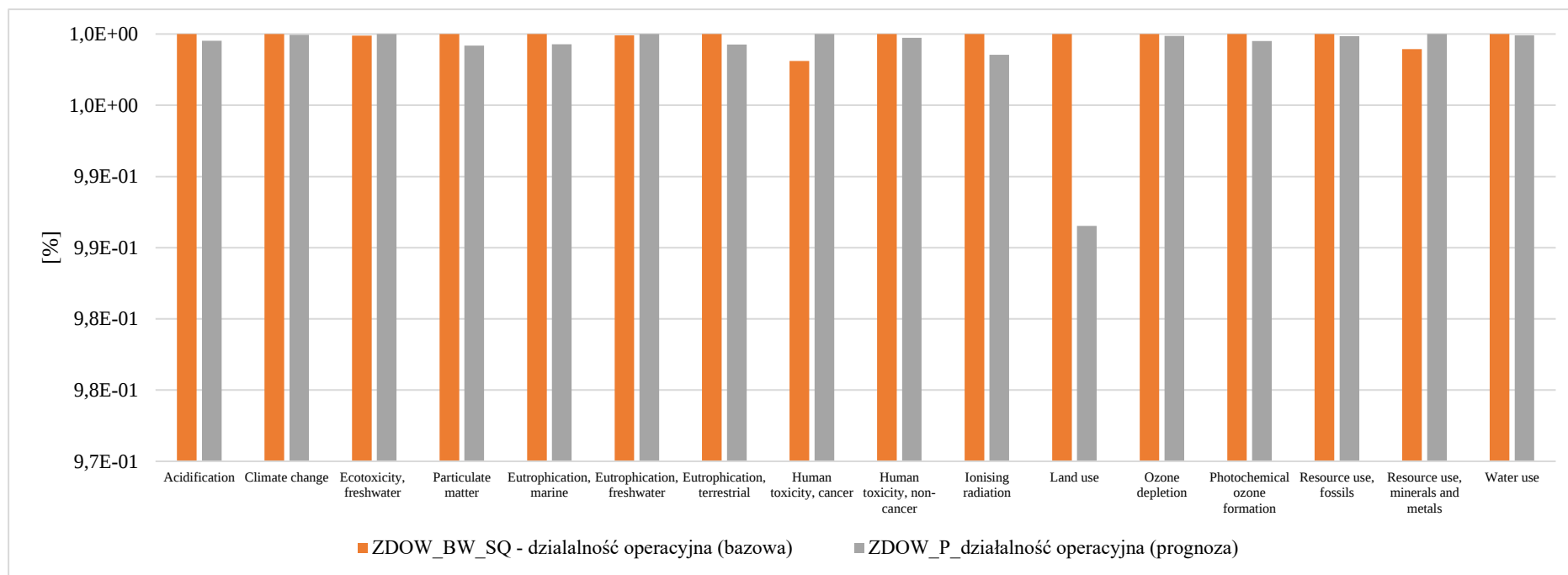
Rys. 5-2 **Działalność operacyjna** - oddziaływanie na środowisko w scenariuszu bazowym ZDOW_BW_SQ oraz w prognozie ZDOW_BW_P [Pt] (poziom ważenia)

Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

Tab. 5-11 **Działalność operacyjna** - oddziaływanie na środowisko w scenariuszu bazowym oraz scenariuszu prognozowanym (poziom charakteryzowania)

Impact category	Unit	ZDOW_BW_SQ działalność operacyjna (bazowa)	ZDOW_P działalność operacyjna (prognoza)
Acidification	mol H ⁺ eq	10646,182	10641,233
Climate change	kg CO ₂ eq	1742628,5	1742539,9
Ecotoxicity, freshwater	CTUe	8563001,9	8563964,7
Particulate matter	disease inc.	0,17210054	0,17196
Eutrophication, marine	kg N eq	3396,817	3394,3702
Eutrophication, freshwater	kg P eq	39,707918	39,71196
Eutrophication, terrestrial	mol N eq	36379,33	36352,586
Human toxicity, cancer	CTUh	0,001008098	0,00101
Human toxicity, non-cancer	CTUh	0,008732263	0,00873
Ionising radiation	kBq U-235 eq	4690,3425	4683,542
Land use	Pt	1535385,9	1514715
Ozone depletion	kg CFC11 eq	0,024203409	0,0242
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	13963,431	13956,4718
Resource use, fossils	MJ	21208968	21205891
Resource use, minerals and metals	kg Sb eq	0,046410527	0,04646
Water use	m ³ depriv.	78528,715	78521,21

Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

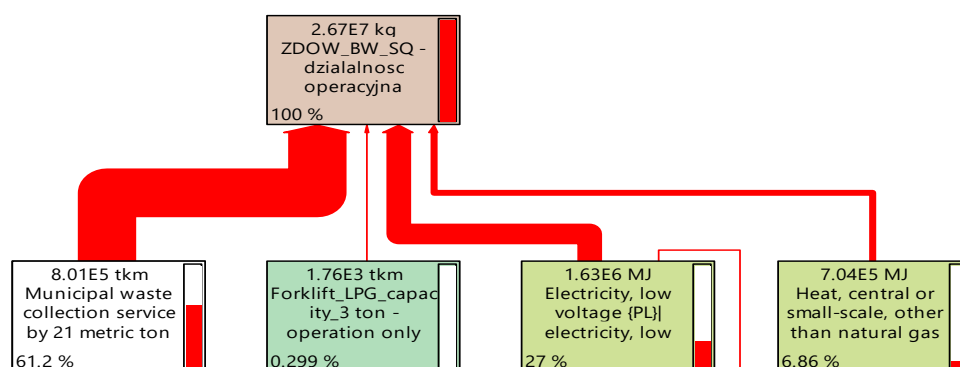


Rys. 5-3 **Działalność operacyjna** - oddziaływanie na środowisko w scenariuszu bazowym ZDOW_BW_SQ oraz w prognozie ZDOW_BW_P [%] (poziom charakteryzowania)
 Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

W ramach każdej z pięciu znaczących kategorii wpływu, zidentyfikowano znaczące procesy, które wywierają istotny wpływ na środowisko. Wykorzystane do obliczeń oprogramowanie Sima Pro 9.5.0.1 umożliwia przedstawienie w sposób graficzny w postaci diagramów przepływu udział procentowy poszczególnych procesów w ramach każdej znaczącej kategorii wpływu. Kolor czerwony przepływów oznacza negatywne oddziaływanie na środowisko, a kolor zielony oddziaływanie pozytywne (korzyść środowiskową).

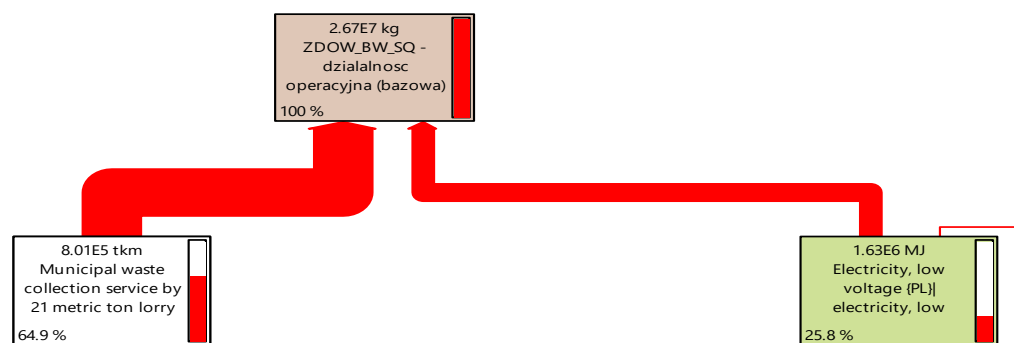
Dominującym procesem w ramach znaczących kategorii wpływu jest proces zbierania i transportowania odpadów, który posiada „swoją historię technologiczną” tzn. oddziaływanie jest powiązane z cyklem życia paliwa (od kołyski do baku), cyklem życia pojazdu (od kołyski do końca życia), cyklem życia drogi (od kołyski do końca życia), cyklem życia materiałów eksploatacyjnych oraz użytkowaniem pojazdu (emisje do powietrza z racji spalania paliwa) *Municipal waste collection service by 21 metric ton lorry {GLO}* market for *municipal waste collection service by 21 metric ton lorry*. Skumulowany udział tego procesu wynosi, dla:

- Zmian klimatu – 61,2% (Rys. 5-4),
- Zużycia zasobów kopalnych – 64,9 % (Rys. 5-5),
- Częstek stałych – 81,4% (Rys. 5-6),
- Formowania ozonu fotochemicznego – 77, 9% (Rys. 5-7)
- Zakwaszenia – 54,6% (Rys. 5-8).



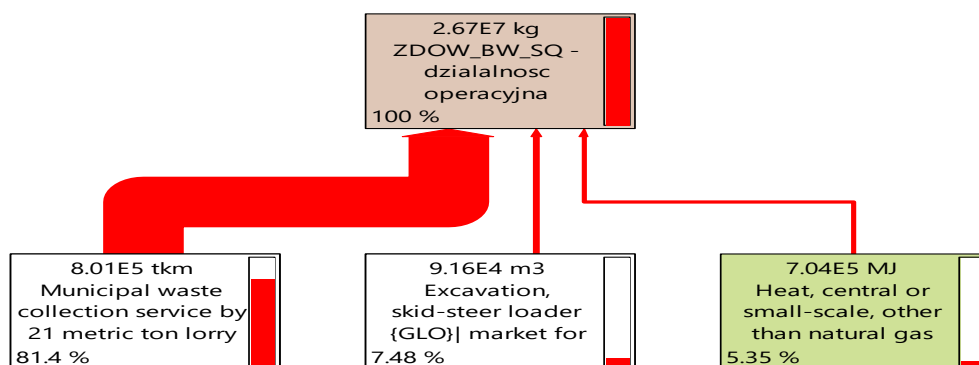
Rys. 5-4 ZDOW_SQ - działalność operacyjna - udział procesów w tworzeniu oddziaływania na środowisko w zakresie **zmian klimatu**

Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

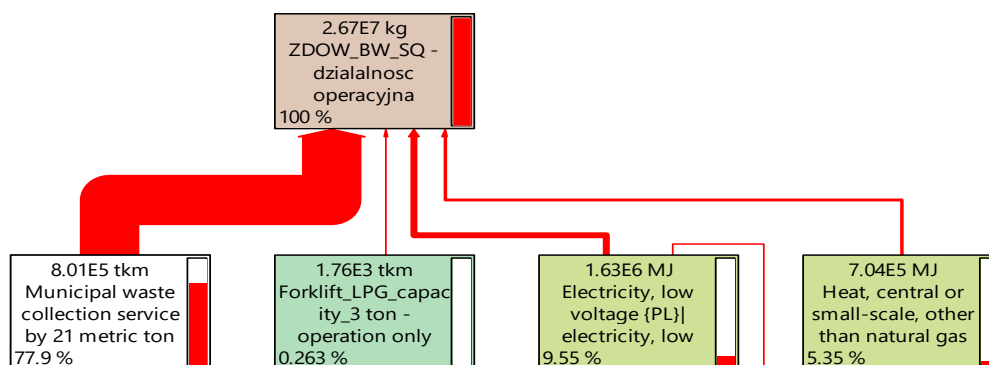


Rys. 5-5 ZDOW_SQ - działalność operacyjna - udział procesów w tworzeniu oddziaływania na środowisko w zakresie **zużycia zasobów, kopalnych** (udziały skumulowane Σ, odcięcia 7%, poziom charakteryzowania)

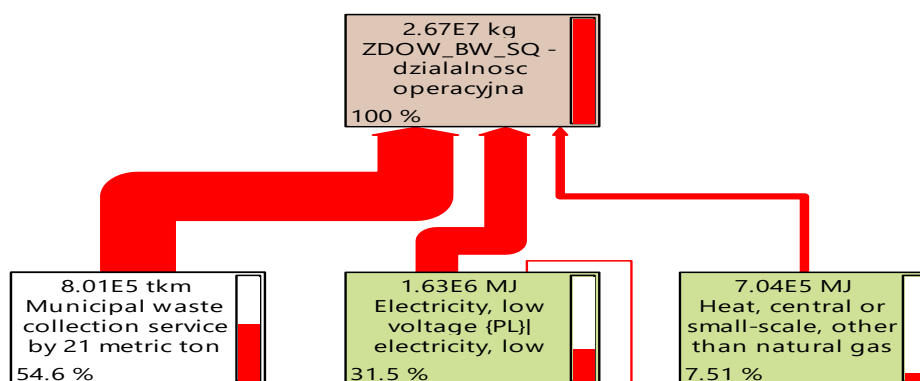
Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00



Rys. 5-6 ZDOW_SQ - **działalność operacyjna** - udział procesów w tworzeniu oddziaływania na środowisko w zakresie **cząstek stałych** (udziały skumulowane Σ , odcięcia 3%, poziom charakteryzowania)
 Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00



Rys. 5-7 ZDOW_SQ - **działalność operacyjna** - udział procesów w tworzeniu oddziaływania na środowisko w zakresie **formowania ozonu fotochemicznego** (udziały skumulowane Σ , odcięcia 5%, poziom charakteryzowania)
 Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00



Rys. 5-8 ZDOW_SQ - **działalność operacyjna** - udział procesów w tworzeniu oddziaływania na środowisko w zakresie **zakwaszenia** (udziały skumulowane Σ , odcięcia 5%, poziom charakteryzowania)
 Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

Diagramy przepływu wskazują, że pod względem sumarycznego udziału w znaczących kategoriach wpływu, na drugim miejscu jest łańcuch dostaw energii elektrycznej zużywanej na potrzeby rocznej działalności ZDOW. Zużycie energii elektrycznej wiąże się z pozyskaniem nośników energii (np. kopalnie węgla), transportem nośników energii, budową i działalnością elektrowni (generowanie energii), a także infrastrukturą i funkcjonowaniem sieci przesyłowych oraz dystrybucyjnych. Łańcuch dostaw energii elektrycznej został zamodelowany jako miks rezydualny - *Electricity, low voltage {PL}| electricity, low voltage, residual mix*. Skumulowany udział tego procesu wynosi, dla:

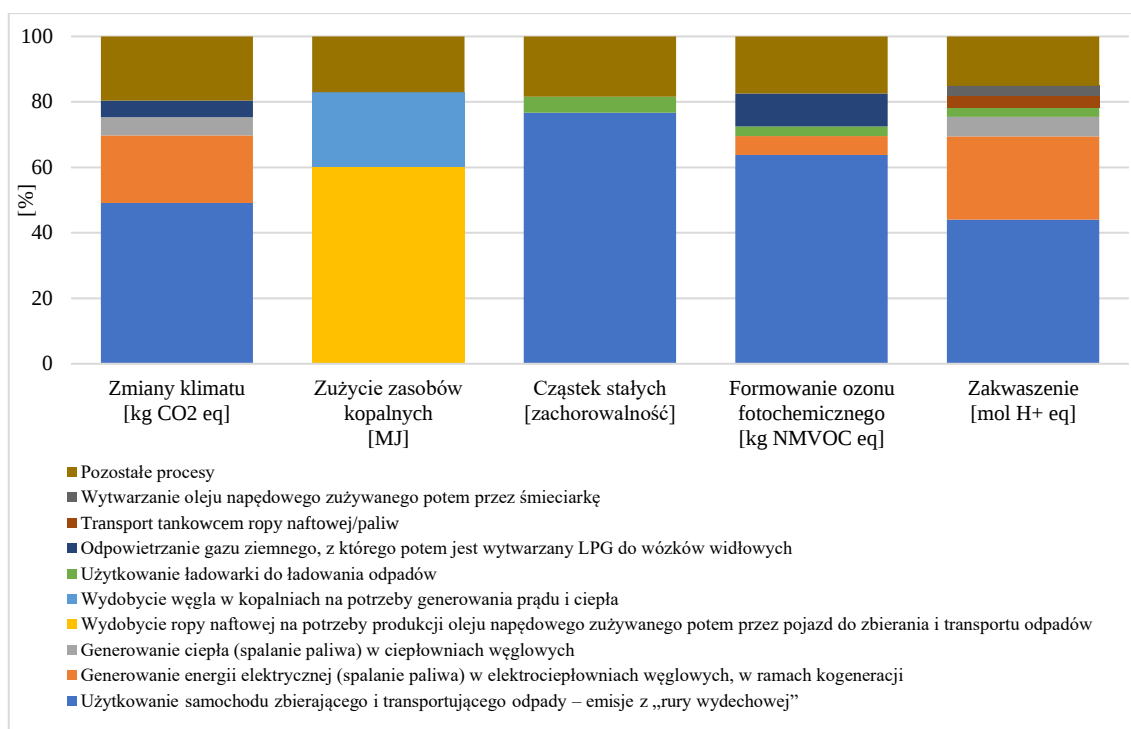
- Zmian klimatu – 27% (Rys. 5-4),
- Zużycia zasobów kopalnych – 25,8 % (Rys. 5-5),
- Częstek stałych – 2,78% (Rys. 5-6), udział poniżej założonego progu odcięć 3%, dlatego niewidoczny na rysunku,
- Formowania ozonu fotochemicznego – 9,55% (Rys. 5-7)
- Zakwaszenia – 31,5% (Rys. 5-8).

Na trzecim miejscu pod względem sumarycznego udziału w tworzeniu wpływu na środowisko można wykazać łańcuch dostaw ciepła dostarczanego do ZDOW, w szczególności ciepła opartego na węglu kamiennym - *Heat, central or small-scale, other than natural gas {Europe without Switzerland}| heat production, hard coal coke, stove 5-15kW*. Skumulowany udział tego procesu wynosi, dla:

- Zmian klimatu – 6,86% (Rys. 5-4),
- Zużycia zasobów kopalnych – 4,45%, udział poniżej założonego progu odcięć 7%, dlatego niewidoczny na (Rys. 5-5),
- Częstek stałych – 5,35% (Rys. 5-6),
- Formowania ozonu fotochemicznego – 5,35% (Rys. 5-7)
- Zakwaszenia – 7,51% (Rys. 5-8).

Z punktu widzenia tworzenia pyłów zawieszonych (cząstek stałych), ważnym procesem jest także użytkowanie ładowarki powiązane z cyklem życia pojazdu i paliwa oraz emisjami wynikającymi z jego spalania - *Excavation, skid-steer loader {GLO}| market for excavation, skid-steer loader*. Skumulowany udział tego procesu w ramach kategorii cząstki stałe wynosi 7,48% (Rys. 5-6).

Na rysunku poniżej (Rys. 5-9) przedstawiono w sposób graficzny udział procesów w poszczególnych znaczących kategoriach wpływu w ramach działalności operacyjnej.



Rys. 5-9 **Działalność operacyjna** - udział procesów w tworzeniu oddziaływania na środowisko w zakresie wszystkich pięciu znaczących kategorii wpływu (poziom charakteryzowania)

Zgodnie z procedurą interpretacyjną ostatnim krokiem interpretacyjnym jest identyfikacja znaczących strumieni elementarnych, które wskazują jakie zasoby lub związki są pobierane lub emitowane do środowiska, przyczyniając się do potencjalnego wpływu w ramach znaczących kategorii wpływu. W zakresie zmian klimatu wymienione w poprzednim kroku procesy (zbiórka i transport odpadów, generowanie prądu i ciepła w elektrociepłowniach) prowadzą przede wszystkim do emisji kopalnego ditlenku węgla. Emisja tego gazu cieplarnianego odpowiada za 83,5% oddziaływania w ramach zmian klimatu. Wśród zasobów kopalnych w głównej mierze wydobywane są ropa naftowa (paliwo do śmieciarki) oraz węgiel kamienny (paliwo do produkcji energii). Pozostałe znaczące strumienie elementarne wymienione są w tabeli (Tab. 5-12).

Tab. 5-12 Scenariusz ZDOW_BW_SQ – **działalność operacyjna**- identyfikacja znaczących **strumieni elementarnych** (poziom charakteryzowania)

Znaczące kategorie wpływu i charakteryzowany wynik wskaźnika	Znaczące strumienie elementarne	Udział [%]
Zmiana klimatu [1 742 628 eq CO ₂ kg = 100%]	Ditlenek węgla kopalny, emisja do powietrza, teren o wysokiej gęstości zaludnienia	54,9
	Ditlenek węgla kopalny, emisja do powietrza, teren o niskiej gęstości zaludnienia	28,6
Zużycie zasobów, kopalne [21 208 968 MJ = 100%]	Ropa naftowa	65,9
	Węgiel kamienny	25,7
Cząstki stałe [0,17 disease inc = 100%]	Cząstki < 2.5 µm, emisja do powietrza, teren o wysokiej gęstości zaludnienia	71,3
	Cząstki < 2.5 µm, emisja do powietrza, nieokreślona	11,7

Formowanie ozonu fotochemicznego [13 963 kg NMVOC eq = 100%]	Tlenki azotu, emisja do powietrza, teren o wysokiej gęstości zaludnienia	44,2
	NMLZO, emisja do powietrza, teren o wysokiej gęstości zaludnienia	19,9
	NMLZO, emisja do powietrza, teren niskiej gęstości zaludnienia	12,2
	Tlenki azotu, emisja do powietrza, teren o niskiej gęstości zaludnienia	9,3
Zakwaszenie [10 646 mol H ⁺ eq = 100%]	Tlenki azotu, emisja do powietrza, teren o wysokiej gęstości zaludnienia	42,9
	Ditlenek siarki, emisja do powietrza, teren niskiej gęstości zaludnienia	28,1
	Tlenki azotu, emisja do powietrza, teren o niskiej gęstości zaludnienia	9,0
	Ditlenek siarki, emisja do powietrza, teren o wysokiej gęstości zaludnienia	8,2

Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

5.4.2 Kredyty paliwowe i materiałowe

W scenariuszu bazowym (ZDOW_BW_SQ) uzyskano większą korzyść środowiskową z racji kredytów paliwowych, niż w prognozie (ZDOW_BW_P). W przypadku kredytów materiałowych, sytuacja przedstawia się odwrotnie. Rysunek (Rys. 5-10) oraz tabela (Tab. 5-13) przedstawiają ważone wyniki LCIA, sumarycznie (skumulowany ekowskażnik) kredyty (paliwowe i materiałowe) wypadają lepiej dla prognozy, gdzie łączna potencjalna korzyść środowiskowa wynosi (*minus*) -849,7 Pt, a dla wariantu bazowego (*minus*) -828,7 Pt. Jednak dla poszczególnych kategorii wpływu, ta relacja jest już bardziej zróżnicowana. W scenariuszu bazowym kredyty materiałowe są niewielkie (tylko surówka i klinkier) i potencjalna korzyść z nich wynikająca wynosi (*minus*) -40,9 Pt, podczas gdy w prognozie sumaryczna materiałowa korzyść środowiskowa jest 9-krotnie wyższa i wynosi (*minus*) -367,5 Pt. Natomiast kredyty paliwowe w scenariuszu bazowym są duże, co wiąże się z dużą korzyścią środowiskową wynoszącą (*minus*) -787,8 Pt. W prognozie mniej paliw kierowanych jest do odzysku energii, stąd kredyty paliwowe są mniejsze i korzyść środowiskowa wynosi (*minus*) -482,2 Pt.

Kredyty paliwowe w scenariuszu bazowym i prognozie przynoszą korzyść środowiskową z racji unikniętych oddziaływań przede wszystkim w zakresie zużycia zasobów kopalnych (uniknięte wydobycie i pozyskanie paliw kopalnych - 58,7%) oraz zmiany klimatu (15,1%). Na kolejnych miejscach znalazły się eutrofizacja wody słodkiej (4,5%) oraz zakwaszenie (4,5%).

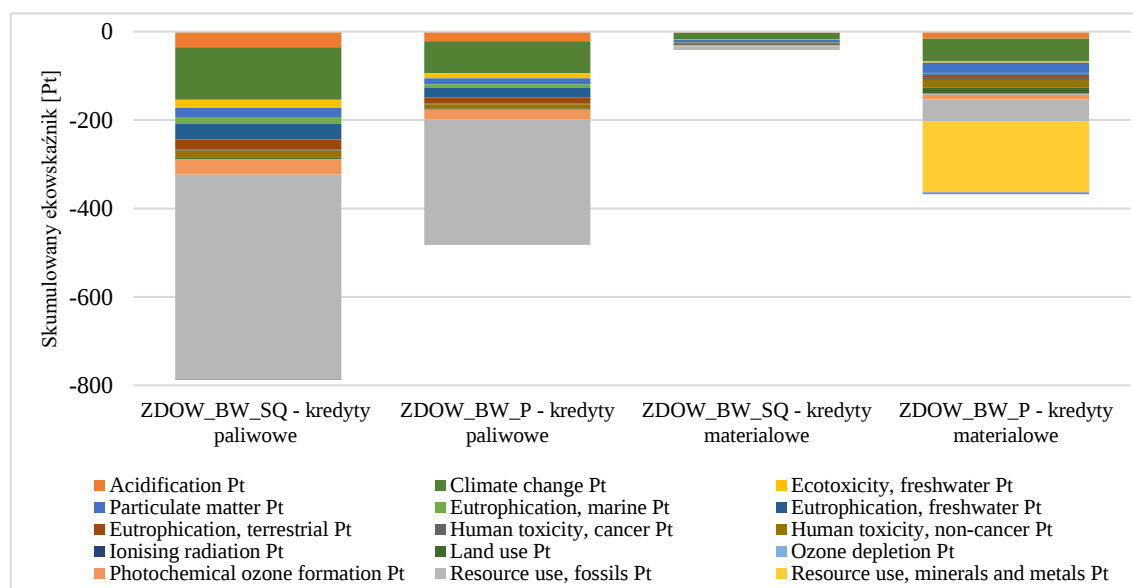
W przypadku kredytów materiałowych w scenariuszu bazowym korzyści środowiskowe są ściśle powiązane z (unikniętymi) łańcuchami dostaw pierwotnej surówki oraz pierwotnego klinkieru. Korzyści te osiągnęte są głównie w zakresie zmiany klimatu (38,6%), zużycia zasobów kopalnych (17,6%), cząstek stałych (13,2%), toksyczności o charakterze nowotworowym wobec ludzi (8,6%) oraz formowania ozonu fotochemicznego (8,1%). W prognozie dominuje korzyść środowiskowa z tytułu uniknięcia zużycia zasobów, minerałów i metali – 43,7%, potem korzyści osiągnęte są w

zakresie zmiany klimatu – 13,7% i zużycia zasobów kopalnych – 13,4%, cząstek stałych (6,4%), toksyczności o charakterze nienowotworowym wobec ludzi (4,5%).

Tab. 5-13 Oddziaływanie na środowisko **kredytów** w scenariuszach ZDOW_BW_SQ oraz ZDOW_BW_P [Pt] (poziom ważenia)

Kategoria wpływu (ENG)	ZDOW_BW_S Q kredyty paliwowe		ZDOW_BW_ P kredyty paliwowe		ZDOW_BW_S Q kredyty materiałowe		ZDOW_BW_ P kredyty materiałowe	
	Pt	[%]	Pt	[%]	Pt	[%]	Pt	[%]
Total	-787,8	100%	-482,2	100%	-40,9	100%	-367,5	100%
Acidification	-35,2	4,5%	-21,4	4,4%	-2,2	5,4%	-16,0	4,4%
Climate change	-118,7	15,1%	-72,8	15,1%	-15,8	38,6%	-50,3	13,7%
Ecotoxicity, freshwater	-18,2	2,3%	-11,1	2,3%	-0,5	1,2%	-3,6	1,0%
Particulate matter	-22,6	2,9%	-13,8	2,9%	-5,4	13,2%	-23,6	6,4%
Eutrophication, marine	-13,9	1,8%	-8,5	1,8%	-0,7	1,7%	-3,0	0,8%
Eutrophication, freshwater	-35,5	4,5%	-21,6	4,5%	-0,5	1,2%	-1,7	0,5%
Eutrophication, terrestrial	-22,8	2,9%	-13,9	2,9%	-1,1	2,7%	-4,8	1,3%
Human toxicity, cancer	-2,0	0,3%	-1,2	0,2%	-3,5	8,6%	-6,6	1,8%
Human toxicity, non-cancer	-16,2	2,1%	-9,9	2,1%	-0,3	0,7%	-16,6	4,5%
Ionising radiation	-1,0	0,1%	-0,6	0,1%	0,0	0,0%	-0,4	0,1%
Land use	-2,8	0,4%	-1,7	0,4%	0,0	0,0%	-13,8	3,8%
Ozone depletion	-0,1	0,0%	-0,1	0,0%	0,0	0,0%	-2,2	0,6%
Photochemical ozone formation	-34,9	4,4%	-21,4	4,4%	-3,3	8,1%	-11,3	3,1%
Resource use, fossils	-462,3	58,7%	-283,1	58,7%	-7,2	17,6%	-49,3	13,4%
Resource use, minerals and metals	-0,2	0,0%	-0,1	0,0%	-0,1	0,2%	-160,5	43,7%
Water use	-1,5	0,2%	-0,9	0,2%	-0,2	0,5%	-3,9	1,1%

Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00



Rys. 5-10 Oddziaływanie na środowisko **kredytów** w scenariuszach ZDOW_BW_SQ oraz ZDOW_BW_P [Pt] (poziom ważenia)

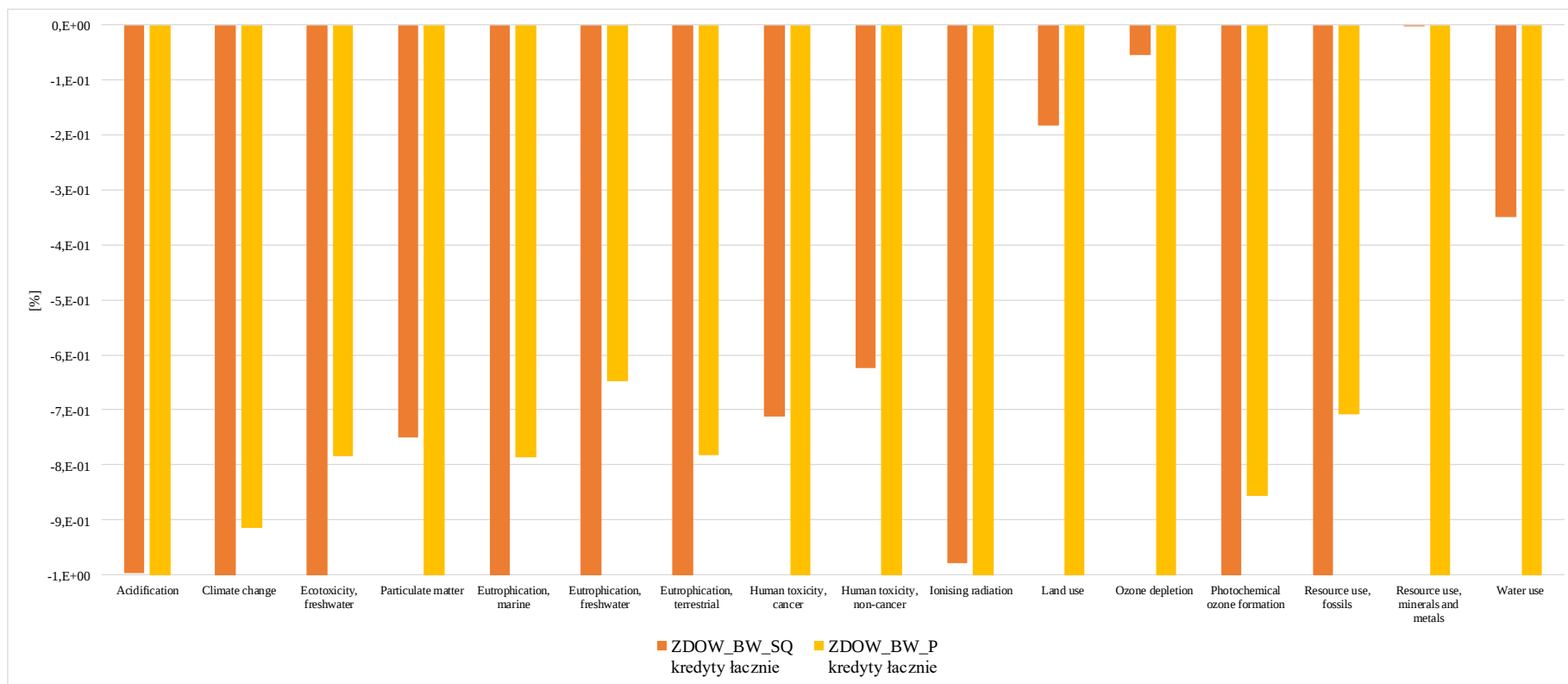
Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

Poniżej na rysunku (Rys. 5-11) oraz w tabeli (Tab. 5-14) zaprezentowano analogiczne wyniki do tych z tabeli (Tab. 5-13), ale na poziomie charakteryzowania. Potwierdzają one, że większa korzyść środowiskowa – jako wyższy ujemny skumulowany ekowskażnik - dla scenariusza prognozy nie oznacza, że prognoza daje większą potencjalną korzyść w każdej kategorii wpływu. Przykładami mogą być zmiana klimatu, eutrofizacja wody słodkiej, eutrofizacja gleb, czy eutrofizacja wody morskiej, czy oczywiście uniknięcie zużycia zasobów kopalnych. Dla tych kategorii wpływu łączna korzyść (paliwowa + materiałowa) dla prognozy jest mniejsza, niż dla scenariusza bazowego (Rys. 5-11).

Tab. 5-14 Oddziaływanie na środowisko **kredytów** w scenariuszach ZDOW_BW_SQ oraz ZDOW_BW_P (poziom charakteryzowania)

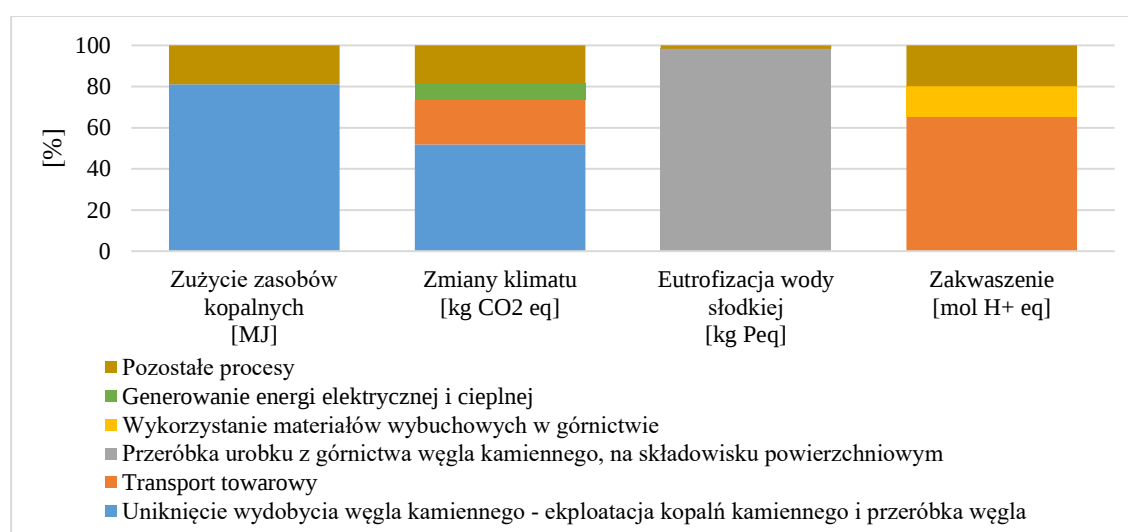
Impact category	Unit	ZDOW_BW _SQ - kredyty materiałowe	ZDOW_BW _SQ - kredyty paliwowe	ZDOW_B W_P - kredyty materiałow e	ZDOW_B W_P - kredyty paliwowe
Acidification	mol H ⁺ eq	-1,98E+03	-3,15E+04	-1,44E+04	-1,92E+04
Climate change	kg CO ₂ eq	-5,66E+05	-4,26E+06	-1,80E+06	-2,61E+06
Ecotoxicity, freshwater	CTUe	-1,46E+06	-5,38E+07	-1,05E+07	-3,29E+07
Particulate matter	disease inc.	-3,62E-02	-1,50E-01	-1,57E-01	-9,17E-02
Eutrophication, marine	kg N eq	-4,45E+02	-9,20E+03	-1,97E+03	-5,61E+03
Eutrophication, freshwater	kg P eq	-2,67E+01	-2,04E+03	-9,63E+01	-1,24E+03
Eutrophication, terrestrial	mol N eq	-5,12E+03	-1,09E+05	-2,27E+04	-6,62E+04
Human toxicity, cancer	CTUh	-2,87E-03	-1,65E-03	-5,34E-03	-1,01E-03
Human toxicity, non-cancer	CTUh	-2,01E-03	-1,13E-01	-1,16E-01	-6,89E-02
Ionising radiation	kBq U-235 eq	-2,58E+03	-8,32E+04	-3,58E+04	-5,18E+04
Land use	Pt	-5,05E+05	-2,87E+07	-1,42E+08	-1,79E+07
Ozone depletion	kg CFC11 eq	-1,27E-02	-8,79E-02	-1,79E+00	-5,84E-02
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	-2,83E+03	-2,98E+04	-9,67E+03	-1,83E+04
Resource use, fossils	MJ	-5,63E+06	-3,61E+08	-3,86E+07	-2,21E+08
Resource use, minerals and metals	kg Sb eq	-8,51E-02	-1,33E-01	-1,35E+02	-8,26E-02
Water use	m ³ depriv.	-2,74E+04	-2,01E+05	-5,29E+05	-1,23E+05

Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00



Rys. 5-11 **Kredyty łącznie** - oddziaływanie na środowisko w scenariuszu bazowym oraz prognozie (poziom charakteryzowania) [%]
 Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

Po identyfikacji znaczących kategorii wpływu, określono znaczące procesy, w przypadku kredytów, co zostało zaprezentowane w formie tabel poniżej (Tab. 5-15 i Tab. 5-17). Na rysunku (Rys. 5-12) wskazano skumulowany (sumowany z niższych poziomów) udział procesów w przypadku kredytów paliwowych. Korzyści środowiskowe wynikające z kredytów paliwowych będą silnie powiązane z kołyską paliw kopalnych, a głównie z eksploatacją kopalni węgla kamiennego i jego przeróbką (Tab. 5-15). Unikanie stosowania węgla do generowania energii, to unikanie wydobywania węgla kamiennego ze złóż, unikanie emisji do powietrza gazów cieplarnianych podczas działalności kopalń (metanu kopalnego i ditlenku węgla kopalnego), unikanie emisji fosforanów do wód gruntowych (podczas składowania odpadów górniczych), czy wreszcie unikanie emisji substancji zakwaszających (ditlenek siarki i tlenki azotu) podczas logistyki transportu.



Rys. 5-12 Scenariusz ZDOW_BW_SQ – kredyty paliwowe - identyfikacja znaczących procesów
Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

Tab. 5-15 Scenariusz ZDOW_BW_SQ – kredyty paliwowe - identyfikacja znaczących procesów (poziom charakteryzowania)

Znaczące kategorie wpływu i charakteryzowany wynik wskaźnika	Znaczące procesy (oryginalne nazwy zbiorów danych)	Udział [%]
Zużycie zasobów, kopalnych [-361 192 430 MJ = 100%]	Hard coal {Europe, without Russia and Turkey} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U	28,8
	Hard coal {RU} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U	20,0
	Hard coal {RLA} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U	11,9
	Hard coal {RNA} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U	11,8
	Hard coal {AU} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U	8,6
Zmiana klimatu [-4 256 741 eq CO2kg = 100%]	Hard coal {Europe, without Russia and Turkey} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U	30,6
	Hard coal {RU} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U	14,2

	Transport, freight, sea, bulk carrier for dry goods {GLO} transport, freight, sea, bulk carrier for dry goods Cut-off, U	11,3
	Natural gas, vented {GLO} natural gas venting from petroleum/natural gas production Cut-off, U	4,5
	Transport, freight train {RoW} transport, freight train, diesel Cut-off, U	4,2
	Hard coal {RNA} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U	4,2
	Transport, freight, inland waterways, barge {RER} transport, freight, inland waterways, barge Cut-off, U	2,7
	Electricity, high voltage {RU} heat and power co-generation, natural gas, conventional power plant, 100MW electrical Cut-off, U	2,2
	Transport, freight train {Europe without Switzerland} transport, freight train, diesel Cut-off, U	1,9
	Hard coal {AU} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U	1,7
	Sweet gas, burned in gas turbine {GLO} sweet gas, burned in gas turbine Cut-off, U	1,5
	Transport, freight train {US} transport, freight train, diesel Cut-off, U	1,4
	Diesel, burned in building machine {GLO} diesel, burned in building machine Cut-off, U	1,2
	Electricity, high voltage {RU} heat and power co-generation, hard coal Cut-off, U	1,2
	Hard coal {RLA} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U	1,2
Eutrofizacja wody słodkiej [-2 037 kg P eq = 100%]	Spoil from hard coal mining {GLO} treatment of spoil from hard coal mining, in surface landfill Cut-off, U	98,4
Zakwaszenie [-31 513 mol H+ eq = 100%]	Transport, freight, sea, bulk carrier for dry goods {GLO} transport, freight, sea, bulk carrier for dry goods Cut-off, U	50,1
	Blasting {RoW} blasting Cut-off, U	9,8
	Transport, freight train {RoW} transport, freight train, diesel Cut-off, U	7,5
	Blasting {RER} blasting Cut-off, U	5,0
	Transport, freight, inland waterways, barge {RER} transport, freight, inland waterways, barge Cut-off, U	4,3
	Transport, freight train {Europe without Switzerland} transport, freight train, diesel Cut-off, U	3,4

Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

Uniknięte strumienie elementarne z racji zamodelowanych kredytów paliwowych zaprezentowano w Tab. 5-16.

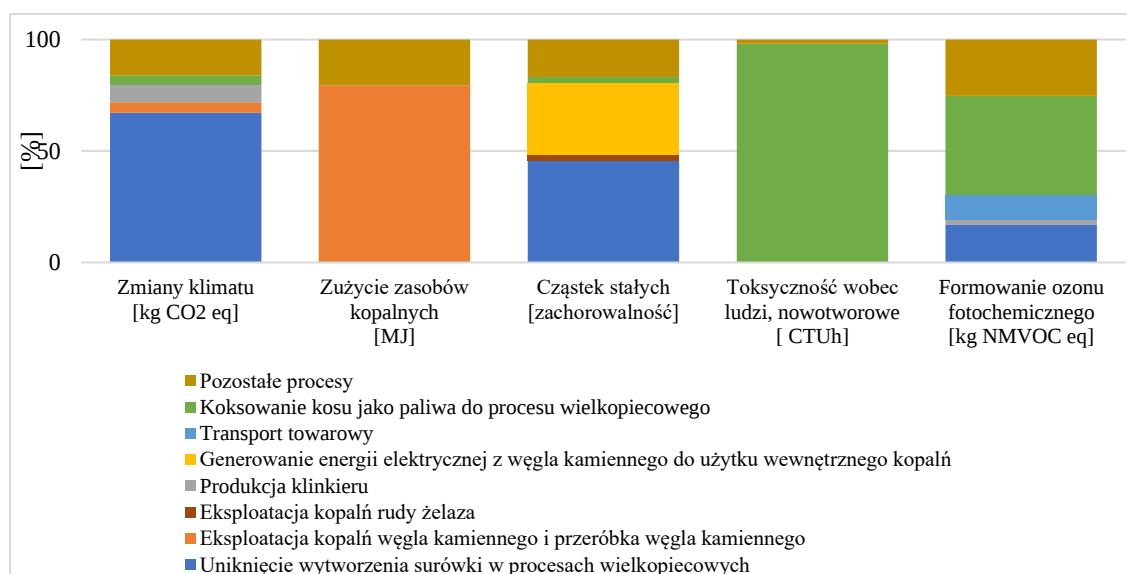
Tab. 5-16 Scenariusz ZDOW_BW_SQ – kredyty paliwowe - identyfikacja znaczących strumieni elementarnych (poziom charakteryzowania)

Znaczące kategorie wpływu i charakteryzowany wynik wskaźnika	Znaczące strumienie elementarne	Udział [%]
Zużycie zasobów, kopalnych [-361 192 430 MJ = 100%]	Węgiel kamienny	87
Zmiana klimatu [-4 256 741 eq CO2kg = 100%]	Metan kopalny, emisja do powietrza, teren niskiej gęstości zaludnienia	57,8
	Ditlenek węgla kopalny, emisja do powietrza, teren o niskiej gęstości zaludnienia	27,4

Eutrofizacja wody słodkiej [-2 037 kg P eq = 100%]	Fosforan, emisja do wody, wody gruntowe	98,4
Zakwaszenie [-31 513 mol H+ eq = 100%]	Ditlenek siarki, emisja do powietrza, teren o niskiej gęstości zaludnienia	34,9
	Tlenki azotu, emisja do powietrza, teren o niskiej gęstości zaludnienia	29,3
	Tlenki azotu, emisja do powietrza, nieokreślona	24,2

Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

W scenariuszu bazowym ZDOW_BW_SQ w przypadku kredytów materiałowych korzyść środowiskowa wynika niemal w całości z unikania produkcji surowki gdzie szczególne znaczenie mają procesy powiązane ze spalaniem paliw kopalnych (Rys. 5-13 i Tab. 5-17): wytwarzanie surowki w procesie wielkopiecowym (*Pig iron {RER}| pig iron production | Cut-off, U*), produkcja spieku żelaza używanego w procesie wielkopiecowym (*Iron sinter {RER}| iron sinter production | Cut-off, U*) oraz koksowanie koksu jako paliwa do procesu wielkopiecowego (*Coke {RoW}| coking | Cut-off, U*). Wśród unikniętych znaczących procesów pojawia się także działalność kopalń - najważniejszym źródłem korzyści środowiskowej jest uniknięcie wydobywania węgla kamiennego w kopalniach węgla (węgla - *Hard coal {CN}| hard coal mine operation and hard coal preparation | Cut-off, U* oraz żelaza - *Iron ore, crude ore, 46% Fe {GLO}| iron ore mine operation, 46% Fe | Cut-off, U*), a także uniknięte oddziaływania związane z produkcją pierwotnego klinkieru (*Clinker {Europe without Switzerland}| clinker production | Cut-off, U*).



Rys. 5-13 Scenariusz ZDOW_BW_SQ – kredyty materiałowe - identyfikacja znaczących procesów

Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

Tab. 5-17 Scenariusz ZDOW_BW_SQ – kredyty materiałowe - identyfikacja znaczących procesów (poziom charakteryzowania)

Znaczące kategorie wpływu i charakteryzowany wynik wskaźnika	Znaczące procesy (oryginalne nazwy zbiorów danych)	Udział [%]
Zmiana klimatu [-565 978 eq CO2kg = 100%]	Pig iron {RER} pig iron production Cut-off, U	48,2
	Iron sinter {RER} iron sinter production Cut-off, U	14,7
	Clinker {Europe without Switzerland} clinker production Cut-off, U	7,7
	Hard coal {CN} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U	4,7
	Coke {RoW} coking Cut-off, U	4,3
	Transport, freight, sea, bulk carrier for dry goods {GLO} transport, freight, sea, bulk carrier for dry goods Cut-off, U	2,6
Zużycie zasobów, kopalnych [-5 625 068 MJ = 100%]	Hard coal {CN} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U	24,1
	Hard coal {RNA} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U	8,8
	Hard coal {RU} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U	8,6
	Hard coal {RoW} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U	8,1
	Hard coal {AU} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U	7,5
	Hard coal {Europe, without Russia and Turkey} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U	7,4
	Hard coal, run-of-mine {IN} hard coal mine operation Cut-off, U	5,0
	Hard coal {ID} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U	4,6
	Hard coal {RLA} hard coal mine operation and hard coal preparation Cut-off, U	3,8
	Hard coal, run-of-mine {ZA} hard coal mine operation, open cast, dragline Cut-off, U	1,5
Cząstki stałe [-0,036 disease inc = 100%]	Iron sinter {RER} iron sinter production Cut-off, U	32
	Electricity, high voltage, for internal use in coal mining {CN} electricity production, hard coal, at coal mine power plant Cut-off, U	31,9
	Pig iron {RER} pig iron production Cut-off, U	7,2
	Iron pellet {RoW} iron pellet production Cut-off, U	6,7
	Diesel, burned in building machine {GLO} diesel, burned in building machine Cut-off, U	3,1
	Coke {RoW} coking Cut-off, U	2,8
	Iron ore, crude ore, 46% Fe {GLO} iron ore mine operation, 46% Fe Cut-off, U	2,7
Toksyczność wobec ludzi, nowotworowe [-0,002 CTUh = 100%]	Coke {RoW} coking Cut-off, U	98,1
Formowanie ozonu fotochemicznego [-2 831 kg NMVOC eq = 100%]	Coke {RoW} coking Cut-off, U	44,5
	Iron sinter {RER} iron sinter production Cut-off, U	17,1
	Transport, freight, sea, bulk carrier for dry goods {GLO} transport, freight, sea, bulk carrier for dry goods Cut-off, U	11
	Blasting {RoW} blasting Cut-off, U	3,0
	Natural gas, vented {GLO} natural gas venting from petroleum/natural gas production Cut-off, U	2,9
	Clinker {Europe without Switzerland} clinker production Cut-off, U	2,2

Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

Uniknięte strumienie elementarne z racji zamodelowanych kredytów materiałowych – w postaci emisji do powietrza i wody oraz poborów zasobów – zaprezentowano w Tab. 5-18.

Tab. 5-18 Scenariusz ZDOW_BW_SQ – kredyty materiałowe - identyfikacja znaczących strumieni elementarnych (poziom charakteryzowania)

Znaczące kategorie wpływu i charakteryzowany wynik wskaźnika	Znaczące strumienie elementarne	Udział [%]
Zmiana klimatu [-565 978 eq CO ₂ kg = 100%]	Ditlenek węgla kopalny, emisja do powietrza, nieokreślona	74,5
	Ditlenek węgla kopalny, emisja do powietrza, teren o niskiej gęstości zaludnienia	13,1
Zużycie zasobów, kopalnych [-5 625 068 MJ = 100%]	Węgiel kamienny	79,9
	Ropa naftowa	11,6
Cząstki stałe [-0,036 disease inc = 100%]	Cząstki < 2.5 µm, emisja do powietrza, nieokreślona	48,0
	Cząstki < 2.5 µm, emisja do powietrza, teren o wysokiej gęstości zaludnienia	30,5
	Ditlenek siarki, emisja do powietrza, nieokreślona	5,6
Toksyczność wobec ludzi, nowotworowe [-0,002 CTUh = 100%]	Benzopiren, emisja do powietrza, teren o niskiej gęstości zaludnienia	97,9
Formowanie ozonu fotochemicznego [-2 831 kg NMVOC eq = 100%]	NMLZO, emisja do powietrza, teren niskiej gęstości zaludnienia	40,0
	Tlenki azotu, emisja do powietrza, nieokreślona	21,4
	Tlenki azotu, emisja do powietrza, teren o niskiej gęstości zaludnienia	17,2
	Tlenek węgla, emisja do powietrza, nieokreślona	10,7

Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

5.4.3 Działalność operacyjna oraz kredyty paliwowe i materiałowe łącznie

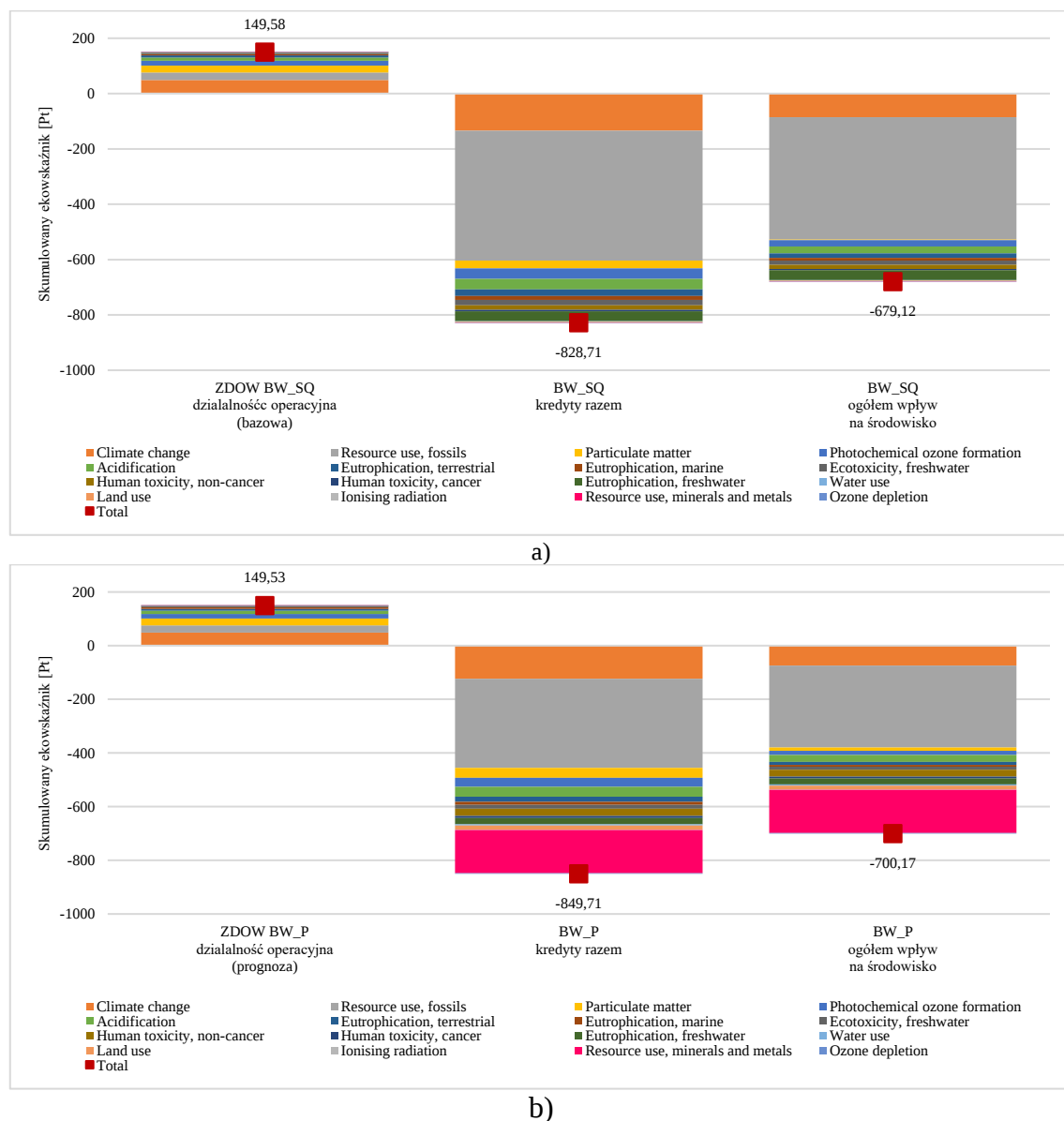
Zestawienie negatywnego oddziaływania na środowisko wynikające z działalności operacyjnej Zakładu ZDOW z korzyścią środowiskową z racji kredytów materiałowych i paliwowych dla analizowanych scenariuszy zaprezentowano poniżej w tabeli (Tab. 5-19) oraz na rysunku (Rys. 5-14) (format powiększony w załącznikach).

Tab. 5-19 Oddziaływanie na środowisko trzech obszarów w analizowanych scenariuszach [Pt] (poziom ważenia)

Scenariusz	Działalność operacyjna [Pt]	Kredyty materiałowe [Pt]	Kredyty paliwowe (2021) [Pt]	Skumulowany wynik [Pt]
ZDOW_BW_SQ	+149,6	-40,9	-787,8	-679,1
ZDOW_BW_P	+149,5	-367,5	-482,2	-700,2

Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

Potencjalna korzyść środowiskowa z tytułu kredytów (paliwowych i materiałowych) znacznie przewyższa potencjalne negatywne oddziaływanie.

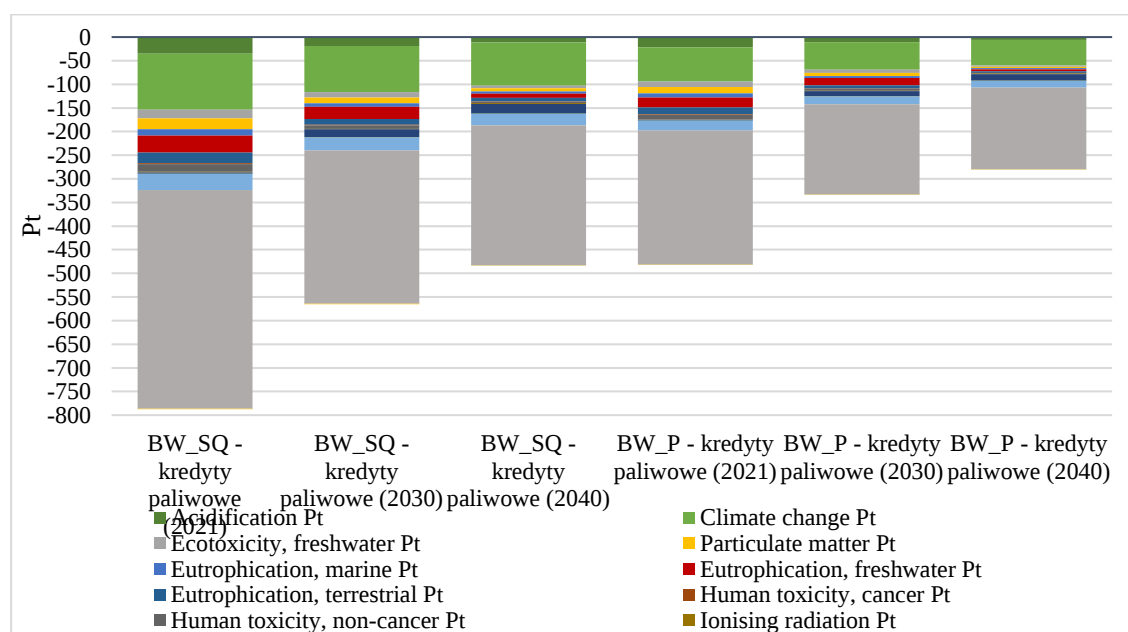


Rys. 5-14 **Wszystkie obszary** - oddziaływanie na środowisko w scenariuszu bazowym a) oraz scenariuszu prognozowanym b) (poziom ważenia)

Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

Sumarycznie (skumulowany ekowskaźnik) kredyty wypadają lepiej dla prognozy, gdzie łączna potencjalna korzyść środowiskowa wynosi -849,7 Pt, a dla wariantu bazowego -828,7 Pt. Jeśli spojrzeć na wyniki dla poszczególnych kategorii wpływu, to ta relacja jest już bardziej zróżnicowana (Rys. 5-11). Przeznaczanie odpadów na cele energetyczne przynosi znaczące potencjalne korzyści środowiskowe z racji unikania wydobywania i stosowania paliw kopalnych. Wynika to ze struktury paliw używanych w Polsce do generowania ciepła i energii elektrycznej, które w znacznym stopniu oparte są na paliwach kopalnych. Zgodnie z dokumentami strategicznymi w strukturze paliw w najbliższych latach znacząco zwiększać się będzie udział odnawialnych nośników energii oraz paliwa nuklearnego. Dotyczy to zarówno generowania ciepła, jak i systemu

elektroenergetycznego (PEP 2040, 2021). Oznacza to, że z każdym kolejnym rokiem potencjalna korzyść środowiskowa z przeznaczania odpadów do odzysku energii będzie malała, ponieważ ulegnie zmniejszeniu negatywne oddziaływanie. Na rysunku (Rys. 5-15) (format powiększony w załącznikach) i tabeli Tab. 5-20 zaprezentowano ważone wyniki LCIA dla samych kredytów paliwowych z uwzględnieniem prognozowanych zmian w strukturze paliw w Polsce w latach 2021, 2030 i 2040. Widać wyraźnie zmniejszającą się w czasie potencjalną korzyść środowiskową. W przypadku scenariusza bazowego korzyść środowiskowa spada z -788 Pt w 2021 r. do -484 Pt w 2040 r., czyli o 38,5%, w prognozie redukcja jest o 42% (z -482 Pt w 2021 r. do -281 Pt w 2040r.).



Rys. 5-15 Potencjalne oddziaływanie na środowisko kredytów paliwowych w scenariuszu bazowym ZDOW_BW_SQ oraz w prognozie ZDOW_BW_P dla lat 2021, 2030 i 2040 [Pt] (poziom ważenia)
Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

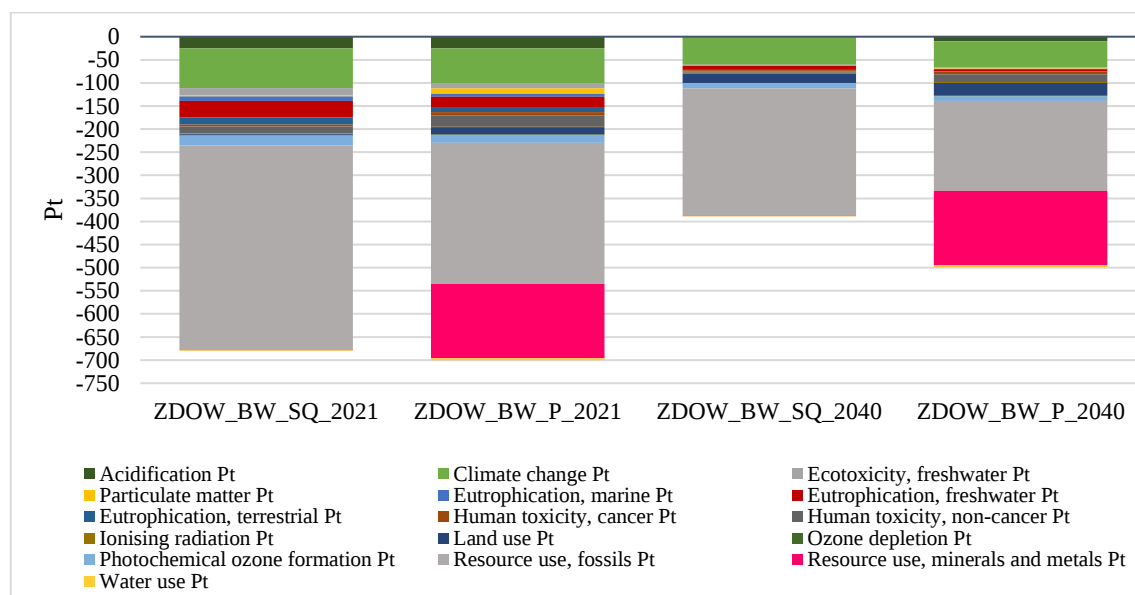
Tab. 5-20 Oddziaływanie na środowisko kredytów paliwowych w scenariuszach ZDOW_BW_SQ oraz ZDOW_BW_P (poziom ważenia)

Skumulowany ekowskaźnik						
Jednostka	ZDOW_BW_SQ - kredyty paliwowe			ZDOW_BW_P - kredyty paliwowe		
	(2021)	(2030)	(2040)	(2021)	(2030)	(2040)
Pt	-788	-566	-484	-482	-334	-281

Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

Porównano oddziaływanie na środowisko wszystkich trzech obszarów oddziaływania (działalności operacyjnej, kredytów paliwowych i kredytów materiałowych) łącznie dla scenariusza bazowego ZDOW_BW_SQ oraz scenariusza prognozowanego ZDOW_BW_P w dwóch perspektywach czasowych 2021 i 2040. Wyniki zaprezentowane na rysunku (Rys. 5-16) oraz w tabelach (Tab. 5-21 i Tab. 5-22) wskazują, że w każdym przypadku potencjalne korzyści środowiskowe z racji kredytów znacznie przewyższają negatywne oddziaływanie wynikające z działalności operacyjnej.

Na poziome ważenia, scenariusz ZDOW_BW_P_2021 wykazuje się najwyższą korzyścią (-700 Pt). Nieco gorzej wypada scenariusz ZDOW_BW_SQ_2021 (-679 Pt). Wraz ze zmianą struktury (miksu energetycznego) paliw w czasie (do 2040 r.), zmniejsza się korzyść środowiskowa z racji kredytów paliwowych, a wzrasta znaczenie kredytów materiałowych. Z tego powodu scenariusze prognozy wypadają już istotnie lepiej, co podkreśla, że przekazywanie odpadów do recyklingu ma korzystne znaczenie dla środowiska.



Rys. 5-16 Oddziaływanie na środowisko wszystkich obszarów łącznie w scenariuszu bazowym ZDOW_BW_SQ oraz w prognozie ZDOW_BW_P dla lat 2021 i 2040 [Pt] (poziom ważenia)
Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

Tab. 5-21 Potencjalne oddziaływanie na środowisko wszystkich obszarów łącznie w scenariuszu bazowym ZDOW_BW_SQ oraz w prognozie ZDOW_BW_P dla lat 2021 i 2040 [Pt] (poziom ważenia)

	Jednostka	2021		2040	
		ZDOW_BW_SQ	ZDOW_BW_P	ZDOW_BW_SQ	ZDOW_BW_P
Skumulowany ekowskażnik	Pt	-679	-700	-375	-499
Działalność operacyjna	Pt	149,58	149,53	149,58	149,53
Kredyty materiałowe	Pt	-41	-368	-41	-368
Kredyty paliwowe	Pt	-788	-482	-484	-281

Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

Tab. 5-22 Potencjalne oddziaływanie na środowisko wszystkich obszarów łącznie w scenariuszu bazowym ZDOW_BW_SQ oraz w prognozie ZDOW_BW_P dla lat 2021 i 2040 [Pt] (poziom ważenia)

Damage category	Unit	2021				2040			
		ZDOW_BW_SQ		ZDOW_BW_P		ZDOW_BW_SQ		ZDOW_BW_P	
		Q		Q		Q		Q	
Total	Pt	-679,12	100 %	-700,17	100 %	-375,18	100 %	-498,53	100 %
Acidification	Pt	-25,49	3,8%	-25,59	3,7%	-1,87	0,5%	-9,86	2,0%

Climate change	Pt	-85,88	12,6%	-74,47	10,6%	-58,60	15,6%	-56,14	11,3%
Ecotoxicity, freshwater	Pt	-15,82	2,3%	-11,79	1,7%	-2,86	0,8%	-3,19	0,6%
Particulate matter	Pt	-2,19	0,3%	-11,55	1,6%	13,58	-3,6%	-1,05	0,2%
Eutrophication, marine	Pt	-9,46	1,4%	-6,34	0,9%	0,02	0,0%	-0,02	0,0%
Eutrophication, freshwater	Pt	-35,27	5,2%	-22,60	3,2%	-8,72	2,3%	-4,99	1,0%
Eutrophication, terrestrial	Pt	-16,22	2,4%	-11,02	1,6%	-0,40	0,1%	-0,49	0,1%
Human toxicity, cancer	Pt	-4,34	0,6%	-6,59	0,9%	-2,81	0,7%	-5,57	1,1%
Human toxicity, non-cancer	Pt	-15,21	2,2%	-25,16	3,6%	-2,52	0,7%	-16,71	3,4%
Ionising radiation	Pt	-0,96	0,1%	-0,98	0,1%	-2,16	0,6%	-1,82	0,4%
Land use	Pt	-2,68	0,4%	-15,35	2,2%	-20,15	5,4%	-26,91	5,4%
Ozone depletion	Pt	-0,09	0,0%	-2,20	0,3%	-0,82	0,2%	-2,68	0,5%
Photochemical ozone formation	Pt	-21,84	3,2%	-16,36	2,3%	-11,35	3,0%	-9,33	1,9%
Resource use, fossils	Pt	- 442,35	65,1%	-305,35	43,6%	- 275,51	73,4%	- 195,13	39,1%
Resource use, minerals and metals	Pt	-0,20	0,0%	-160,56	22,9%	-0,34	0,1%	- 160,66	32,2%
Water use	Pt	-1,11	0,2%	-4,25	0,6%	-0,67	0,2%	-3,96	0,8%

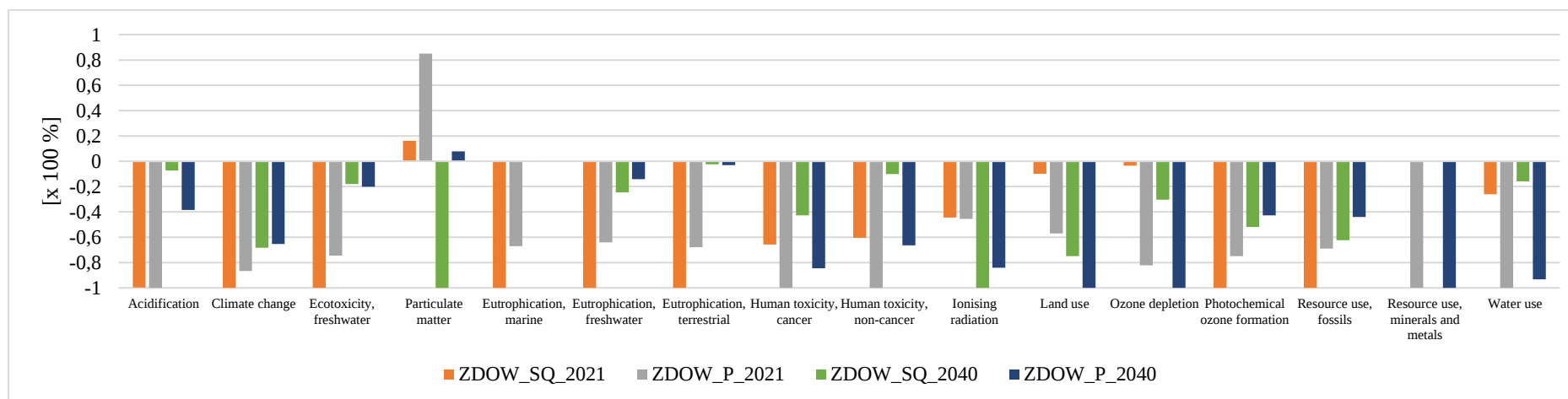
Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

Wyniki charakteryzowane LCIA w scenariuszu bazowym ZDOW_BW_SQ oraz w prognozie ZDOW_BW_P dla lat 2021 i 2040 zaprezentowano w tabeli (Tab. 5-23) i na rysunku (Rys. 5-17).

Tab. 5-23 Potencjalne oddziaływanie na środowisko wszystkich obszarów w scenariuszach ZDOW_BW_SQ oraz ZDOW_BW_P dla lat 2021 i 2040 (poziom charakteryzowania - znaczące kategorie wpływu w kolorze niebieskim)

Kategoria wpływu (ENG)	Jednostka	ZDOW_SQ_2021	ZDOW_P_2021	ZDOW_SQ_2040	ZDOW_P_2040
Acidification	mol H ⁺ eq	-2,28E+04	-2,29E+04	-1,68E+03	-8,84E+03
Climate change	kg CO ₂ eq	-3,08E+06	-2,67E+06	-2,10E+06	-2,01E+06
Ecotoxicity, freshwater	CTUe	-4,67E+07	-3,48E+07	-8,46E+06	-9,41E+06
Particulate matter	disease inc.	-1,45E-02	-7,67E-02	9,02E-02	-7,00E-03
Eutrophication, marine	kg N eq	-6,25E+03	-4,18E+03	1,47E+01	-1,39E+01
Eutrophication, freshwater	kg P eq	-2,02E+03	-1,30E+03	-5,00E+02	-2,86E+02
Eutrophication, terrestrial	mol N eq	-7,73E+04	-5,25E+04	-1,90E+03	-2,31E+03
Human toxicity, cancer	CTUh	-3,51E-03	-5,34E-03	-2,28E-03	-4,51E-03
Human toxicity, non-cancer	CTUh	-1,06E-01	-1,76E-01	-1,76E-02	-1,17E-01
Ionising radiation	kBq U-235 eq	-8,11E+04	-8,29E+04	-1,82E+05	-1,53E+05
Land use	Pt	-2,77E+07	-1,58E+08	-2,08E+08	-2,78E+08
Ozone depletion	kg CFC11 eq	-7,64E-02	-1,83E+00	-6,78E-01	-2,23E+00
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	-1,87E+04	-1,40E+04	-9,70E+03	-7,98E+03
Resource use, fossils	MJ	-3,46E+08	-2,39E+08	-2,15E+08	-1,52E+08
Resource use, minerals and metals	kg Sb eq	-1,72E-01	-1,35E+02	-2,84E-01	-1,35E+02
Water use	m ³ depriv.	-1,49E+05	-5,73E+05	-9,04E+04	-5,34E+05

Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00



Rys. 5-17 Potencjalne oddziaływanie na środowisko wszystkich obszarów w scenariuszu bazowym ZDOW_BW_SQ oraz w prognozie ZDOW_BW_P dla lat 2021 i 2040 – dla znaczących kategorii wpływu (poziom charakterystowania)

5.4.4 Wyznaczenie wskaźników oddziaływania do analizy wielokryterialnej

Zidentyfikowanie środowiskowych punktów krytycznych związanych z działalnością ZDOW, tj. znaczących kategorii wpływu, było celem analizy wpływu na środowisko przetwarzania odpadów wielkogabarytowych. Należy podkreślić za Giovanni Gadaleta, że wyniki te odnoszą się wyłącznie do środowiskowego punktu widzenia. Konieczne zatem byłoby przeprowadzenie analizy ekonomicznej i technicznej w celu uzyskania kompleksowego przeglądu trwałości różnych konfiguracji przetwarzania odpadów (Gadaleta i in., 2022). Stąd do dalszych badań (analizy wielokryterialnej) wybrano wskaźniki, które uwzględniają wpływ w ramach dwóch znaczących kategorii, tj. korzyści z tytułu oszczędności w zużyciu zasobów naturalnych – paliw kopalnych oraz minerałów i metali oraz korzyści z tytułu ograniczenia globalnego ocieplenia przez ograniczenie emisji gazów cieplarnianych. W tabeli poniżej (Tab. 5-24) wyszczególniono odpowiednie wskaźniki oddziaływania na środowisko.

Tab. 5-24 Wskaźniki oddziaływania na środowisko do analizy wielokryterialnej

Kategoria wpływu (ENG)	Jednostka	2021		2040	
		ZDOW_SQ_2021	ZDOW_P_2021	ZDOW_SQ_2040	ZDOW_P_2040
Climate change	kg CO2 eq	-3,08E+06	-2,67E+06	-2,10E+06	-2,01E+06
	Pt	-85,88	-74,47	-58,60	-56,14
Ranking – wskaźnik		1	2	1	1
Resource use, fossils	MJ	-3,46E+08	-2,39E+08	-2,15E+08	-1,52E+08
	Pt	-442,35	-305,35	-275,51	-195,13
Ranking- wskaźnik		1	2	1	2
Resource use, minerals and metals	kg Sb eq	-1,72E-01	-1,35E+02	-2,84E-01	-1,35E+02
	Pt	-0,20	-160,56	-0,34	-160,66
Ranking- wskaźnik		2	1	2	1
Skumulowany wpływ na środowisko	Pt	-676,12	-700,17	-375,18	-498,53
Ranking- wskaźnik		2	1	2	1

Źródło: opracowanie własne na podstawie SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

Odpowiedź na pytanie czy kierować odpady do odzysku energii, czy do recyklingu jest bardzo skomplikowana, zatem dokonano obliczenia, polegającego na podzieleniu oddziaływania na środowisko dla poszczególnych obszarów przez masę odpadów przetwarzanych w konkretnym celu. Wynik negatywnego oddziaływania dla działalności operacyjnej (np. 149,6 Pt dla ZDOW_BW_SQ) podzielono przez odpady poddane przetwarzaniu w ZDOW (26 697 000 kg). Wynik korzyści środowiskowych dla kredytów paliwowych (np. – 787,80 Pt dla ZDOW_BW_SQ) podzielono przez masę odpadów przeznaczonych do odzysku energii (21 420 100 kg dla ZDOW_BW_SQ). Wynik korzyści środowiskowej dla kredytów materiałowych (np. – 40,9 Pt dla ZDOW_BW_SQ) podzielono przez masę odpadów przetwarzanych z przeznaczeniem do

recyklingu (np. 446 100 kg dla ZDOW_BW_SQ). Wyniki obliczeń zaprezentowano dla miks energetycznego w roku 2021 oraz dla roku 2040 w tabeli (Tab. 5-25).

Tab. 5-25 Wyznaczenie wskaźników oddziaływania na środowisko trzech obszarów w analizowanych scenariuszach

Wyszczególnienie	2021		2040	
	ZDOW_BW_SQ	ZDOW_BW_P	ZDOW_BW_SQ	ZDOW_BW_P
Działalność operacyjna [Pt]	149,60	149,50	149,60	149,50
Odpady poddane przetwarzaniu [kg]	26 697 000,00	26 697 000,00	26 697 000,00	26 697 000,00
Wskaźnik oddziaływania O-operacyjny [Pt/kg]	5,60E-06	5,60E-06	5,60E-06	5,60E-06
Kredyty paliwowe [Pt]	-787,80	-482,20	-484,00	-281
Odpady kierowane do odzysku energii [kg]	21 420 100,00	12 535 360,00	21 420 100,00	12 535 360,00
Wskaźnik oddziaływania E-energetyczny [Pt/kg]	-3,68E-05	-3,85E-05	-2,26E-05	-2,24E-05
Kredyty materiałowe [Pt]	-40,90	-367,50	-40,90	-367,5
Odpady kierowane do recyklingu [kg]	446 100,00	9 580 310,00	446 100,00	9 580 310,00
Wskaźnik oddziaływania R-recyklingowy [Pt/kg]	-9,17E-05	-3,84E-05	-9,17E-05	-3,84E-05
Relacja wskaźników - Recyklingu (R)/odzysku energii (E)	2,49	1	4,06	1,7

Źródło: opracowanie własne na podstawie SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

Korzyść środowiskowa z racji kredytów materiałowych w przeliczeniu na 1 kg odpadów kierowanych do recyklingu jest kilkukrotnie wyższa od korzyści środowiskowej z racji kredytów paliwowych w przeliczeniu na 1 kg odpadów kierowanych do odzysku energii (2,5 krotnie dla ZDOW_BW_SQ w 2021 r., 4 – krotnie w 2040 r.; dla prognozy blisko dwukrotnie w 2040 r.). Zatem zasadne jest spojrzenie na wpływ na środowisko również z perspektywy czasowej, tj. roku 2040.

6. Ocena ekonomiczna skutków środowiskowych i społecznych przetwarzania wybranych strumieni odpadów

Ważną rolę w systemie gospodarowania odpadami komunalnymi pełnią sortownie i zakłady przetwarzania odpadów wielkogabarytowych, które umożliwiają przygotowanie materiałów (surowców) do ich późniejszego ponownego wykorzystania i recyklingu. Przetwarzanie odpadów w celu ich późniejszego ponownego użycia i recyklingu uważane jest za korzystne dla środowiska i gospodarki (Choudhary i in., 2019). Z jednej strony zapobiegając kierowaniu odpadów komunalnych na składowiska czy do spalenia, wydłużony zostaje cykl obiegu surowców w środowisku i zmniejszeniu podlega zanieczyszczenie gruntu, wody i powietrza (da Cruz i in., 2012). Z drugiej strony, zmniejszając zużycie surowców naturalnych ogranicza emisję CO₂ w wyniku wydobywania surowców pierwotnych, pomagając w ten sposób osiągnąć cele wyznaczone przez Komisję Europejską. Recykling pozwala również na znaczne oszczędności ekonomiczne, ponieważ zapobiega utracie dużego procentu wartości materiałów dla gospodarki po krótkim okresie użytkowania, jak ma to miejsce w przypadku opakowań z tworzyw sztucznych, gdzie szacuje utratę około 95% wartości, czyli 80-120 miliardów dolarów rocznie, ponieważ materiały te są wyrzucane po krótkim okresie użytkowania. Ponadto recykling pozwala uniknąć kosztów związanych z wydobyciem i produkcją nowych surowców oraz kosztów związanych ze składowaniem lub spalaniem odpadów (tj. opłat na bramie, kosztów szkód dla środowiska i zdrowia publicznego) (Ellen MacArthur Foundation, 2016).

Celem analizy ekonomicznej jest ocena systemów gospodarowania odpadami komunalnymi poprzez uzyskanie łącznych korzyści (różnicy pomiędzy przychodami i kosztami) poszczególnych interesariuszy w wykorzystaniu określonej infrastruktury z uwzględnieniem skutków wewnętrznych (prywatnych) i zewnętrznych. Wpływy wewnętrzne i zewnętrzne są rozumiane jako wszelkie konsekwencje (chciane bądź nie) wdrożenia określonego systemu gospodarowania odpadami komunalnymi. Oddziaływania prywatne lub wewnętrzne są bezpośrednio związane z procesem przetwarzania odpadów komunalnych i ich późniejszym ponownym wykorzystaniem. Są to koszty i przychody poniesione przez inwestora lub właściciela projektu. Negatywne skutki prywatne odnoszą się do nakładów finansowych związanych z inwestycjami (CAPEX) i kosztów związanych z działalnością operacyjną (OPEX) (OPEX) systemów. Chociaż dane CAPEX i OPEX są ważnymi elementami oceny kosztów systemu przetwarzania odpadów, nie należy ich rozpatrywać osobno od celów podejmowania decyzji w zakresie gospodarowania odpadami. Oprócz tego wewnętrznego wymiaru kosztów, szerszy wpływ – na gospodarkę, społeczeństwo i środowisko – wynikający z przyjęcia określonego podejścia gospodarowania powinien być właściwie rozumiany, a najlepiej mierzony i wyrażany w kategoriach pieniężnych. Do pozytywnych skutków prywatnych zaliczane są przychody z tytułu przekazywania odpadów do recyklingu lub energii generowanej przez spalarnie w spalarni. Skutki lub efekty zewnętrzne natomiast (np. wpływ na osoby trzecie, kontrola zanieczyszczeń, wzrost dostępności zasobów lub gwarancja dostaw) odnoszą się do tego co bezpośrednio lub pośrednio spowodowane jest

przez funkcjonowanie np. zakładu przetwarzania odpadów, ale których skutki są generalnie ponoszone przez stronę inną niż jej właściciel lub operator (Aleluia i in., 2017). Efekty zewnętrzne są zazwyczaj związane ze skutkami społecznymi i środowiskowymi. Istotnym zatem zagadnieniem jest identyfikacja, częstotliwość, kwantyfikacja i wycena pieniężna najistotniejszych wpływów generowanych przez obiekty do przetwarzania odpadów, a w szczególności sprzedaż materiałów przekazanych do recyklingu, emisje CO₂, czy wzrost dostępności materiałów (Medina-Mijangos i in., 2021b).

Ocenę ekonomiczną skutków przetwarzania wybranych frakcji odpadów komunalnych należy rozpocząć od zinwentaryzowania kosztów funkcjonowania systemów w modelu – ex-post, aby możliwe była:

- wycena obciążenia gospodarowania poszczególnymi frakcjami odpadów, w tym frakcją odpadów wielkogabarytowych wraz z określeniem dynamiki w czasie, na jedną tonę przetwarzanych odpadów w obu scenariuszach, wyrażona w jednostkach zł/Mg,
- wycena obciążenia na jednego mieszkańca gospodarowaniem poszczególnymi frakcjami odpadów, w tym frakcją odpadów wielkogabarytowych wraz z określeniem dynamiki w czasie, wyrażona w jednostkach zł/M/rok,

Na podstawie wyceny kosztowej gospodarowania frakcją odpadów wielkogabarytowych możliwe jest określenie udziału przetwarzania tej frakcji w kosztach oraz wyznaczenie udziału przetwarzania w obciążeniu mieszkańców.

6.1 Wycena ex-post systemu gospodarowania odpadami komunalnymi na przykładzie ZSGOK w Krakowie

Analiza systemu gospodarowania odpadami komunalnymi w Gminie Miejskiej Kraków pod względem ekonomicznym pozwoliła określić strukturę kosztów systemów oraz wycenić poszczególne aspekty gospodarowania odpadami. Wytwarzanie odpadów komunalnych, generuje ustalenie kilku operacji, takich jak ustanowienie systemu zbierania i transportu oraz przetwarzania i unieszkodliwiania, związanych z ponoszeniem kosztów przez wytwórców, zgodnie z zasadą „zanieczyszczający płaci”. Tab. 6-1 przedstawia wycenę aspektów gospodarowania poszczególnymi frakcjami odpadów komunalnych w Gminie Miejskiej Kraków w latach 2018 – 2021. Przetwarzanie odpadów komunalnych w instalacjach jest czynnikiem najbardziej kosztotwórczym w gospodarowaniu odpadami i osiąga średnio ok. 48-50% kosztów całkowitych.

Tab. 6-1 Wycena aspektów gospodarowania odpadami komunalnymi w Gminie Miejskiej Kraków

WYSZCZEGÓLNIENIE	2018 [PLN]	2019 [PLN]	2020 [PLN]	2021 [PLN]	UDZI AŁ [%]
TRANSPORT, w tym:	41 868 797,95	55 995 715,17	62 640 290,69	66 938 472,35	24,5
zmieszane odpady komunalne	28 453 789,20	36 746 439,95	40 064 303,31	42 953 538,90	
sucha frakcja	12 515 258,80	13 155 408,00	13 560 370,83	14 967 135,89	
biodopady	899 749,94	6 093 867,21	9 015 616,55	9 017 797,55	
SELEKTYWNA ZBIÓRKA, w tym:	39 452 680,82	45 159 078,86	49 309 415,46	52 226 452,73	20,0
organizacja gniazd - dzwony	6 919 455,94	6 790 512,21	5 316 309,46	4 402 110,82	
odpady zielone	17 343 734,02	19 950 634,55	23 072 198,29	24 945 394,12	
odpady wielkogabarytowe	8 206 192,02	10 418 729,86	12 229 601,81	12 794 031,65	
odpady szkła- igloo	6 983 298,84	7 999 202,24	8 691 305,90	10 084 916,15	
PRZETWARZANIE W INSTALACJACH, w tym:	101 103 729,45	112 053 143,65	110 488 886,44	124 354 632,12	48,2
zmieszane odpady komunalne - przestój ztpo	0,00	3 565 702,08	3 429 501,99	2 608 822,51	
biodopady	949 261,28	6 992 821,80	10 130 076,00	10 261 792,80	
zmieszane odpady komunalne - ztpo	28 606 402,06	26 258 383,16	19 667 571,97	21 903 880,09	
niesegregowane zmieszane odpady komunalne - mbp	40 165 973,59	40 901 551,88	40 797 237,48	41 344 074,74	
zmieszane odpady komunalne - kofekcjonowanie	2 901 702,96	2 591 965,44	2 641 448,88	2 060 497,44	
sucha frakcja	18 253 974,42	19 260 113,63	19 207 607,95	21 323 973,24	
odpady zielone	3 996 782,98	5 068 915,20	5 941 870,13	11 832 625,71	
odpady wielkogabarytowe	6 079 685,20	7 140 688,06	7 946 872,44	12 255 513,58	
geomar (leki)	149 946,96	273 002,40	726 699,60	763 452,00	
OBSŁUGA ADMINISTRACYJNA ZSGOK, w tym:	15 248 496,11	15 485 185,81	15 192 943,79	16 329 725,28	6,7
Zarządzanie ZSGOK – MPO Sp. z o.o.	8 255 307,85	8 420 413,92	8 639 344,76	8 924 443,16	
Edukacja ekologiczna MPO Sp. z o.o.	561 889,18	685 524,97	154 625,84	262 003,85	
Zarządzanie ZSGOK – koszty UMK	6 431 299,08	6 379 246,92	6 398 973,19	7 143 278,27	
Dodatkowe koszty UMK	5 063 031,06	139 977,65	0,00	0,00	0,6
RAZEM	202 736 735,39	228 833 101,14	237 631 536,38	259 849 282,47	100,0
ZMIANA (r/r)	10,08%	12,87%	3,84%	9,35%	

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych MPO Sp. z o.o.

Biorąc pod uwagę ilość poszczególnych frakcji odpadów zbieranych i przetwarzanych w instalacjach w latach 2018 - 2021, obliczone zostały wskaźniki kosztowe gospodarowania poszczególnymi frakcjami odpadów, tj. koszt gospodarowania w przeliczeniu na 1 tonę zmieszanych odpadów komunalnych, selektywnie zebranych odpadów (frakcji suchej – papieru, tworzyw sztucznych, metalu i szkła), bioodpadów, odpadów wielkogabarytowych oraz odpadów zielonych. W ramach kosztów bezpośrednio dedykowanych poszczególnym frakcjom odpadów uwzględniono koszty transportu, koszty zbierania oraz koszty przetwarzania. Natomiast koszty obsługi administracyjnej systemu oraz dodatkowe koszty (np. zakup ulicznych lub likwidacja dzikich wysypisk) zostały proporcjonalnie przypisane do każdej z frakcji. Tabela (Tab. 6-2.) zawiera wykaz odpadów komunalnych zebranych i przetworzonych w ramach zarządzania ZSGOK przez MPO Sp. z o.o.

Tab. 6-2 Wykaz odpadów komunalnych zebranych w ZSGOK

RODZAJ ODPADÓW	2018 [Mg]	2019 [Mg]	2020 [Mg]	2021 [Mg]
ZMIESZANE ODPADY KOMUNALNE	222 212,51	217 607,11	183 947,93	187 089,82
ODPADY ZEBRANE SELEKTYWNIE	66 740,33	68 139,38	67 175,91	72 138,91
ODPADY ZIELONE	37 629,14	42 463,15	47 673,85	49 809,34
BIOODPADY	3 380,56	13 369,67	18 759,40	19 003,32
ODPADY WIELKOGABARYTOWE	17 713,77	22 048,69	25 224,89	25 546,29
RAZEM	347 676,31	363 628,00	342 781,98	353 587,68

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych MPO Sp. z o.o.

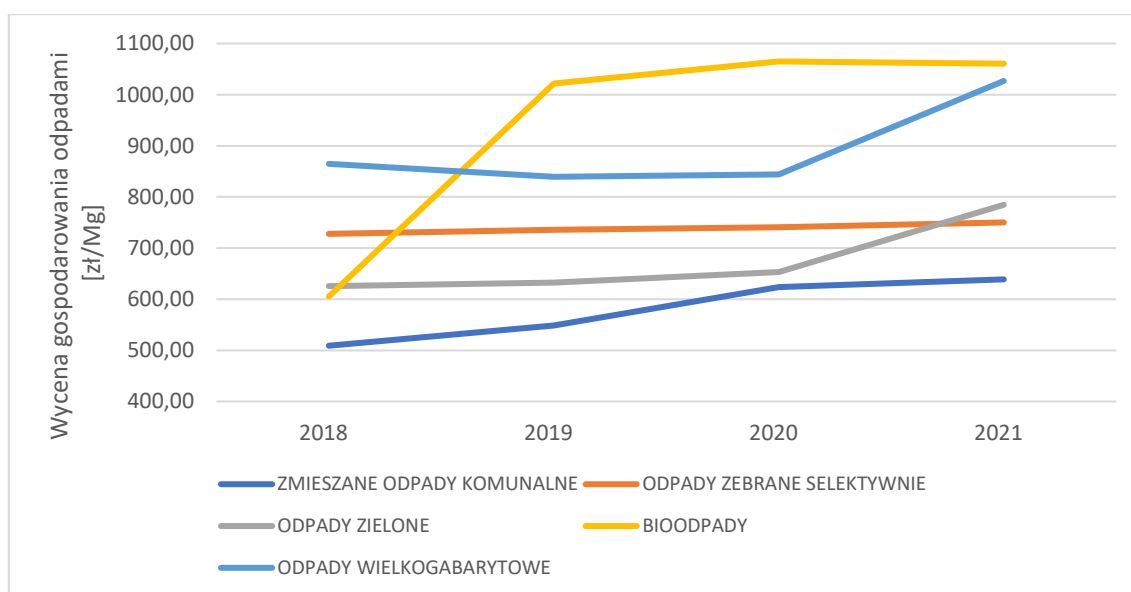
W tabeli oznaczonej (Tab. 6-3) przedstawione zostały wyniki w zakresie wyceny kosztowej poszczególnych frakcji odpadów. Wynika z niej tendencja wzrostowa kosztów w przypadku gospodarowania wszystkimi frakcjami odpadów komunalnych. Jak widać na rysunku (Rys. 6-1) najbardziej dynamiczny wzrost odnotowano w roku 2019 w gospodarowaniu bioodpadami, czego przyczyną było poza czynnikami makroekonomicznymi (wskaźnik inflacji) również wdrożony obowiązek selektywnego ich zbierania i przetwarzania bioodpadów w Gminie Miejskiej Kraków (Dz. U. z 2019 r. poz. 2028).

Tab. 6-3 Wycena kosztowa gospodarowania frakcjami odpadów [zł/Mg]

WYSZCZEGÓLNIENIE	2018 [zł/Mg]	2019 [zł/Mg]	2020 [zł/Mg]	2021 [zł/Mg]
ZMIESZANE ODPADY KOMUNALNE, w tym:	509,02	548,76	623,83	638,79
transport i zbieranie	128,05	168,87	217,80	229,59
przetwarzanie	322,55	336,93	361,71	363,02
przetwarzanie MBP	402,28	410,92	420,16	433,78
administracja	58,42	42,97	44,32	46,18
ODPADY ZEBRANE SELEKTYWNIE, w tym:	727,76	735,74	740,64	750,08
transport i zbieranie	395,83	410,12	410,39	408,30
przetwarzanie	273,51	282,66	285,93	295,60
administracja	58,42	42,97	44,32	46,18
ODPADY ZIELONE, w tym:	625,55	632,18	652,92	784,56

transport i zbieranie	460,91	469,83	483,96	500,82
przetwarzanie	106,22	119,37	124,64	237,56
administracja	58,42	42,97	44,32	46,18
BIOODPADY, w tym:	605,37	1 021,80	1 064,91	1 060,72
transport i zbieranie	266,15	455,80	480,59	474,54
przetwarzanie	280,80	523,04	540,00	540,00
administracja	58,42	42,97	44,32	46,18
ODPADY WIELKOGABARYTOWE, w tym:	864,90	839,36	844,19	1 026,74
transport i zbieranie	463,27	472,53	484,82	500,82
przetwarzanie ZDOW	343,22	323,86	315,04	479,74
administracja	58,42	42,97	44,32	46,18

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych MPO Sp. z o.o.



Rys. 6-1 Wycena kosztowa gospodarowania frakcjami odpadów w latach 2018 - 2021 [zł/Mg]

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych MPO Sp. z o.o.

Z gospodarstw domowych odbieranych jest ok. 86% strumienia odpadów komunalnych (GUS, 2022). Zatem mając to na uwadze oraz liczbę ludności zadeklarowaną w ramach systemu opłat za gospodarowanie odpadami komunalnymi, obliczono wskaźnik rocznego obciążenia mieszkańca GMK kosztem gospodarowania poszczególnymi frakcjami odpadów, tj. obciążenie mieszkańca frakcją zmieszanych odpadów komunalnych, selektywnie zebranych odpadów (frakcji suchej – papieru, tworzyw sztucznych, metalu i szkła), bioodpadów, odpadów wielkogabarytowych oraz odpadów zielonych. Wyniki przedstawiono w tabeli poniżej (Tab. 6-4), na podstawie których, odnotowano, że pomimo spadku obciążenia mieszkańca kosztem gospodarowania zmieszanymi odpadami komunalnymi ze 138 zł do 134 zł, z uwagi na zmniejszony strumień tych odpadów, jednak obowiązek selektywnego zbierania dodatkowych frakcji odpadów, systematyczny wzrost ich ilości oraz czynniki makroekonomiczne przynoszą średnio o ok. 5% wzrost obciążenia budżetu mieszkańca gospodarowaniem odpadami komunalnymi.

Tab. 6-4 Wskaźnik rocznego obciążenia mieszkańca [zł/M/rok]

WYSZCZEGÓLNIENIE	2018	2019	2020	2021
	[zł/M]	[zł/M]	[zł/M]	[zł/M]
ZMIESZANE ODPADY KOMUNALNE	137,76	136,85	133,81	133,61
transport i zbieranie	34,66	42,11	46,72	48,02
przetwarzanie	87,30	84,02	77,59	75,93
przetwarzanie MBP	48,92	46,87	47,57	46,22
administracja	15,81	10,72	9,51	9,66
ODPADY ZEBRANE SELEKTYWNE	59,16	57,45	58,02	60,49
transport i zbieranie	32,18	32,02	32,15	32,93
przetwarzanie	22,23	22,07	22,40	23,84
administracja	4,75	3,36	3,47	3,72
ODPADY ZIELONE	28,67	30,76	36,30	43,69
transport i zbieranie	21,12	22,86	26,90	27,89
przetwarzanie	4,87	5,81	6,93	13,23
administracja	2,68	2,09	2,46	2,57
BIOODPADY	2,49	15,66	23,30	22,54
transport i zbieranie	1,10	6,98	10,51	10,08
przetwarzanie	1,16	8,01	11,81	11,47
administracja	0,24	0,66	0,97	0,98
ODPADY WIELKOGABARYTOWE	18,66	21,21	24,83	29,32
transport i zbieranie	9,99	11,94	14,26	14,30
przetwarzanie ZDOW	7,40	8,18	9,27	13,70
administracja	1,26	1,09	1,30	1,32

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych MPO Sp. z o.o.

Wyniki wyceny kosztowej *ex-post* (uwzględniająca jedynie koszty prywatne/wewnętrzne) systemu gospodarowania odpadami komunalnymi w zakresie przetwarzania odpadów wielkogabarytowych wskazują na rosnące obciążenia kosztami na tonę przetwarzanych odpadów (479,74 zł/Mg w 2021 r.) jak i wzrost obciążenia mieszkańców (13,70 zł/M w 2021 r.). Ogólnie rzecz ujmując mieszkańcy są przeciwni rosnącym obciążeniom finansowym generowanym przez system gospodarowania odpadami. Skuteczność każdego systemu gospodarowania odpadami komunalnymi zależy od jego akceptacji przez społeczność lokalną (Achillas, i in. 2011), stąd zasadniczym jest wykazanie korzyści ekonomicznych płynących z prawidłowego zarządzania systemem.

6.2 Identyfikacja i wycena niektórych oddziaływań przetwarzania wybranych frakcji odpadów komunalnych

Niniejsze studium przypadku koncentruje się na analizie przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w przedsiębiorstwie, biorąc pod uwagę procesy przetwarzania bez uwzględnienia zbierania i transportu tych odpadów, ponieważ procesy te są realizowane przez inne podmioty. Uwzględniono jedynie procesy i oddziaływania występujące po przybyciu odpadów do zakładu przetwarzania, aż do ich sprzedaży innym pośrednikom

w łańcuchu wartości (firmom zajmującym się ponownym wykorzystaniem i recyklingiem). Badane koszty i przychody pochodzą z 2021 r w scenariuszu bazowym ZDOW_BW_SQ oraz prognozowane koszty w scenariuszu ZDOW_BW_P po uwzględnieniu szacowanych nakładów inwestycyjnych oraz wzrostu kosztów operacyjnych.

Tab. 6-5 Identyfikacja oddziaływań przetwarzania wybranych frakcji odpadów

Grupa oddziaływań	Opis oddziaływań	Rodzaj oddziaływań
Infrastruktura	Przetwarzanie odpadów	Negatywne/Prywatne
Ponowne użycie, recykling i odzysk odpadów	Sprzedaż materiałów	Pozytywne/Prywatne
	Opłaty za świadczenie usług przetwarzania	Pozytywne/Prywatne
Wykorzystanie materiałów	Unikany materiał wysłany na składowisko	Pozytywne/zewnętrzne
	Jakość materiału z recyklingu	Pozytywne/zewnętrzne
Środowisko	Uniknięta emisja CO ₂ do powietrza	Pozytywne/zewnętrzne
	Emisja zanieczyszczeń do gleby i wód gruntowych	Negatywne/zewnętrzne
Jakość życia	Uniknięte kary finansowe za brak recyklingu	Pozytywne/zewnętrzne

Źródło: Opracowanie własne na podstawie Medina-Mijangos, 2021a.

6.2.1 Wycena infrastruktury do przetwarzania odpadów

Z uwagi na zakres (zainteresowanie) niniejszej dysertacji dotyczący przetwarzania wybranych strumieni odpadów komunalnych, tj. **frakcji odpadów wielkogabarytowych** w tabeli (Tab. 6-6) przedstawiono wycenę wpływów prywatnych/wewnętrznych (koszty inwestycji, eksploatacji i utrzymania) związanych z infrastrukturą do przetwarzania tych odpadów w instalacjach przedsiębiorcy oraz wskaźniki rocznego obciążenia mieszkańca kosztem przetwarzania tych frakcji odpadów. Ta grupa wpływu obejmuje wydatki inwestycyjne (CAPEX) i wydatki operacyjne i konserwacyjne (OPEX). W tym studium przypadku uwzględniono tylko OPEX, ponieważ koncentrujemy się na konkretnym roku operacyjnym, a nakłady inwestycyjne są uwzględnione w wartościach amortyzacji. Tabela (Tab. 6-6) przedstawia koszty związane z infrastrukturą, sklasyfikowane jako:

- amortyzacja środków trwałych i urządzeń, instalacje wykorzystywane przez zakład do wykonywania jego zadań są własnością przedsiębiorcy, przy czym w scenariuszu prognozowanym założono inwestycje na poziomie 62 211 155 mln zł, w tym:
 - przygotowanie inwestycyjne i zagospodarowanie terenu (doprowadzenie energii elektrycznej, uzbrojenie terenu – woda, ścieki, oświetlenie, rozprowadzenie energii elektrycznej, wewnętrzne drogi dojazdowe i place manewrowe) – 25 018 300 zł
 - infrastruktura towarzysząca zakładowi (budynek zaplecza socjalnego i budynek administracyjny – 8 492 856 zł
 - hala produkcyjna oraz instalacja odzysku i recyklingu odpadów wielkogabarytowych – 28 700 000 zł
- koszty dostaw, które obejmują koszty zużycia materiałów i mediów
- koszty usług obcych, w tym dalsze przetwarzanie z odzyskiem energii oraz konserwację, serwis, przeglądy i naprawę sprzętu
- koszty pracy - obejmują koszty wynagrodzeń, składki na ubezpieczenia społeczne i inne świadczenia na rzecz pracowników
- koszty pozostałe (podatki, opłaty i inne).

Tab. 6-6 Wycena kosztów infrastruktury wybranych frakcji odpadów

Wyszczególnienie	Scenariusz ZDOW_BW_SQ			Scenariusz ZDOW_BW_P		
Ilość odpadów [Mg]	26 697,00			26 697,00		
Koszty/ koszty na 1 Mg/struktura	[zł]	[zł/Mg]	[%]	[zł]	[zł/Mg]	[%]
Amortyzacja środków trwałych	365 753,44	13,70	2,94	4 702 000,00	176,12	27,89
Koszty dostaw materiałów i energii	653 692,06	24,49	5,25	3 773 000,00	141,33	22,38
Koszty usług obcych	7 949 887,22	297,78	63,80	3 222 000,00	120,69	19,11
Koszty pracy/wynagrodzenia	2 984 251,65	111,78	23,95	4 206 000,00	157,55	24,95
Koszty pozostałe (podatki, opłaty i inne)	506 862,01	18,99	4,07	958 000,00	35,88	5,68
Razem	12 460 446,38	466,74	100,00	16 861 000,00	631,57	100,00

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych MPO Sp. z o.o.

W Zakładzie demontażu odpadów wielkogabarytowych (ZDOW) w 2021 roku przetworzono łącznie 26 697 ton odpadów wielkogabarytowych. Roczne koszty przetwarzania odpadów komunalnych w scenariuszu bazowym (ZDOW_BW_SQ) pochodzą z danych ewidencyjnych systemu księgowo – rachunkowego przedsiębiorcy, w scenariuszu prognozowanym (ZDOW_BW_P) z projekcji ekonomicznej wykonanej na potrzeby niniejszej dysertacji. Roczne wartości kosztów wewnętrznych podzielone zostały przez całkowitą ilość przetwarzanych odpadów, aby uzyskać koszt na tonę (zł/Mg). W scenariuszu bazowym wpływ infrastruktury wyceniono na 466,74 zł na 1 tonę przetwarzanych odpadów, natomiast w scenariuszu bazowym po uwzględnieniu niezbędnych nakładów inwestycyjnych w wysokości 62,21 mln zł, koszt infrastruktury na tonę przetwarzanych odpadów wynosi 631,57 zł. W kolejnych podrozdziałach zostanie przedstawiona próba wyceny niektórych środowiskowych i społecznych oddziaływań związanych z przetwarzaniem wybranych frakcji odpadów z wykorzystaniem elementów metody techniczno – ekonomicznej analizy systemów gospodarowania odpadami komunalnymi (Medina-Mijangos i in., 2021a) w oparciu o analizowane wcześniej scenariusze.

6.2.2 Wycena recyklingu, ponownego użycia i odzysku odpadów

Ta grupa oddziaływań obejmuje przychody wewnętrzne uzyskane przez przedsiębiorcę (MPO Sp. z o.o.), które można sklasyfikować jako (a) przychody ze sprzedaży materiałów uzyskanych z odpadów; (b) przychody z tytułu opłaty za wykonanie usługi przetwarzania, które stanowią płatność za każdą tonę przetworzonych odpadów; (c) oszczędności z tytułu uniknięcia kar finansowych nakładanych na podmioty/gminy za brak osiągnięcia poziomów recyklingu. Roczne przychody z tytułu sprzedaży odpadów do recyklingu wynikają z pomnożenia ceny sprzedaży przez ilość sprzedanych materiałów odzyskanych w zakładzie przetwarzania. Cena rynkowa dla różnych materiałów przetwarzanych w zakładzie, takich jak złom, tworzywa sztuczne i drewno wynika ze średnich cen uzyskiwanych ze sprzedaży poszczególnych frakcji

odpadów, dostępnych w sieci internetowej. Cenę sprzedaży dla różnych materiałów w przypadku scenariusza prognozowanego pozostawiono na poziomie roku 2021 z uwagi na fakt, iż nie nastąpił wzrost tych cen, a wahania rynku zależą od okresu w roku oraz lokalizacji. Przychody z tytułu świadczenia usług przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu bazowym obliczono na podstawie ustalonej opłaty „na bramie” obowiązującej w 2021 roku i wynoszącej 486,56 zł/Mg, poprzez pomnożenie tej opłaty przez ilość przetworzonych odpadów dając w wyniku przychody roczne za świadczenie usługi. Otrzymane roczne przychody są podzielone przez całkowitą ilość przetworzonych odpadów (26 697 Mg), aby uzyskać wycenę przychodu na tonę (zł/tonę). Oszczędności z tytułu uniknięcia kar finansowych za brak wymaganych poziomów recyklingu również należy uznać za potencjalny przychód, który obliczony jest względem ilości odpadów przekazanych do recyklingu i stawki opłaty stosowanej w celu wymierzenia kary finansowej (tj. stawki opłaty jednostkowej za umieszczenie zmieszanych odpadów komunalnych (20 03 01) na składowisku w kwocie 276,21 zł/Mg w 2021r.). Oszczędności z tytułu uniknięcia kar finansowych za brak wymaganych poziomów recyklingu mogą być postrzegane jako istotny walor korzyści społecznych podnoszących jakość życia. Uniknięcie takich kar pozwala na zaoszczędzenie środków, które mogą być przeznaczone na inne cele, np. inwestycje w infrastrukturę, edukację czy programy ekologiczne. Jak widać w tabeli (Tab. 6-7), najbardziej reprezentatywne są przychody związane ze świadczeniem usługi gospodarowania odpadami, zarówno w przypadku scenariusza bazowego (94,41%) jak i prognozowanego (71,20%).

Tab. 6-7 Wycena ponownego użycia, recyklingu i odzysku odpadów uzyskanych z wybranych frakcji odpadów

Wyszczególnienie	Cena surowców/stawka opłaty [zł/Mg]	Scenariusz ZDOW_BW_SQ				Scenariusz ZDOW_BW_P			
		Ilość odpadów w [Mg]	Przychody ogółem [zł/rok]	Przychody [zł/Mg]	Struktura przychodów [%]	Ilość odpadów w [Mg]	Przychody ogółem [zł/rok]	Przychody [zł/Mg]	Struktura przychodów [%]
Złom stalowy i żelazny	1 777,00	446,05	792 630,85	29,69	5,70	465,17	826 607,09	30,96	4,53
Złom metali nieżelaznych przeznaczony do recyklingu	4 020,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,58	102 831,60	3,85	0,56
Wysort. tworzywa sztucznych przeznaczony do recyklingu	1 500,00	0,00	0,00	0,00	0,00	820,56	1 230 840,00	46,10	6,75
Wysort. drewna i odpadów drewnopochodnych przeznaczony do recyklingu	54,11	0,00	0,00	0,00	0,00	8 269,00	447 411,96	16,76	2,45

Opłata za świadczenie usługi przetwarzania	486,56	26 697,00	12 989 692,32	486,56	93,41	26 697,00	12 989 692,32	486,56	71,20
Uniknięte kary finansowe za nieosiągnięcia poziomu recyklingu	276,21	446,05	123 203,47	4,61	0,89	9 580,31	2 646 177,43	99,12	14,50
Razem			13 905 526,64	520,86	100,00		18 243 560,40	683,36	100,00

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych MPO Sp. z o.o.

6.2.3 Wycena efektywnego wykorzystania zasobów

Ta grupa wpływu jest związana z potrzebami, które zaspokajają odpady, a także korzyściami uzyskiwanymi z odpadów wykorzystywanych w różnych zastosowaniach. Na przykład wykorzystanie tworzyw sztucznych pochodzących z recyklingu może zmniejszyć zależność od paliw kopalnych i osiągnąć cel wyznaczony przez Komisję Europejską, zwiększając procent przygotowania do ponownego użycia i recyklingu odpadów komunalnych do 65% do 2035 r. Natomiast wykorzystanie drewna odpadowego może zapobiegać wyczerpywaniu pierwotnych zasobów naturalnych oraz gwarantować dostawę surowca w sytuacji niedoboru zasobów. Poza tym odpady przekazane do dalszego wykorzystania materiałowego bądź energetycznego posiadają realny wpływ na wydłużenie okresu eksploatacji składowiska. Aby wycenić korzyści wynikające z unikania składowania odpadów należy wziąć pod uwagę oszczędności wynikające ze stawki opłaty środowiskowej za umieszczanie odpadów na składowisku uiszczanej w wysokości 276,21 zł (w 2021 r.) za tonę odpadów skierowanych do składowania (M.P. z 2020 r. poz. 961). Głównym celem tej opłaty jest zniechęcenie do korzystania ze składowisk i osiągnięcie celów w zakresie ograniczania składowania do 10% w 2035 r. wyznaczonych przez Komisję Europejską. W scenariuszu bazowym nie poddano składowaniu 21 525,37 ton materiałów, w scenariuszu prognozowanym – 22 009,32 ton, co pozwoliło zaoszczędzić odpowiednio 222,70 zł/tonę i 227,7 zł/tonę przetwarzanych odpadów. Wyniki przedstawione w tabeli (Tab. 6-8).

Tab. 6-8 Wycena uniknięcia składowania odpadów

Wyszczególnienie	Scenariusz ZDOW_BW_S Q	Scenariusz ZDOW_BW_P
Ilość przetwarzanych odpadów [Mg]	26 697	26 697
Stawka opłaty za umieszczanie odpadów na składowisku [zł/Mg]	276,21	276,21
Łączna ilość odpadów deponowanych na składowisku [Mg], w tym:	5 171,63	4 687,68
ilość odpadów deponowanych na składowisku bezpośrednio po przetwarzaniu [Mg]	2 997,50	3 309,68
ilość odpadów deponowanych na składowisku po przetwarzaniu w ZTPO (żuźle) [Mg]	1 976,02	1 253,00
ilość odpadów deponowanych na składowisku po przetwarzaniu w ZTPO (popioły) [Mg]	198,10	125,00

Ilość odpadów poddanych procesom innym niż składowanie (recykling, odzysk, unieszkodliwianie) [Mg]	21 525,37	22 009,32
Przychody z tytułu uniknięcia składowania [zł]	5 945 522,78	6 079 194,28
Przychody z tytułu uniknięcia składowania [zł/Mg]	222,70	227,71

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych MPO Sp. z o.o.

Kolejnym wpływem, w tej grupie oddziaływań, który należy ocenić, jest wartość, jaką konsumenci nadają produktom (opakowania, meble itp.) pod względem ich statusu ekologicznego. Ekologiczny lub recyklingowy status produktów można uznać za czynnik różnicujący, który umożliwi przedsiębiorstwom wytwarzanie wartości dodanej i poprzez informowanie klientów o tej dodatkowej wartości, uzyskiwanie wyższych zysków na rynku. Aby oszacować preferencje konsumentów i ich gotowość do zapłaty (ang. *WTP-willingness to pay*) wyższej ceny za produkty lub materiały ekologiczne bądź pochodzące z recyklingu dokonano przeglądu badań m.in. przeprowadzonych we Francji, w lutym 2014 r., gdzie wywiady ze 148 osobami wskazały, że ludzie są skłonni zapłacić średnio 0,79 € więcej za opakowanie w sześciopaku 1,5-litrowych butelek wykonanych z recyklingowego PET zamiast butelek z PET tj. o 21,94% więcej. W odniesieniu do mebli ekologicznych chęć zapłacenia wyższej ceny za ekologiczne meble dziecięce zbadano w Szanghaju i Shenzhen (Chiny) w 2013 roku, gdzie przeprowadzono wywiady z 320 konsumentami. Wyniki wskazują, że 98% respondentów byłoby skłonnych zapłacić wyższą cenę za takie produkty. Spośród tych respondentów 53% stwierdziło, że *WTP* nie powinno przekraczać 10%, a 45% stwierdziło, że *WTP* może przekroczyć 10%. W Czechach (Praga) w 2017 r. przeprowadzono wywiady z 195 konsumentami oceniając wpływ czynników demograficznych na skłonność do płacenia więcej za meble przyjazne dla środowiska. Wyniki pokazują, że większość była skłonna zapłacić o 557,69 USD więcej niż normalna cena mebli za meble przyjazne dla środowiska. W celu obliczenia korzyści ekonomicznych związanych z wpływem jakości ekologicznej materiałów odzyskiwanych w ZDOW wzięto pod uwagę badanie przeprowadzone w Europie i Stanach Zjednoczonych z udziałem 1000 konsumentów. Z badania wynika, że 50% konsumentów jest skłonnych zapłacić dodatkowo 13% za ekologiczne meble i 16% więcej za ekologiczne opakowania (Medina-Mijangos i in., 2021a). Dlatego rozważany jest wzrost przychodów ze sprzedaży materiałów o charakterze surowcowym (o 16%) i dla drewna o 13%.

Tab. 6-9 Wycena gotowości płacenia za produkty ekologiczne

Wyszczególnienie	Cena sprzedaży [zł/Mg]	Scenariusz ZDOW_BW_SQ				Scenariusz ZDOW_BW_P			
		Ilość [Mg]	Roczne przychody [zł]	Dodatkowe przychody [zł]		Ilość [Mg]	Roczne przychody [zł]	Dodatkowe przychody [zł]	
Złom stalowy i żelazny	1 777,00	446,05	792 630,85	16 %	126 820,94	465,17	826 607,09	16 %	132 257,13
Złom metali nieżelaznych	4 020,00	0,00	0,00	16 %	0,00	25,58	102 831,60	16 %	16 453,06
Wysort. tworzywa sztuczne	1 500,00	0,00	0,00	16 %	0,00	820,56	1 230 840,00	16 %	196 934,40

Wysort. drewno i odpady drewnopoc hodne	54,11	0,00	0,00	13 %	0,00	8 269,00	447 411,96	13 %	58 163,56
Razem		446,0 5	792 630, 85	126 820,94		9 580,31	2 607 690,65	403 808,15	

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych MPO Sp. z o.o.

Jak pokazano w tabeli (Tab. 6-9), roczne przychody ze sprzedaży odpadów o charakterze surowcowym wynoszą 792 630,85 zł w scenariuszu bazowy i 2 160 278,69 zł w scenariuszu prognozowanym, ze sprzedaży drewna 447 411,96 zł w scenariuszu prognozowanym. Zatem dodatkowe przychody z tytułu gotowości konsumentów do płacenia więcej za produkty ekologiczne wynoszą **126 820,94 zł** w scenariuszu bazowym i **403 808,15 zł** w scenariuszu prognozowanym.

6.2.4 Wycena oddziaływania środowiskowego

Przetwarzanie odpadów wielkogabarytowych w ZDOW jest zasadniczo związane z pozytywnym wpływem zakładu, ponieważ pozwala uniknąć kilku negatywnych efektów zewnętrznych, takich jak degradacja systemów naturalnych w wyniku emisji zanieczyszczeń do gleby lub do wód gruntowych czy powierzchniowych, bądź emisji gazów cieplarnianych do powietrza. Wycenę emisji zanieczyszczeń do gleb i wody należy oszacować biorąc pod uwagę ilość deponowanych odpadów na składowisku odpadów. Ocieki związane głównie z eksploatacją składowisk odpadów mają bezpośredni wpływ na zanieczyszczenie gleby, wód gruntowych i wód powierzchniowych takimi pierwiastkami jak: chrom (Cr), ołów (Pb), miedź (Cu), nikiel (Ni), cynk (Zn), kadm (Cd), rtęć (Hg) i arsen (As) (Medina-Mijangos i in., 2021b). Niekorzystny wpływ procesu przetwarzania w tym obszarze wyceniono w tabeli (Tab. 6-10) na podstawie ilości składowanych odpadów oraz opłaty środowiskowej za umieszczenie odpadów na składowisku w wysokości 276,21 zł za tonę w 2021 r. (M.P. z 2020 r. poz. 961).

Tab. 6-10 Wycena emisji zanieczyszczeń

Wyszczególnienie	Scenariusz ZDOW_BW_SQ	Scenariusz ZDOW_BW_P
Stawka opłaty za umieszczanie odpadów na składowisku [zł/Mg]	276,21	276,21
Ilość odpadów deponowanych na składowisku [Mg]	5 171,63	4 687,68
Obciążenie środowiska z tytułu składowania odpadów [zł]	1 428 455,59	1 294 784,09
Obciążenie środowiska z tytułu przetwarzania odpadów [zł/Mg]	53,51	48,50

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych MPO Sp. z o.o.

Emisje CO₂ są bardzo ważne ze względu na ich wpływ na globalne ocieplenie. Generalnie produkcja surowki żelaza czy tworzyw sztucznych wykorzystuje surowce kopalne, co ma znaczący wpływ ze względu na emisje CO₂ powstające podczas ich wydobywania. Z drugiej strony wykorzystanie złomów pochodzących z recyklingu pozwala zaoszczędzić na

zużyciu drewna pierwotnego, ponieważ drewno pozyskiwane w zakładzie może być wykorzystywane do produkcji płyt wiórowych bądź innych nowych produktów, co zmniejsza emisję CO₂.

Tab. 6-11 Wycena emisji netto CO₂

Wyszczególnienie			Scenariusz ZDOW_BW_SQ			Scenariusz ZDOW_BW_P		
Materiał	Wskaźnik ograniczenia emisji CO ₂ [tona CO ₂ eq./tonę materiału z recyklingu]	Opłata za uprawnienia do emisji CO ₂ [zł/tona CO ₂ eq.]	Ilość odzyskanych materiałów [Mg]	Ograniczenie emisji netto CO ₂		Ilość odzyskanych materiałów [Mg]	Ograniczenie emisji netto CO ₂	
				[tona CO ₂ eq.]	Oszczędności [zł]		[tona CO ₂ eq.]	Oszczędności [zł]
Złom stalowy i żelazny	-0,940	237,60	446,05	-419,29	99 622,59	465,17	-437,26	103 892,93
Złom metali nieżelaznych	-11,640	237,60	0,00	0,00	0,00	25,58	-297,75	70 745,69
Wysort. tworzywa sztuczne	-0,788	237,60	0,00	0,00	0,00	820,56	-646,60	153 632,46
Wysort. drewno i odpady drewnopochodne	-0,619	237,60	0,00	0,00	0,00	8 269,00	-5 118,51	1 216 158,21
Uniknięta emisja CO ₂				-419,29	99 622,59		-6 500,12	1 544 429,29

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych MPO Sp. z o.o.

Tabela (Tab. 6-11) pokazuje ilość różnych rodzajów materiałów odzyskanych w zakładzie oraz całkowity ekwiwalent netto emisji CO₂ z recyklingu tych materiałów, przyjęty wg badań Davida Turnera (Turner i in., 2015) i Rubbi Medicina (Medina–Mijangos i in., 2021a), wyznaczony jako różnica pomiędzy emisją z produkcji materiałów z surowców pierwotnych a emisją z produkcji materiałów z surowców wtórnych. Średnią wartość emisji netto ekwiwalentu CO₂ na tonę materiału pomnożono przez ilość każdego rodzaju odzyskanego materiału i uzyskano unikniętą (z *minusem*) emisję CO₂ na poziomie -419,29 ton CO₂eq. w scenariuszu bazowym i -6 500,12 ton CO₂eq. w scenariuszu prognozowanym. Emisje CO₂ pochodzące z działalności przemysłowej są opodatkowane według średniej szacunkowej wartości około 85 €/tonę ekwiwalentu CO₂ w 2023 roku. Przewidywane ceny uprawnień do emisji CO₂ w Unii Europejskiej na rok 2024 miały wynosić średnio około 71 euro za tonę, co stanowi spadek w porównaniu do 85 euro za tonę w 2023 roku, jednak od połowy roku obserwowany jest dalszy spadek cen (do 66 euro w czerwcu 2024 r.). Spadek ten wynika z interwencji na rynku oraz problemów z nadpodażą. Szacuje się, że cena progowa uprawnień do emisji CO₂ w UE rozpocznie się od 55 EUR w 2027 r. i wzrośnie do 59 EUR w 2029 r. (KOBIZE, 2024). Dlatego przy obliczaniu wpływu ekonomicznego unikniętej emisji CO₂ stosuje się kwotę 55 €/tonę ekwiwalentu CO₂, przy średnim kursie euro w I połowie 2024

roku wynoszącym 4,32 zł/€ (NBP, 2024) i mnoży się ją przez całkowitą unikniętą emisję CO₂. W tabeli (Tab. 6-11) przedstawiono wyniki obliczeń wraz z wyceną unikniętej emisji CO₂.

6.3 Wyniki oceny ekonomicznej scenariuszy

Agregacja kosztów i przychodów pozwoli na podjęcie decyzji o inwestowaniu w określone systemy gospodarowania odpadami komunalnymi. Wyrażanie kosztów i przychodów następuje w jednostkach monetarnych na tonę odpadów lub w jednostkach monetarnych w przeliczeniu na interesariuszy, mieszkańców jednostki osadniczej ponoszących obciążenie funkcjonowania systemu. Niektóre oddziaływania można określić ilościowo bezpośrednio w jednostkach pieniężnych, jednak zdefiniowanie oddziaływań zewnętrznych np. aspektów środowiskowych czy społecznych wymaga zastosowania specyficznych metod do oszacowania wartości ekonomicznej skutków nierynkowych i niematerialnych. Zastosowane metody wyceny pozwoliły na określenie całkowitych korzyści z realizacji zamierzenia inwestycyjnego jakim jest udoskonalenie procesu przetwarzania odpadów wielkogabarytowych oraz osobną wizualizację dwóch sytuacji. Pierwszą, że system jest operacyjnie i finansowo opłacalny dla jego funkcjonowania, co jest określone poprzez korzyści wewnętrzne (prywatne) sytuacja, która zwykle interesuje inwestorów i polityków. Korzyść prywatną uzyskuje się poprzez odjęcie kosztów prywatnych od przychodów prywatnych. Gdy korzyść prywatna jest większa od zera gwarantuje to finansową operacyjność systemu z punktu widzenia inwestora. Drugą sytuacją, interesującą ekonomistów i społeczeństwo, wskazującą, że system jest opłacalny ekonomicznie, społecznie i środowiskowo poprzez określenie całkowitej korzyści, której wyznaczenie następuje przez zsumowanie wewnętrznych i zewnętrznych przychodów i odjęciu zidentyfikowanych kosztów (prywatnych i zewnętrznych). W tabeli (Tab. 6-12) przedstawiono główne rodzaje oddziaływań (wewnętrznych i zewnętrznych) generowanych w wyniku przetwarzania odpadów wielkogabarytowych, mogą one mieć pozytywny lub negatywny wpływ, jako koszty lub przychody. Jeśli chodzi o częstotliwość oddziaływań, wszystkie zidentyfikowane oddziaływania mają skutki w okresie funkcjonowania systemu. W pierwszej kolejności przedstawiono roczne koszty i przychody odnoszące się do scenariusza bazowego (w 2021 roku) oraz scenariusza prognozowanego projektowanego do realizacji po 2025 roku, następnie koszty i przychody na jednostkę przetworzonych odpadów (zł/tonę), przy czym przyjęto wielkość strumienia odpadów wielkogabarytowych w wysokości 26 697 Mg.

Tab. 6-12 Agregacja wyników ekonomicznych oddziaływań wycenionych dla scenariusza bazowego i prognozowanego

Rodzaj wpływu	Grupa oddziaływań	Identyfikacja oddziaływań		Częstotliwość oddziaływań	Kwantyfikacja wpływu	Wycena wpływu [zł/rok]		Wycena wpływu [zł/tonę]		Odsetek (%)	
		Koszty	Przychody			Koszty	Przychody	Koszty	Przychody	Koszty	Przychody
Scenariusz bazowy – ZDOW_BW_SQ											
Wewnętrzne	Infrastruktura	Amortyzacja środków trwałych		W trakcie funkcjonowania systemu	26 697,00	365 753,44		13,70		2,6%	
		Koszty dostaw materiałów i energii			26 697,00	653 692,06		24,49		4,7%	
		Koszty usług obcych			26 697,00	7 949 887,22		297,78		57,2%	
		Koszty pracy/wynagrodzenia			26 697,00	2 984 251,65		111,78		21,5%	
		Koszty pozostałe (podatki, opłaty i inne)			26 697,00	506 862,01		18,99		3,6%	
Wewnętrzne	Ponowne użycie, recykling i odzysk odpadów		Złom stalowy i żelazny	W trakcie funkcjonowania systemu	446,05		792 630,85		29,69		3,9%
			Złom metali nieżelaznych		0,00		0,00		0,00		
			Wysort. tworzywa sztuczne		0,00		0,00		0,00		
			Wysort drewno i odpady drewnopochodne		0,00		0,00		0,00		
			Opłata za świadczenie usługi przetwarzania		26 697,00		12 989 692,32		486,56		64,7%
Zewnętrzne	Wykorzystanie materiałów		Uniknięcie składowania odpadów	W trakcie funkcjonowania systemu	21 525,37		5 945 522,78		222,70		29,6%
			Jakość materiałów/produktów z recyklingu		446,05		126 820,94		4,75		0,6%

Zewnętrzne	Środowisko	Emisja zanieczyszczeń do gleby i wód			5 171,63	1 428 455,59		53,51		10,3%	
			Uniknięcie emisji CO2 do powietrza		419,29		99 622,59		3,73		0,5%
Zewnętrzne	Społeczne		Uniknięcie kar za brak poziomemu recyklingu		446,05		123 203,47		4,61		0,6%
Całkowity wpływ wewnętrzny- całkowite koszty i przychody prywatne [zł]						12 460 446,38	13 782 323,17	466,74	516,25	89,7%	68,6%
Całkowity wpływ zewnętrzny – całkowite koszty i przychody zewnętrzne [zł]						1 428 455,59	6 295 169,78	53,51	235,80	10,3%	31,4%
Całkowity wpływ (wpływ prywatny +wpływ zewnętrzny) [zł]						13 888 901,97	20 077 492,95	520,24	752,05	100,0%	100,0%
Całkowita korzyść (+) / strata (-) systemu [zł]						6 188 590,98		231,81			
Rodzaj wpływu	Grupa oddziaływań	Identyfikacja oddziaływań		Częstotliwość oddziaływań	Kwantyfikacja wpływu	Wycena wpływu [zł/rok]		Wycena wpływu [zł/tonę]		Odsetek (%)	
		Koszty	Przychody			Koszty	Przychody	Koszty	Przychody	Koszty	Przychody
Scenariusz prognozowany – ZDOW_BW_P											
Wewnętrzne (prywatne)	Infrastruktura	Amortyzacja środków trwałych			26 697,00	4 702 000,00		176,12		25,9%	
		Koszty dostaw materiałów i energii			26 697,00	3 773 000,00		141,33		20,8%	
		Koszty usług obcych			26 697,00	3 222 000,00		120,69		17,7%	
		Koszty pracy/ wynagrodzenia			26 697,00	4 206 000,00		157,55		23,2%	
		Koszty pozostałe (podatki, opłaty inne)			26 697,00	958 000,00		35,88		5,3%	
			Złom stalowy i żelazny		465,17		826 607,09		30,96		3,1%

Wewnętrzne (prywatne)	Ponowne użycie, recykling i odzysk odpadów		Złom metali nieżelaznych		25,58		102 831,60		3,85		0,4%
			Wysort. tworzywa sztuczne		820,56		1 230 840,00		46,10		4,7%
			Wysort drewno i odpady drewnopochodne		8 269,00		447 411,96		16,76		1,7%
			Opłata za świadczenie usługi przetwarzania		26 697,00		12 989 692,32		486,5 6		49,4 %
Zewnętrzne	Wykorzysta nie materiałów		Uniknięcie składowania odpadów		22 009,32		6 079 194,28		227,7 1		23,1 %
			Jakość materiałów z tytułu recyklingu				403 808,15		15,13		1,5%
Zewnętrzne	Środowisko	Emisja zanieczyszczeń do gleby i wód			4 687,68	1 294 784,09		48,50		7,1%	
			Uniknięcie emisji CO ₂ do powietrza				1 544 429,29		57,85		5,9%
Zewnętrzne	Społeczne		Uniknięcie kar za brak poziomu recyklingu		9 580,31		2 646 177,43		99,12		10,1 %
Całkowity wpływ wewnętrzny- całkowite koszty i przychody prywatne [zł]						16 861 000,00	15 597 382,97	631,57	584,2 4	92,9%	59,4 %
Całkowity wpływ zewnętrzny – całkowite koszty i przychody zewnętrzne [zł]						1 294 784,09	10 673 609,14	48,50	399,8 1	7,1%	40,6 %
Całkowity wpływ (wpływ prywatny +wpływ zewnętrzny) [zł]						18 155 784,09	26 270 992,11	680,07	984,0 4	100,0 %	100, 0%
Całkowita korzyść (+) / strata (-) systemu [zł]						8 115 208,02		303,97			

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych MPO Sp. z o.o.

Należy wskazać, że nie wszystkie wpływy zostały uwzględnione i opisane, wybrano jedynie te które można było oszacować ekonomicznie oraz przedstawiają obraz skutków generowanych przez system, umożliwiając decydentom uwzględnienie ich w przyszłych analizach ekonomicznych innych projektów lub systemów gospodarowania odpadami. W tabeli (Tab. 6-12) przedstawiono prywatne koszty i przychody związane z obsługą i utrzymaniem systemu. Najbardziej znaczące koszty odpowiadają wpływom dotyczącym infrastruktury, gdzie osiągają łącznie ok 90 % kosztów, spośród nich największe znaczenie mają koszty związane z kosztami pracy, usług obcych i dostaw materiałów i energii. Z drugiej strony najważniejsze przychody związane są z recyklingiem i odzyskiem odpadów, osiągając łącznie ok. 60% przychodów i tutaj przychody z usługi przetwarzania odpadów wielkogabarytowych są najbardziej znaczące. Ponadto w tabeli (Tab. 6-12), przedstawiono zewnętrzne przychody i koszty związane z aspektami środowiskowymi i społecznymi. W przypadku kosztów i przychodów zewnętrznych najbardziej reprezentatywne przychody odpowiadają oszczędnościom ekonomicznym, ok. 30 % przychodów całkowitych, ponieważ uniknięto deponowania odpadów na składowiskach, a tym samym uiszczania opłat środowiskowych w tym zakresie oraz uniknięto kar finansowych nakładanych na jednostki osadnicze za brak osiągnięcia poziomów recyklingu przekazując odpady do recyklingu. Tabela (Tab. 6-12) pozwala na wizualizację relacji między przychodami prywatnymi a kosztami (P_w/K_w) wskazuje na stosunek 1,11 (s. bazowy) i 0,93 (s. prognozowany), co świadczy o tym, że w scenariuszu bazowym przychody są większe niż koszty – uzyskana zostaje korzyść wewnętrzna, natomiast w scenariuszu prognozowanym odnotowana jest nieznaczna strata wewnętrzna. Ta sytuacja wskazuje na duży udział kosztów amortyzacji z uwagi na założone nakłady inwestycyjne. Z drugiej strony relacja między przychodami całkowitymi a kosztami (P_c/K_c) przedstawia stosunek 1,45 w scenariuszu bazowym i w scenariuszu prognozowanym, co wskazuje, że system staje się bardziej rentownym ze względu na efekty zewnętrzne. Chociaż prywatne koszty i przychody mają największe znaczenie w tym systemie, to jednak całkowita korzyść znacznie wzrasta, poprzez pieniężną wycenę efektów zewnętrznych. Co jest bardzo istotne, system w scenariuszu prognozowanym (ZDOW_BW_P) mógłby łatwo stać się nieopłacalny operacyjnie z powodu braku korzyści wewnętrzna (strata osiąga wysokość (*minus*) -47,33 zł/tonę, przy uwzględnieniu kosztów amortyzacji), jednak efekty zewnętrzne zwiększają łączną korzyść systemu do 303,97 zł/tonę, czyniąc ją bardziej rentowną i niezawodną.

Wyznaczenie wskaźników ekonomicznych do analizy wielokryterialnej

W kontekście dylematu czy rozwijać infrastrukturę do przetwarzania odpadów, czyli ponosić nakłady inwestycyjne w wyniku których nastąpi wzrost kosztów gospodarowania odpadami, a przez to wzrost obciążenia kosztami mieszkańców, wyznaczono wskaźniki korzyści ekonomicznej na mieszkańca dla dwóch analizowanych scenariuszy (bazowego i prognozowanego). Biorąc pod uwagę, że z gospodarstw domowych odbieranych jest ok. 86% strumienia odpadów komunalnych (GUS, 2022), przyjmując ten wskaźnik oszacowano koszty i przychody przypadające na gospodarstwa domowe w oparciu o dane z tabeli (Tab. 6-12). Liczbę mieszkańców jako uczestników systemu w ocenianych scenariuszach ustalono na podstawie liczby osób zgłoszonych w

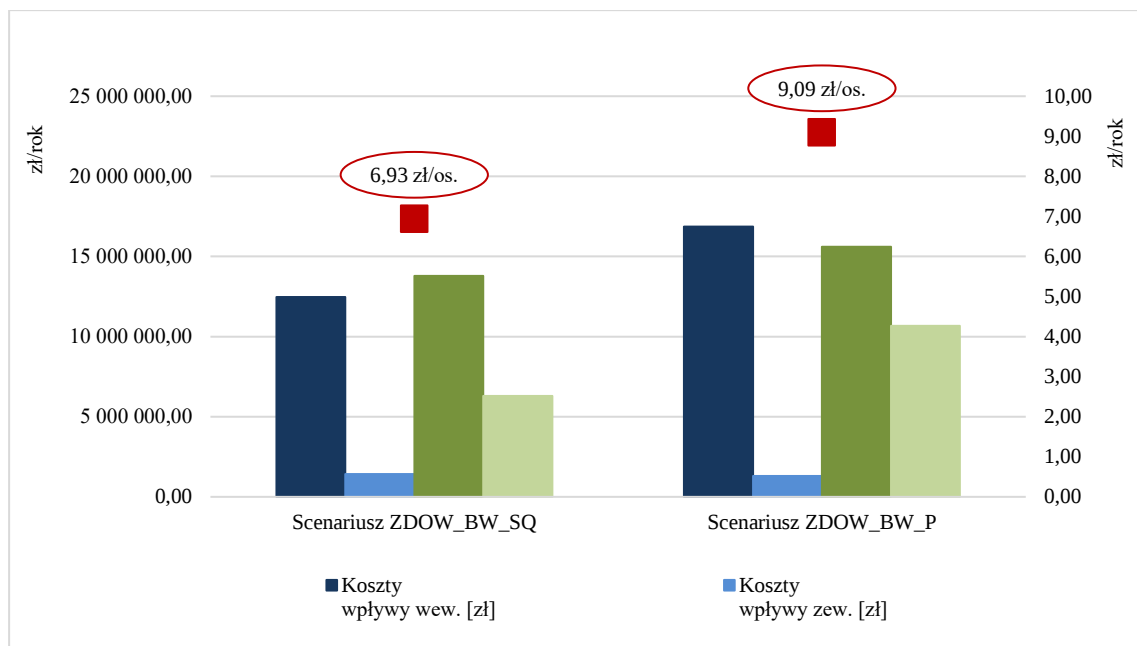
deklaracjach o opłacie za gospodarowanie odpadami komunalnymi w 2021 roku, tj. 767 453 osób (dane podstawie informacji z Wydziału Podatków i Opłat Urzędu Miasta Krakowa).

Tab. 6-13 Wyznaczenie wskaźników ekonomicznych w analizowanych scenariuszach

Wyszczególnienie	Scenariusz ZDOW_BW_SQ	Scenariusz ZDOW_BW_P
Wskaźniki ekonomiczne systemu		
Ilość przetwarzanych odpadów wielkogabarytowych [Mg]	26 697	26 697
Koszty operacyjne OPEX (wewnętrzne koszty infrastruktury) [zł/rok]	12 460 446,38	16 861 000,00
Przychody z tytułu prowadzenia odzysku i recyklingu (przychody wewnętrzne) [zł/rok]	13 782 323,17	15 597 382,97
Bilans wpływów zewnętrznych (przychody zewnętrzne - koszty zewnętrzne) [zł/rok]	4 866 714,19	9 378 825,05
Całkowita korzyść (+) / strata (-) systemu [zł]	6 188 590,98	8 115 208,02
Całkowita korzyść (+) / strata (-) systemu na tonę odpadu przetwarzanego [zł/Mg]	231,81	303,97
Wskaźniki ekonomiczne na mieszkańca		
Liczba osób – uczestników systemu	767 453,00	767 453,00
Całkowite koszty przypisane mieszkańcom [zł] – 86%	11 944 455,69	15 613 974,32
Całkowite koszty przypisane na mieszkańca [zł/M]	15,56	20,35
Całkowite przychody przypisane mieszkańcom [zł] – 86%	17 266 643,93	22 593 053,22
Całkowite przychody przypisane mieszkańcom [zł/M] –	22,50	29,44
Całkowita korzyść (+) / strata (-) zewnętrzna przypisana mieszkańcom [zł]	4 185 374,20	8 065 789,54
Całkowita korzyść (+) / strata (-) zewnętrzna przypisana na mieszkańca [zł/M]	5,45	10,51
Całkowita korzyść (+) / strata (-) systemu przypisana mieszkańcom [zł]	5 322 188,24	6 979 078,90
Całkowita korzyść (+) / strata (-) systemu na mieszkańca [zł/M]	6,93	9,09

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych MPO Sp. z o.o.

Rezultat oceny ekonomicznej skutków przetwarzania wybranych frakcji odpadów komunalnych – odpadów wielkogabarytowych w postaci wskaźników ekonomicznych, przedstawiony na rysunku poniżej (Rys. 6-2), charakteryzujących pod względem ekonomicznym analizowane scenariusze daje odpowiedź, że uzasadnione pod względem finansowym, środowiskowym i społecznym jest inwestowanie w infrastrukturę rozwijającą recykling odpadów. Pomimo wzrostu kosztów operacyjnych gospodarowania odpadami komunalnymi w scenariuszu prognozowanym (z 12,5 mln zł do 16,9 mln zł), skutkujące zwiększonym obciążeniem mieszkańców z 15,56 zł do 20,35 zł na osobę w skali roku, korzyści ekonomiczne dla mieszkańców są jednak wyższe z powodu zwiększonych niemal dwukrotnie korzyści zewnętrznych. Bilans kosztów i przychodów jest dodatni wskazując na korzyści dla mieszkańców w scenariuszu bazowy na poziomie **6,93 zł** na osobę na rok, zaś w scenariuszu prognozowanym **9,09 zł** na osobę.

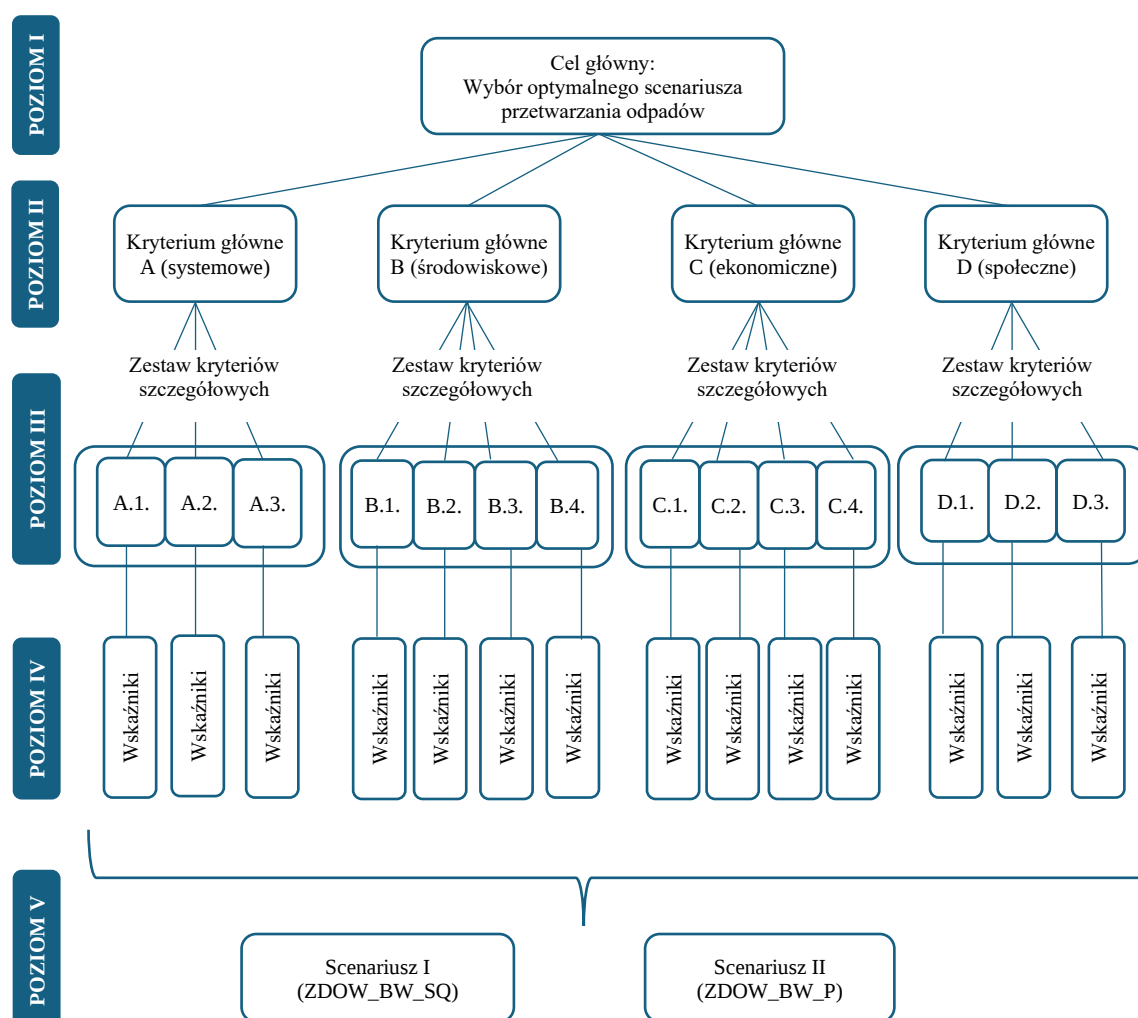


Rys. 6-2 Wycena ekonomiczna przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszach
 Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych MPO Sp. z o.o.

7. Zastosowanie analitycznego procesu hierarchicznego (AHP) do wyboru optymalnego systemu odpadowego

7.1 Struktura hierarchiczna problemu

Zgodnie z aksjomatami, na których opiera się metodologia AHP, problem dotyczący określenia najlepszego (optymalnego) scenariusza gospodarowania odpadami komunalnymi, ustrukturyzowano na pięciu poziomach. Najwyższy poziom opisany został przez zdefiniowany cel podjęcia decyzji jakim jest wybór optymalnego sposobu przetwarzania odpadów komunalnych, na poziomach pośrednich ustalono kryteria podstawowe (główne) charakteryzujące gospodarkę odpadami, następnie do każdego kryterium głównego zostały przypisane subkryteria (kryteria szczegółowe), które należy brać pod uwagę przy wyborze najlepszej alternatywy. Na poziomie IV każdemu z wybranych subkryteriów przypisano wartości liczbowe (wskaźniki), które opisują oceniane alternatywy (scenariusze). Poziom najniższy modelu, czyli podstawa hierarchii stanowi zestaw rozpatrywanych alternatyw (scenariuszy). Model hierarchiczny przedstawiono na rysunku poniżej (Rys. 7-1).



Rys. 7-1 Struktura hierarchiczna wyboru i oceny scenariusza przetwarzania odpadów

Źródło: Opracowanie własne

Jako proponowane alternatywy zrównoważonego przetwarzania odpadów komunalnych (frakcja wielkogabarytowa) poddano ocenie scenariusze analizowane w ramach analizy przepływu materiału (MFA), cyklu życia (LCA) i oceny ekonomicznej tj. scenariusze przetwarzania strumienia odpadów wielkogabarytowych, scharakteryzowane w rozdziałach 4.3.1 i 4.4.1.

Przedstawiona na rysunku (Rys. 7-1) struktura hierarchiczna stanowiła podstawę do obliczeń analitycznych, czyli do wyznaczenia wag kryteriów głównych i szczegółowych. W tym celu zbudowano macierze ocen porównań parami wyodrębnionych elementów danego poziomu względem poziomu wyższego. W celu porównania kryteriów zastosowano dziewięciostopniową skalę porównań Saaty'ego, zgodnie z tabelą Tab. 2-3 (Saaty, 1990).

7.2 Kryteria do oceny wielokryterialnej scenariuszy

7.2.1 Wybór zbioru kryteriów

Kryteria podstawowe (główne) do oceny scenariuszy wybrano po dogłębnej analizie literatury dotyczącej podobnych badań scenariuszy gospodarki odpadami. Wyszczególniono cztery grupy kryteriów głównych: A - wydajności systemu odpadowego (techniczne), B - oddziaływania na środowisko, C – ekonomiczne, D – społeczne. W ramach każdego kryterium głównego wyznaczono kryteria szczegółowe, które przedstawiono w tabeli poniżej (Tab. 7-1). Zestaw kryteriów został wybrany mając na uwadze ich istotność dla lokalnej gospodarki odpadami, potencjalną mierzalność oraz możliwość przedsiębiorstwa do zmiany wyników mierzonych wskaźników.

Tab. 7-1 Kryteria stosowane do oceny scenariuszy

Symbol kryterium głównego	Symbol kryterium szczegółowego	Nazwa kryterium	Relacja pomiędzy wskaźnikami
A		Kryteria techniczne - wydajności systemu odpadowego	
	A.1.	Ilość odpadów przekazanych do recyklingu [Mg]	↑
	A.2.	Ilość odpadów przekazanych do składowania i unieszkodliwienia [Mg]	↓
	A.3.	Ilość odpadów przekazanych do odzysku energetycznego [Mg]	↓
B		Kryteria oddziaływanie na środowisko	
	B.1.	Pozytywny wpływ na zmianę klimatu (<i>Climate change</i>) [Pt] - emisja CO ₂ i innych gazów cieplarnianych	↑
	B.2.	Oszczędność w zużyciu zasobów naturalnych/pierwotnych (paliw kopalnych) [Pt]	↑
	B.3.	Oszczędność w zużyciu zasobów naturalnych/pierwotnych (surowców i materiałów, np. żelaza, drewna) [Pt]	↑
	B.4.	Całkowite korzystne oddziaływanie w perspektywie energetycznej w roku 2040 [Pt]	↑
C		Kryteria ekonomiczne	
	C.1.	Koszty operacyjne OPEX (wewnętrzne koszty infrastruktury) [zł/rok]	↓

	C.2.	Przychody z tytułu prowadzenia odzysku i recyklingu (przychody wewnętrzne) [zł/rok]	↑
	C.3.	Bilans wpływów zewnętrznych (przychody zewnętrzne - koszty zewnętrzne) [zł/rok]	↑
	C.4.	Całkowita korzyść systemu (suma wpływów wewnętrznych i zewnętrznych) [zł/rok]	↑
D		Kryteria społeczne	
	D.1.	Uniknięcie kar za nieosiągnięcie poziomów recyklingu [zł/rok]	↓
	D.2.	Tworzenie nowych miejsc pracy [etat/rok]	↑
	D.3.	Akceptowalność społeczna ponoszenia kosztów [zł/M]	↓

Źródło: Opracowanie własne

W tabeli określono również relację pomiędzy wskaźnikami, istotną przy ocenie analizowanych scenariuszy w zależności od charakteru wskaźnika i jego oddziaływania na system gospodarowania odpadami komunalnymi.

Kryteria wydajności systemu gospodarowania odpadami (A)

Ilość odpadów pozostałych po przetworzeniu przekazanych do recyklingu, przekierowanych do składowania na składowisku oraz przekierowanych do termicznego przekształcenia oszacowano na podstawie przepływu masowego zamodelowanego za pomocą analizy przepływu materiałów (MFA) w oprogramowaniu e'Sankey. Oprogramowanie wykorzystano zarówno do prezentacji, jak i obliczeń. Wskaźniki przypisane poszczególnym scenariuszom zostały wyznaczone w rozdziale 4.5 w tabeli (Tab. 4-16).

Kryteria oddziaływania na środowisko (B)

W ramach analizy oddziaływania na środowisko analizowanych rozwiązań scenariuszowych wykonano analizę cyklu życia (LCA) przy użyciu oprogramowania SimaPro.9. W ten sposób uzyskano szereg wskaźników charakteryzujących wpływ rozważanych alternatyw na środowisko. W rozdziale 5.4.3 w tabeli (Tab. 5-22) zestawiono wskaźniki opisujące potencjalne oddziaływanie na środowisko scenariusza bazowego ZDOW_BW_SQ oraz prognozy ZDOW_BW_P dla lat 2021 i 2040. Do analizy wielokryterialnej wybrano te, które w sposób znaczący wpływają na środowisko, tj. o charakterze emisyjnym (emisje zanieczyszczeń, gazów cieplarnianych, w tym emisja CO₂) wyrażone we wskaźniku *Climate change* oraz charakterze oszczędności zasobów pierwotnych, tj. materiały pochodzące z recyklingu i energia pochodząca z systemu gospodarki odpadami uważana jest za substytut materiałów pierwotnych lub energii pierwotnej, wyrażone we wskaźnikach odpowiednio: *Resource use, minerals and metals* oraz *Resource use, fossils*. Jak wspomniano wcześniej znak „- minus” oznacza korzyść dla środowiska.

Kryteria ekonomiczne (C)

Ocena ekonomiczna jest istotną częścią planowania strategicznego i programowania inwestycji dla każdego zakładu przetwarzania odpadów, w tym odpadów wielkogabarytowych. Wskaźniki ekonomiczne obejmują prognozowane koszty

operacyjne i przychody jako rodzaj wpływów wewnętrznych, ponadto dokonano wyceny wpływów zewnętrznych jak np. wycena unikniętej emisji CO₂. Dla potrzeb oszacowania wskaźników ekonomicznych w rozdziale 6.3 dokonano agregacji wpływów wewnętrznych i zewnętrznych rozważanych alternatyw i w ten sposób otrzymano w tabeli (Tab. 6-13) zestawienie wskaźników możliwych do oceny proponowanych rozwiązań.

Kryteria społeczne (D)

Zrównoważony rozwój społeczny w gospodarce odpadami oznacza etyczne zachowanie systemu gospodarki odpadami wobec społeczeństwa, co związane jest z planowaniem i zarządzaniem odpadami komunalnymi w sposób odpowiedzialny wobec społeczeństwa (akceptowalność społeczna, sprawiedliwość społeczna- sprawiedliwy podział korzyści i obciążeń; funkcja społeczna – korzyści społeczne). Funkcję społeczną, tj. korzyści płynące z systemu gospodarki odpadami można mierzyć poprzez wskaźnik zatrudnienia (Den Boer i in., 2007). Akceptowalność społeczną wyceniono w oparciu o obciążenie mieszkańca [M] kosztami funkcjonowania systemu przetwarzania odpadów wielkogabarytowych - [zł/Mieszkańca]. Liczbę nowych stanowisk pracy w scenariuszu prognozowanym ustalono na 36 nowych etatów, niezbędnych do obsługi nowego zakładu. Ogółem jako etyczne zachowanie systemu gospodarki odpadami komunalnymi wobec społeczeństwa oceniono fakt dążenia do osiągnięcia wymaganych poziomów recyklingu. W przeciwnym razie samorządy lokalne zobowiązane są do ponoszenia kar finansowych, które w sposób pośredni wpływają na lokalne społeczności. Wpływ wyceniono w oparciu o tonaż odpadów przekazanych do recyklingu jako udział w całkowitym poziomie recyklingu jednostki osadniczej.

W tabeli (Tab. 7-2) zaprezentowano szczegółowe wartości wskaźników oraz przypisane im punkty oceny.

Tab. 7-2 Wskaźniki kryteriów szczegółowych

Symbol kryterium		Nazwa kryterium	Jednostka	Relacja pomiędzy wskaźnikami	Scenariusz bazowy ZDOW_BW_SQ	Scenariusz prognozowany ZDOW_BW_P
Gł.	SZ.					
A		Kryteria techniczne - wydajności systemu odpadowego				
	A.1.	Ilość odpadów przekazanych do recyklingu	[Mg]	↑	573,58	9 594,56
	A.2.	Ilość odpadów przekazanych do składowania i unieszkodliwienia	[Mg]	↓	5 642,23	4 699,31
	A.3.	Ilość odpadów przekazanych do odzysku energetycznego	[Mg]	↓	21 420,06	12 535,36
B		Kryteria oddziaływanie na środowisko				
	B.1.	Pozytywny wpływ na zmianę klimatu (<i>Climate change</i>) - emisja co ₂ i innych gazów cieplarnianych	[Pt]	↑	-85,88	-74,47
	B.2.	Oszczędność w zużyciu zasobów naturalnych/pierwotnych (paliw kopalnych)	[Pt]	↑	-442,35	-305,35

	B.3.	Oszczędność w zużyciu zasobów naturalnych/pierwotnych (surowców i materiałów, np. żelaza, drewna)	[Pt]	↑	-0,2	-160,56
	B.4.	Całkowite korzystne oddziaływanie w perspektywie energetycznej w roku 2040	[Pt]	↑	-375,18	-498,53
C		Kryteria ekonomiczne				
	C.1.	Koszty operacyjne OPEX (wewnętrzne koszty infrastruktury)	[zł/rok]	↓	12 460 446,38	16 861 000,00
	C.2.	Przychody z tytułu prowadzenia odzysku i recyklingu (przychody wewnętrzne)	[zł/rok]	↑	13 782 323,17	15 597 382,97
	C.3.	Bilans wpływów zewnętrznych (przychody zewnętrzne - koszty zewnętrzne)	[zł/rok]	↑	4 866 714,19	9 378 825,05
	C.4.	Całkowita korzyść systemu (suma wpływów wewnętrznych i zewnętrznych)	[zł/rok]	↑	6 188 590,98	8 115 208,02
D		Kryteria społeczne				
	D.1.	Uniknięcie kar za nieosiągnięcie poziomów recyklingu	[zł/rok]	↓	123 203,47	2 646 177,43
	D.2.	Tworzenie nowych miejsc pracy	[etat/rok]	↑	0	36
	D.3.	Akceptowalność społeczna ponoszenia kosztów	[zł/M]	↓	15,56	20,35

Źródło: Opracowanie własne

7.2.2 Ranking kryteriów

Ocenę ważności kryteriów głównych przeprowadzono na podstawie ankiet wypełnionych przez pięciu ekspertów (poziomu zarządzania, technologicznego, finansowego, polityki kadrowej) zaangażowanych w rozwój przedsiębiorstwa (partnera programu „doktorat wdrożeniowy”), zapewniając w ten sposób wiarygodność poprzez konsensus i minimalizację rozbieżności stanowisk. Ankiety przygotowano według wzorca wskazanego w tabeli (Tab. 7-3). Przed przystąpieniem do wypełniania kwestionariuszy dotyczących ważności kryteriów respondenci zostali poinformowani w zakresie oznaczeń użytych w ankiecie. Przykładowo w przypadku wybrania w pierwszym wierszu „7” oznacza, że w opinii eksperta znacznie silniej preferowana jest wydajność systemu odpadowego niż jego oddziaływanie na środowisko. Respondenci mieli za zadanie zaznaczyć odpowiednie pole w kwestionariuszu zgodnie z własnymi odczuciami dotyczącymi wskazanych kryteriów.

Tab. 7-3 Wzór kwestionariusza rankingowego do oceny kryteriów głównych

Stopień przewagi	Wyjątkowo niepreferowany		Bardzo silnie niepreferowany		Silnie niepreferowany		Nieznacznie niepreferowany		Równie ważny		Nieznacznie ważniejszy		Silnie preferowany		Bardzo silnie preferowany		Wyjątkowo preferowany	Stopień przewagi
Kryterium główne	1/9	1/8	1/7	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Kryterium główne
A - Wydajności systemu odpadowego																		B - Oddziaływania na środowisko
A - Wydajności systemu odpadowego																		C - Ekonomiczne
A - Wydajności systemu odpadowego																		D - Społeczne
B - Oddziaływania na środowisko																		C - Ekonomiczne
B - Oddziaływania na środowisko																		D - Społeczne
C - Ekonomiczne																		D - Społeczne

Źródło: Opracowanie własne

W celu oceny ważności elementów głównych zbudowano macierz o wymiarach (4x4), która była wynikiem porównań parami kryteriów głównych względem celu głównego (poziomu I). Na poziomie III hierarchii rozwiązano 4 macierze o wymiarach: (3x3), (4x4), (4x4), (3x3). Poziom IV wymagał rozwiązania 14 macierzy (2x2). Obliczenia matematyczne wykonano za pomocą oprogramowania *AHP Excel Template with multiple Inputs* autorstwa Klaus D. Goepel, dostępnego na stronie internetowej *Business Performance Management Singapore* pod adresem <https://bpmsg.com> (Goepel, 2013). Proces otrzymywania wag kryteriów głównych przedstawiają tabele (Tab. 7-4) i (Tab. 7-5). Obejmuje uśrednione wyniki porównań parami kryteriów poziomu II i odpowiedzi ekspertów na pytanie, który z elementów wpływa bardziej i w jakim stopniu. W analogiczny sposób uzyskano wagi dla niższych poziomów hierarchii.

Tab. 7-4 Porównanie parami kryteriów głównych

Kryteria główne	A	B	C	D
A	1,00	0,90	1,00	1,25
B	1,11	1,00	1,40	5,17
C	1,00	0,71	1,00	4,50
D	0,80	0,19	0,22	1,00
Suma	3,91	2,81	3,62	11,92

Źródło: Opracowanie własne z użyciem aplikacji: *AHP Excel Template with multiple Inputs*

Porównanie parami kryteriów głównych tworzy macierz porównań parami A zgodnie z równaniem (Równanie 2-1), z której następnie wyznacza się znormalizowaną

macierz odwrotną **B**, wg formuły (Równanie 2-2). Na podstawie macierzy odwrotnej, wyznacza się wartości wektora priorytetów **w** (Równanie 2-3). Następnie badana jest poprawność obliczeń, poprzez wyznaczenie indeksu spójności **CI** (Równanie 2-4) oraz wskaźnika spójności **CR** (Równanie 2-5). W tabeli poniżej Tab. 7-5 przedstawiono wyniki porównania parami kryteriów głównych.

Tab. 7-5 Wartości wektora priorytetów (wag) oraz wskaźniki poprawności obliczeń dla porównanie parami kryteriów podstawowych

Symbol kryterium główne	Nazwa kryterium główne	Waga kryterium (w – wektor priorytetu)
A	Kryteria wydajności systemu odpadowego	23,6%
B	Kryteria oddziaływania na środowisko	36,9%
C	Kryteria ekonomiczne	29,4%
D	Kryteria społeczne	10,1%
Suma		100,0%
$\lambda_{\max} = 4,220$; CI = 0,07; RI = 0,9; CR = 0,081 (8,1%)		

Źródło: Opracowanie własne z użyciem aplikacji: AHP Excel Template with multiple Inputs

Jak wynika z porównania parami kryteriów głównych względem celu głównego jakim jest wybór optymalnego sposobu przetwarzania odpadów wielkogabarytowych Kryterium (B) oddziaływania na środowisko odznacza się najwyższym wpływem (wagą) – 36,9%.

Kryteria szczegółowe zostały porównane parami w obrębie kryteriów głównych i otrzymano wagi (wektory priorytetów), następnie wyznaczone zostały wagi globalne poprzez przemnożenie poszczególnych wag kryteriów szczegółowych (wektory priorytetów) przez odpowiednie wagi kryteriów głównych. Wartość wag globalnych kryteriów szczegółowych, zaprezentowane w tabeli (Tab. 7-6) oznaczają wpływ każdego kryterium szczegółowego na realizację scenariusza.

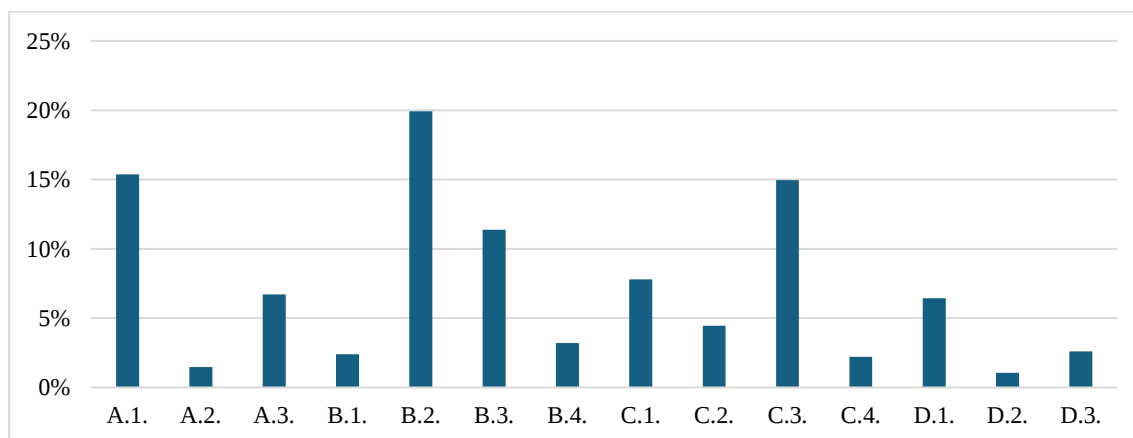
Tab. 7-6 Wartości wektora priorytetów (wag) kryteriów oceny oraz wag globalnych kryteriów szczegółowych

Symbol kryterium głównego	Symbol kryterium szczegółowego	Nazwa kryterium	Waga kryterium (w – wektor priorytetu) [%]	Wagi globalne kryteriów szczegółowych [%]
A		Kryteria techniczne - wydajności systemu odpadowego	23,6%	
	A.1.	Ilość odpadów przekazanych do recyklingu [Mg]	65,3%	15%
	A.2.	Ilość odpadów przekazanych do składowania i unieszkodliwienia [Mg]	6,2%	1%
	A.3.	Ilość odpadów przekazanych do odzysku energetycznego [Mg]	28,5%	7%
B		Kryteria oddziaływanie na środowisko	36,9%	
	B.1.	Pozytywny wpływ na zmianę klimatu (Climate change) [Pt] - emisja co2 i innych gazów cieplarnianych	6,5%	2,4%

	B.2.	Oszczędność w zużyciu zasobów naturalnych/pierwotnych (paliw kopalnych) [Pt]	54,0%	19,9%
	B.3.	Oszczędność w zużyciu zasobów naturalnych/pierwotnych (surowców i materiałów, np. żelaza, drewna) [Pt]	30,8%	11,4%
	B.4.	Całkowite korzystne oddziaływanie w perspektywie energetycznej w roku 2040 [Pt]	8,7%	3,2%
C		Kryteria ekonomiczne	29,4%	
	C.1.	Koszty operacyjne OPEX (wewnętrzne koszty infrastruktury) [zł/rok]	26,5%	7,8%
	C.2.	Przychody z tytułu prowadzenia odzysku i recyklingu (przychody wewnętrzne) [zł/rok]	15,1%	4,5%
	C.3.	Bilans wpływów zewnętrznych (przychody zewnętrzne - koszty zewnętrzne) [zł/rok]	50,8%	15,0%
	C.4.	Całkowita korzyść systemu (suma wpływów wewnętrznych i zewnętrznych) [zł/rok]	7,5%	2,2%
D		Kryteria społeczne	10,1%	
	D.1.	Uniknięcie kar za nieosiągnięcie poziomów recyklingu [zł/rok]	63,7%	6,4%
	D.2.	Tworzenie nowych miejsc pracy [etat/rok]	10,5%	1,1%
	D.3.	Akceptowalność społeczna ponoszenia kosztów [zł/M]	25,8%	2,6%

Źródło: Opracowanie własne z użyciem aplikacji: AHP Excel Template with multiple Inputs

Na rysunku (Rys. 7-2) przedstawiono ranking kryteriów szczegółowych na podstawie porównania parami przez ekspertów. Według tych preferencji dla optymalnego wyboru sposobu przetwarzania odpadów wielkogabarytowych najważniejsze są kryteria środowiskowe, w szczególności oszczędności w zużyciu zasobów pierwotnych, najmniej zaś rolę odgrywają kryteria społeczne.



Rys. 7-2 Ranking kryteriów szczegółowych ze względu na cel główny

Źródło: Opracowanie własne z użyciem aplikacji: AHP Excel Template with multiple Inputs

7.3 Wyniki AHP - ranking scenariuszy

Po obliczeniu wag kryteriów oceny w odniesieniu do celu głównego w dalszej kolejności porównywane parami były analizowane scenariusze (alternatywy) ze względu na każde kryterium odrębnie. Ocenę wskaźników ilościowych dokonano w oparciu o

skalę preferencji Saaty'go (Tab. 2-3) w ten sposób, że wartości „najmniej korzystnej” przypisano ocenę „1”, zaś wartości korzystniejszej przypisano wartość oceny, mając na uwadze zasadę proporcjonalności (Zawilski i in., 2013), adekwatną do relacji procentowej (ΔR) pomiędzy wskaźnikami, przyjmując, że zmiana $\Delta R \geq 100\%$ oznacza ocenę 9 punktów w skali Saaty'ego. Zatem scenariuszowi korzystniejszemu przypisuje się punkty według wzoru: $p = 1 + \frac{\Delta R \times 9}{100\%}$, przykładowo w subkryterium B.2. wskaźnik w scenariuszu ZDOW_BW_SQ wynosi (- 442,35 Pt) i jest on korzystniejszy względem scenariusza P (- 305,35 Pt) gdyż znak „-” (*minus*) oznacza większą korzyść w zakresie oszczędności paliw pierwotnych, tj. im „większa” ujemna wartość wskaźnika tym sytuacja jest korzystniejsza. Stąd scenariuszowi ZDOW_BW_P przypisana została ocena 1. Zmiana procentowa pomiędzy wskaźnikami wynosi $\Delta R = 44,93\%$ (45%), zatem scenariuszowi korzystniejszemu (ZDOW_BW_SQ) przypisuje się ocenę 5,04 obliczoną zgodnie ze wzorem $p = 1 + \frac{44,63\% \times 9}{100\%} = 5,04$. W tabeli Tab. 7-7 przedstawiono wyznaczone oceny wariantów ze względu na kryteria szczegółowe.

Ostateczne oceny dwóch scenariuszy względem poszczególnych kryteriów szczegółowych znajdują się w tabeli (Tab. 7-8), natomiast wyniki rankingu scenariuszy w obrębie kryteriów szczegółowych z uwzględnieniem ich wag globalnych (Tab. 7-6 i Rys. 7-2) przedstawiono na rysunku (Rys. 7-3).

Tab. 7-7 Wartości ocen wskaźników ze względu na kryteria szczegółowe

Kryteria szczegółowe	Wartość wskaźnika		ΔR [%]	Ocena scenariusza	
	ZDOW_BW_S Q	ZDOW_BW_ P		ZDOW_BW_S Q	ZDOW_BW_ P
A.1.- Ilość odpadów przekazanych do recyklingu [Mg]	573,58	9 594,56	1573%	1	9
A.2. - Ilość odpadów przekazanych do składowania i unieszkodliwienia [Mg]	5 642,23	4 699,31	20%	1	2,81
A.3 - Ilość odpadów przekazanych do odzysku energetycznego [Mg]	21 420,06	12 535,36	70%	1	7,38
B.1. - Wpływ na zmianę klimatu (climate change) [Pt] - emisja co2 i innych gazów cieplarnianych	-85,88	-74,47	15%	2,38	1
B.2. - Oszczędność zużycia zasobów naturalnych/pierwotnych (paliw kopalnych) [Pt]	-442,35	-305,35	45%	5,04	1
B.3. - Oszczędność zużycia zasobów naturalnych/pierwotnych (surowców i materiałów, np. żelaza, drewna) [Pt]	-0,2	-160,56	80180 %	1	9

B.4. - Całkowite oddziaływanie w perspektywie energetycznej w roku 2040 [Pt]	-375,18	-498,53	33%	1	3,96
C.1. - Koszty operacyjne OPEX (wewnętrzne koszty infrastruktury) [zł/rok]	12 460 446,38	16 861 000,00	35%	4,18	1
C.2. - Przychody z tytułu prowadzenia odzysku i recyklingu (przychody wewnętrzne) [zł/rok]	13 782 323,17	15 597 382,97	13%	1	2,19
C.3. - Bilans wpływów zewnętrznych (przychody zewnętrzne - koszty zewnętrzne) [zł/rok]	4 866 714,19	9 378 825,05	93%	1	9,34
C.4. - Całkowita korzyść systemu (suma wpływów wewnętrznych i zewnętrznych) [zł/rok]	6 188 590,98	8 115 208,02	31%	1	3,8
D.1. - Uniknięcie kar za nieosiągnięcie poziomów recyklingu [zł/rok]	123 203,47	2 646 177,43	2045%	1	9
D.2. - Tworzenie nowych miejsc pracy [etat/rok]	0	36	100%	1	9
D.3. - Akceptowalność społeczna ponoszenia kosztów [zł/M]	15,56	20,35	31%	3,76	1

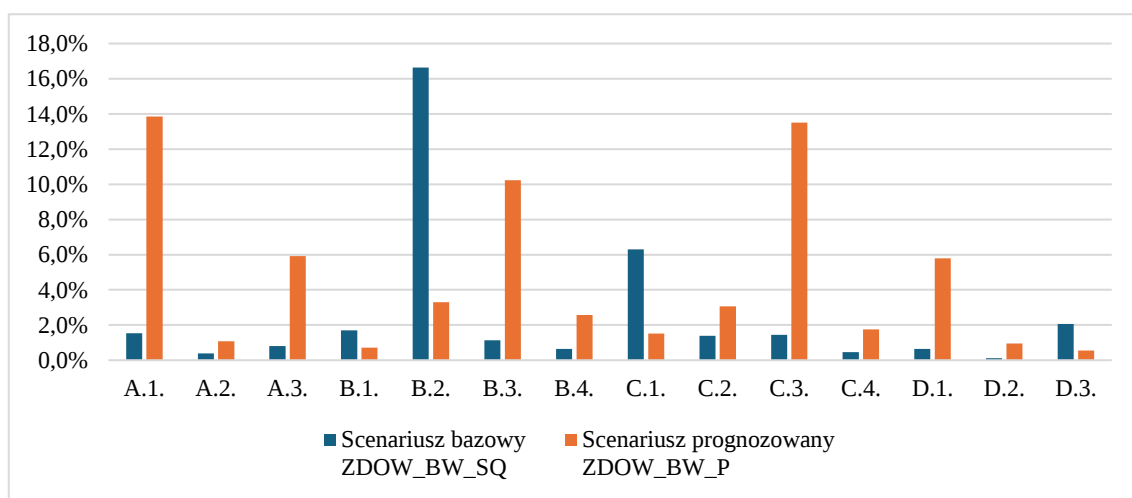
Źródło: Opracowanie własne

Tab. 7-8 Ocena scenariuszy ze względu na kryteria szczegółowe

Kryteria wydajności systemu odpadowego					
Kryteria szczegółowe	A.1.	A.2.	A.3.		Suma
Wagi (wektory priorytetów)	65,3%	6,2%	28,5%		100,0%
Ranking scenariuszy względem kryteriów szczegółowych					Ostateczne wagi
Scenariusze	A.1.	A.2.	A.3.		
ZDOW_BW_SQ	10,0%	26,2%	11,9%		11,6%
ZDOW_BW_P	90,0%	73,8%	88,1%		88,4%
Kryteria oddziaływania na środowisko					
Kryteria szczegółowe	B.1.	B.2.	B.3.	B.4.	Suma
Wagi (wektory priorytetów)	6,5%	54,0%	30,8%	8,7%	100,0%
Ranking scenariuszy względem kryteriów szczegółowych					Ostateczne wagi
Scenariusze	B.1.	B.2.	B.3.	B.4.	
ZDOW_BW_SQ	70,4%	83,4%	10,0%	20,2%	54,5%
ZDOW_BW_P	29,6%	16,6%	90,0%	79,8%	45,5%
Kryteria ekonomiczne					
Kryteria szczegółowe	C.1.	C.2.	C.3.	C.4.	Suma
Wagi (wektory priorytetów)	26,5%	15,1%	50,8%	7,5%	100,0%

Ranking scenariuszy względem kryteriów szczegółowych					Ostateczne wagi
Scenariusze	C.1.	C.2.	C.3.	C.4.	
ZDOW_BW_SQ	80,7%	31,3%	9,7%	20,8%	32,6%
ZDOW_BW_P	19,3%	68,7%	90,3%	79,2%	67,4%
Kryteria społeczne					
Kryteria szczegółowe	D.1.	D.2.	D.3.		Suma
Wagi (wektory priorytetów)	63,7%	10,5%	25,8%		100,0%
Ranking scenariuszy względem kryteriów szczegółowych					Ostateczne wagi
Scenariusze	D.1.	D.2.	D.3.		
ZDOW_BW_SQ	10,0%	10,0%	79,0%		27,8%
ZDOW_BW_P	90,0%	90,0%	21,0%		72,2%

Źródło: Opracowanie własne z użyciem aplikacji: AHP Excel Template with multiple Inputs



Rys. 7-3 Ranking scenariuszy ze względu na kryteria szczegółowe

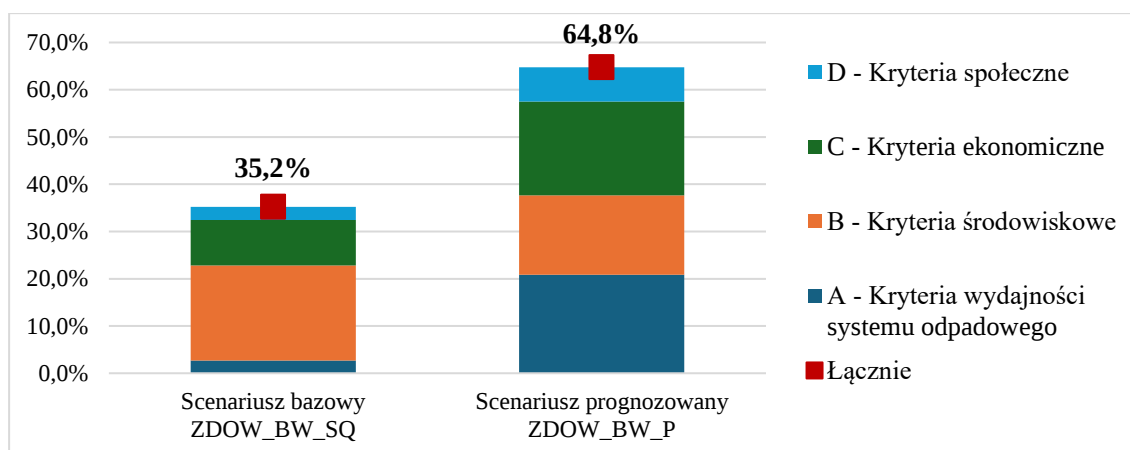
Źródło: Opracowanie własne z użyciem aplikacji: AHP Excel Template with multiple Inputs

Rozstrzygnięcie ostateczne, który z analizowanych scenariuszy jest optymalny z punktu widzenia wybranych kryteriów oceny oraz wag wszystkich elementów struktury hierarchicznej otrzymuje się poprzez obliczenie sumy iloczynów wag kryteriów oceny i odpowiadających im wag scenariuszy z Tab. 7-8 (Cabała, 2018). W tabeli (Tab. 7-9) i na rysunku (Rys. 7-4) pokazano dane wejściowe i wyniki stosownych obliczeń.

Tab. 7-9 Ranking scenariuszy ze względu na kryteria główne

Kryteria główne	A	B	C	D	Suma
Wagi (wektory priorytetów)	23,6%	36,9%	29,4%	10,1%	100,0%
Ranking scenariuszy względem kryteriów głównych					Ostateczny ranking
Scenariusze	A	B	C	D	
ZDOW_BW_SQ	11,6%	54,5%	32,6%	27,8%	35,2%
ZDOW_BW_P	88,4%	45,5%	67,4%	72,2%	64,8%
Suma	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%

Źródło: Opracowanie własne z użyciem aplikacji: AHP Excel Template with multiple Inputs



Rys. 7-4 Ranking scenariuszy ze względu na kryteria główne

Źródło: Opracowanie własne z użyciem aplikacji: AHP Excel Template with multiple Inputs

Scenariusz prognozowany ZDOW_BW_P ma wyższy priorytet wynoszący 64,8%, pod względem wydajności systemu odpadowego wykazuje zdecydowaną przewagę z uwagi na wyższy udział odpadów (surowców) poddanych recyklingowi niż odzyskowi energetycznemu. Z punktu widzenia kryteriów środowiskowych odzysk energetyczny jest bardziej preferowany (czyli rozwiązanie proponowane w scenariuszu bazowym) z uwagi na zdecydowaną oszczędność paliw pierwotnych, jednak sytuacja będzie zmienna w czasie z uwagi na zmianę tzw. miksu energetycznego na rzecz zwiększenia udziału energii ze źródeł odnawialnych (PEP 2040, 2021). Pod względem ekonomicznym pomimo poniesionych nakładów inwestycyjnych, rozwój przetwarzania w kierunku pozyskania surowców wtórnych przyniesie większą korzyść w postaci wpływów zewnętrznych, o których mowa w rozdziale 6.3 z uwagi m.in. na uniknięcie emisji CO₂, czy uniknięcie składowania odpadów. W zakresie społecznym scenariusz prognozowany pomimo ponoszenia kosztów jego funkcjonowania, spełnia funkcje jakie system gospodarowania odpadami komunalnymi posiada wobec społeczeństwa, tj. spełnia wymagania prawne, zapewnia miejsca pracy.

Wyniki oceny wariantów przetwarzania odpadów wielkogabarytowych wskazują rekomendację dla realizacji scenariusza preferującego recykling tych odpadów, podczas gdy główną opcją obecnego ich zagospodarowania jest odzysk energii. Widoczny wzrost masy zbieranych odpadów wielkogabarytowych (Rys. 4-1) stanowi w perspektywie problem w ich zagospodarowaniu na poziomie lokalnym, a koncepcja gospodarki o obiegu zamkniętym (GOZ) wymusza działania w kierunku wykorzystania odpadów jako surowców w kolejnym cyklu produkcyjnym, gdyż jak podnosi U. Kral obrót materiałowy współczesnych gospodarek jest tak wysoki, że przyszłe dostawy surowców są zagrożone w perspektywie długoterminowej i w celu poprawy dostępności zasobów wprowadzono obowiązek recyklingu (Kral i in., 2018). Zatem wymóg osiągnięcia celów w zakresie recyklingu odpadów komunalnych, tj. 65% do 2035 r. (Dz. U. z 2022 r. poz. 2519) jest wytyczną dla gminnej polityki środowiskowej, w szczególności podmiotu zarządzającego odpadami komunalnymi do poszukiwania rozwiązań umożliwiających wydzielenie frakcji o wysokiej wartości i potencjale recyklingu, jaką jest na przykład

frakcja odpadów drewnianych w przypadku odpadów wielkogabarytowych. Celem niniejszej rozprawy nie jest opracowanie technologii wytwarzania nowych materiałów z odpadów drewnopodobnych, lecz zademonstrowanie możliwości utrzymania cykli materiałowych w gospodarce, stąd podjęta próba recyklingu odpadów drewnianych, zaprezentowana w rozdziale 8. Te studia przypadków wskazują na wykonalność recyklingu i potrzebę dalszych badań w kierunku zapewnienia jakości i ekologiczności nowych materiałów.

8. Próba wytworzenia nowych materiałów ze odpadów drewna

8.1 Procedura przygotowania składu mieszanek nowego materiału

Drewno służy jako surowiec dla szerokiej gamy produktów, a także może być wykorzystywane do celów energetycznych. Ze względu na swoją wszechstronność drewno może zastąpić kopalne nośniki energii, a także konwencjonalne materiały budowlane, takie jak beton, stal i cegła. Ponieważ często stwierdza się, że produkty drewnopochodne mają mniejszy wpływ na środowisko niż funkcjonalnie równoważne produkty ze źródeł kopalnych lub mineralnych, zwiększone wykorzystanie drewna może prowadzić do korzyści związanych z jego substytucją (Mehr i in., 2018). Wyniki analizy wielokryterialnej przetwarzania odpadów wielkogabarytowych wskazują, że optymalnym scenariuszem jest przetwarzanie w kierunku przekazania odpadów w szczególności drewna do efektywnego i ekologicznego wykorzystania.

W skali laboratoryjnej podjęto próbę wytworzenia nowych materiałów z odpadów drewnianych pozyskanych ze strumienia odpadów wielkogabarytowych zebranych w ramach Zintegrowanego Systemu Gospodarowania Odpadami Komunalnymi w Krakowie w Zakładzie demontażu odpadów wielkogabarytowych (ZDOW). Na rysunku poniżej (Rys. 8-1) przedstawiono wyselekcjonowane odpady głównie odpady drewniane lub drewnopochodne.



Rys. 8-1 Wyselekcjonowanie odpadów z drewna

Źródło: Fotografia własna

Wyselekcjonowane odpady rozdrobniono na mniejsze części przy pomocy odpowiednich narzędzi tnących. Następnie odpady poddano procesowi mielenia w młynie tnącym Pulverisette 15 w celu rozdrobnienia i ujednolodzenia struktury.



a)



b)

Rys. 8-2 Proces mielenia odpadów a) Młyn tnący Pulverisette 15, b) Zmielony odpad wielkogabarytowy
Źródło: Fotografia własna

Zmielony odpad zmieszano z lepiszczem w postaci skrobi w różnych proporcjach w celu znalezienia optymalnej proporcji. Zawartość skrobi w próbach wynosiła od 1 do 10 %.

8.2 Podejście nr 1 – lepiszcze naturalne z dodatkiem wody

W celu związania odpadu z lepiszczem (skrobią) dodawano różną ilość wody, aby znaleźć najlepszą proporcję, która spowoduje najlepsze związanie materiału. Odpad wraz ze skrobią i wodą poddano mieszaniu przez 15 min. Kolejnym etapem było umieszczenie materiału w specjalnej tulei o średnicy 400 mm i uformowanie za jej pomocą krążków o takiej średnicy i wysokości 5 mm. Krążki formowano przy pomocy prasy z użyciem obciążenia 15 ton. Po uformowaniu produktu zostawiono krążki do wyschnięcia (Rys. 8-3). Dla każdej zawartości skrobi wykonano 10 prób. Następnie zbadano otrzymany produkt pod względem wizualnym, dotykowym oraz wytrzymałości na zniszczenia podczas starzenia się materiału.



Rys. 8-3 Proces formowania krążków -podejście nr 1

Źródło: Fotografia własna

W tabeli poniżej (Tab. 8-1) przedstawiono zdjęcia otrzymanych krążków. Lewa strona przedstawia zdjęcia krążków z większą zawartością wody, prawa strona - krążki z niższą zawartością wody.

Tab. 8-1 Wizualizacja wytworzonych materiałów z odpadów drewnianych

Ilość skrobi [%]	Ilość wody [%]		Wygląd krążków	
			większa zawartość wody	mniejsza zawartość wody
1	7	3		
2	8	4		

3	7	3	
4	10	4	
5	9	5	
6	9	3	

7	12	4	
8	14	4,5	
9	14	4	
10	13	5	

Źródło: Fotografia własna

Stabilność i trwałość materiału uzależniona jest od zawartości skrobi i wody. Im więcej skrobi dodanej do materiału, tym więcej wody potrzeba do związania materiału.

Próbki mające dużo wody (woda wydostaje się z próbek podczas prasowania) odznaczają się największą stabilnością i trwałością. Woda obniża również kruchość otrzymanych materiałów. Próby czasu nie wpływają na trwałość próbek. Otrzymany materiał nie odznaczał się dużą trwałością. Większość otrzymanych próbek rozpadało się po upadku z 1 metra. Dlatego też nie podjęto dalszych badań nad otrzymanym materiałem. Natomiast to badanie pozwoliło określić, jakie parametry mają wpływ na stabilność otrzymanych próbek materiałów i były punktem wyjścia do kolejnego kroku utworzenia materiału z odpadów wielkogabarytowych ze spoiwem. Opisano ten proces w kolejnym podrozdziale.

8.3 Podejście nr 2 – lepiszcze naturalne z dodatkiem spoiwa i wody

8.3.1 Przygotowanie materiału w podejściu nr 2

Do wstępnie przygotowanych składów: odpady drewniane + dodatek skrobi 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 i 10% wag. zostało dodane 2% wagowe spoiwa, produktu będącego mieszaniną substancji o właściwościach biobójczych oraz sieciujących o nazwie handlowej Sigma Sigmafix Universal. Jest to produkt na bazie wody, co jest korzystne z punktu widzenia ekologii, ponieważ produkty wodne mają zazwyczaj niższy poziom emisji lotnych związków organicznych (LZO), co wykazuje korzystniejsze aspekty ekologiczne w porównaniu do tradycyjnych produktów rozpuszczalnikowych. Zawarte środki biobójcze są stosowanymi w przemyśle środkami do konserwacji i ochrony przed mikroorganizmami, aby zapobiec rozwojowi bakterii, grzybów i pleśni, co jest dosyć istotne przy obróbce odpadów pochodzenia komunalnego. Zawarte w spoiwie żywice akrylowe, są zdyspergowane w środowisku wodnym, ich produkcja i użycie są bardziej przyjazne dla środowiska w porównaniu do niektórych innych polimerów. Środek ten, zgodnie z kartą charakterystyki przeznaczony jest do użytku wewnętrznego i zewnętrznego. Stosowany jest jako spoiwo organiczne lub jako powłoka neutralizująca właściwości absorpcyjne powierzchni i podłoży. Przygotowane składy próbek zostały poddane mieszaniu w młynie kulowym przy użyciu kul ze spieczonego tlenku cyrkonu.

Po procesie mieszania, przygotowane składy zostały poddane formowaniu jednoosiowemu, dwustronnemu. W pierwszym etapie prasowania występuje wyciskanie powietrza z porów jako następstwo różnicy ciśnień. Szybkość usuwania powietrza zależy od powiększania ciśnienia w porach oraz od zmniejszania przenikalności gazowej układu. Na szybkość usuwania powietrza wpływają objętość i kształt formowanego wyrobu i warunki prasowania. Wraz ze wzrostem przykładanego ciśnienia wzrasta ciśnienie powietrza zawartego w porach wypraski. Po zdjęciu nacisku, powietrze rozpręża się i może przy szybkiej ekspansji i utrudnionym ujściu spowodować rozerwanie wypraski. Powstają typowe pęknięcia warstwowe, prostopadłe do kierunku prasowania, które częściowo mogą wystąpić w postaci pęknięć włoskowatych. W pewnych granicach można temu zjawisku skutecznie zapobiec, stosując prasowanie stopniowe. Po wstępnym sprasowaniu (przy użyciu siły nacisku 1 tony), zwalnia się ciśnienie, sprężone powietrze częściowo uchodzi, a następnie następuje ponowne zaprasowanie do właściwego

zagęszczenia (przy użyciu siły nacisku 5 ton). Taką też procedurę zastosowano do wszystkich składów. Widok poszczególnych etapów wykonania wyprasek przedstawiono na zdjęciach poniżej (Rys. 8-4).

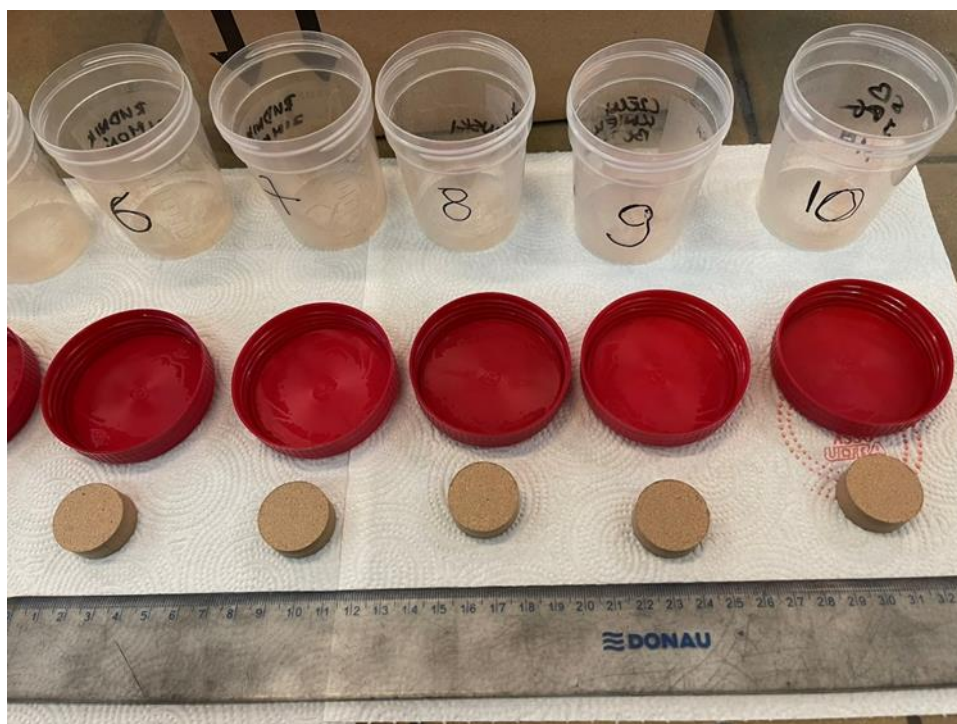


Rys. 8-4 Procedura formowania krążków – podejście nr 2
Źródło: Fotografie własne

Widok wszystkich otrzymanych w toku formowania próbek przedstawia poniższy rysunek (Rys. 8-5). Oznaczenia 1-10 stanowią skład wagowy skrobi (1% - 10 %). Wszystkie próbki charakteryzowały się stabilnością i trwałością.



a)



b)

Rys. 8-5 Otrzymane próbki – a) zestawy ze skrobią w ilości 1%-5% (wag.), b) – skrobia 6%-10% (wag.)
Źródło: Fotografie własne

8.3.2 Badanie wytrzymałości materiału wytworzonego w podejściu nr 2

Badanie zostało wykonane w celu sprawdzenia ogólnej wytrzymałości na ściskanie badanych próbek kompozytowych oraz obserwacji w jaki sposób będą ulegały zniszczeniu. Pomiar przeprowadzono za pomocą urządzenia Zwick Roell 150 (Rys. 8-6) pozwalające na ściskanie badanych próbek z maksymalnym naciskiem wynoszącym 150 kN.



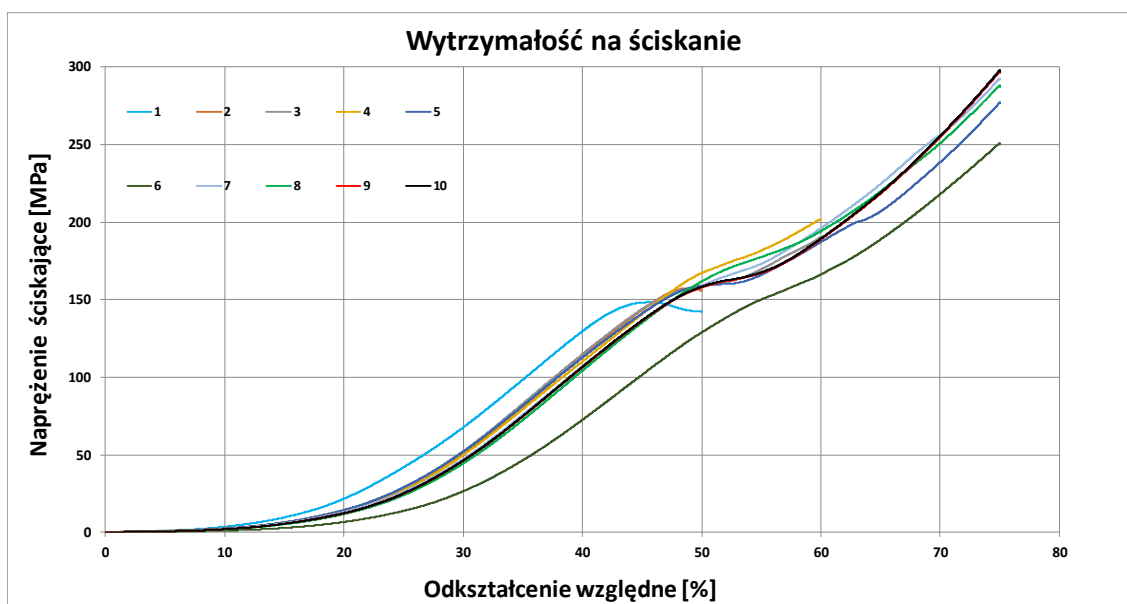
Rys. 8-6 Maszyna wytrzymałościowa Zwick Roell 150

Źródło: Fotografie własne

Próby ściskania prowadzono przy stałym przyroście odkształcenia wynoszącym 1,3 mm/min. W celu określenia wymiarów próbki, tj. średnica oraz wysokość, każdy parametr mierzono pięciokrotnie, a następnie do programu urządzenia wprowadzono wartości średnie. Dla pierwszych dwóch próbek (skład skrobi – 1% i 2%) pomiar prowadzono do momentu uzyskania odkształcenia względnego próbki na poziomie 50%, jednak ze względu na to, że kolejne próbki nie wykazywały wyraźnej granicy zniszczenia, koniec pomiaru ustalono jako moment, w którym próbka uzyskiwała odkształcenie na poziomie 75% lub uzyskano maksymalny nacisk oferowany przez urządzenie tj. 150 kN.

Na rysunku Rys. 8-7 oraz w tabeli Tab. 8-2 zebrano wyniki testów wytrzymałościowych. W przypadku próbek 1 i 2 można zaobserwować wyraźny moment zniszczenia materiału (skokowy spadek naprężeń), dla kolejnych próbek było to niemożliwe. Dla próbek 3-10 w zakresie odkształcenia względnego na poziomie ok. 50-55% następuje zahamowanie przyrostu naprężeń ściskających w wyniku postępującej defragmentacji próbki, jednak bez widocznego ich spadku. Następnie po wykruszeniu się fragmentów obrzeża próbki następuje dalsze ściskanie zwartej wnętrza i dalszy przyrost naprężeń aż do momentu osiągnięcia maksymalnego zakresu odkształcenia względnego tj. 75% lub maksymalnej możliwej siły nacisku tj. 150 kN.

Zebrane w tabeli Tab. 8-2 wyniki wytrzymałości na ściskanie dla próbek od 3 do 10 przedstawiają maksymalne naprężenie działające na próbkę w momencie maksymalnego odkształcenia względnego ze względu na brak wyraźnego momentu zniszczenia materiału (nagłego spadku naprężenia podczas pomiaru). Próbki zatem wykazują się dużą plastycznością materiału, co oznacza większą zdolność do odkształcania przed zniszczeniem.



Rys. 8-7 Zestawienie krzywych ściskania próbek kompozytowych
Źródło: Opracowanie własne na podstawie urządzenia Zwick Roell 150

Tab. 8-2 Zestawienie wyników wytrzymałości na ściskanie próbek kompozytowych

Nr próbki/ zawartość skrobi	Naprężenie maksymalne s_M	Odkształcenie maksymalne e_M	Wysokość początkowa L_0	Średnica początkowa d_0	Przekrój poprzeczny początkowy A_0
%	MPa	%	mm	mm	mm ²
1	148,4	45,61	10,40	25,26	501,1
2	157,3	48,80	10,70	25,20	498,8
3	190,3	59,99	10,80	25,26	501,1
4	202,5	59,99	10,40	25,40	506,7
5	277,0	74,99	10,20	25,40	506,7
6	251,0	75,00	10,32	25,40	506,7

7	292,4	75,00	10,00	25,24	500,3
8	288,0	74,99	10,16	25,20	498,8
9	297,2	74,99	10,10	25,20	498,8
10	296,7	75,00	10,16	25,22	499,6

Źródło: Opracowanie własne na podstawie urządzenia Zwick Roell 150

Na rysunku Rys. 8-8 zestawiono porównawczo wygląd próbek po próbie ściskania.



a)



b)

Rys. 8-8 Zdjęcia porównawcze a) pastylki nr 1 po próbie ściskania z pastylką nr 2 przed ściskaniem, b) pastylki nr 5, 7 i 9 (kolejno od lewej) z widoczną coraz silniejszą fragmentacją próbki

Źródło: Fotografie własne

Wnioski:

➤Próbki wykazują zróżnicowaną wytrzymałość na ściskanie, najmniejszą wytrzymałość prezentują próbki 1 i 2 - 148,4 MPa, 157,3 MPa o najmniejszej zawartości lepiszcza (skrobi) 1% i 2% (wag.) – próbki 5-10 (o zawartości lepiszcza 5% -10% wag.) - wartości powyżej 250 MPa świadczą, że materiał jest odporny na ściskanie.

➤Próbki 5-10 osiągnęły maksymalne odkształcenie (eM około 75%), wykazują większą plastyczność przed zniszczeniem, co może oznaczać, że materiał ma zdolność do przenoszenia obciążeń ściskających przy większych deformacjach. Próbki o mniejszych

odkształceniach (próbki 1 i 2) są bardziej kruche i mogą być podatne na nagłe zniszczenie przy niższych obciążeniach.

➤Próbki 7, 9, 10 (o zawartości lepiszcza 7%, 9%, 10%) wykazują najwyższą wytrzymałość na ściskanie (ok. 292-297 MPa) oraz maksymalne odkształcenie 75%. Oznacza to, że te próbki były najodporniejsze zarówno pod względem naprężenia, jak i plastyczności, co sugeruje, że materiał w tych przypadkach był najlepszy pod względem jakości struktury.

➤Próbki z co raz większą zawartością lepiszcza ulegają w wyniku testu silniejszej fragmentacji.

9. Podsumowanie i wnioski

9.1 Spełnienie założonego celu i weryfikacja postawionej tezy

Niniejsza rozprawa doktorska poświęcona jest zagadnieniom związanym z gminnym systemem gospodarowania odpadami komunalnymi. Jej podstawowym celem było opracowanie uniwersalnego algorytmu kompleksowej oceny i wyboru wariantów gospodarowania odpadami w kierunku optymalizacji procesów przetwarzania, zorientowanych na recykling i odzysk odpadów, prowadzących do doskonalenia, rozwoju i usprawnienia gminnej polityki środowiskowej.

Gminne systemy gospodarowania odpadami komunalnymi są przedmiotem zainteresowania wielu dziedzin, zarówno nauki jak i praktyki. Szeroki przegląd literatury pokazuje, że każde badanie systemów gospodarowania odpadami wymaga indywidualnej metodologii oceny zależnej od celu, przedmiotu badania, granic systemu oraz interesariuszy (odbiorców/uczestników). Cele muszą być jasno określone, ale bezwzględnie oparte o priorytety wytyczone przez ramy legislacyjne. Oczywistym jest, że do scharakteryzowania ustalonych celów, wymagane są zaawansowane metody oceny, gdyż tylko takie mogą uwzględnić ekologiczne i społeczno - ekonomiczne skutki złożonych systemów gospodarki odpadami. Ponadto oceny muszą być zrozumiałe i przejrzyste pod względem metodologii i danych. Niniejsza praca podnosi zatem próbę opracowania modelu oceny systemu gospodarowania odpadami komunalnymi.

Główny cel pracy został zrealizowany dzięki opracowaniu algorytmu kompleksowej oceny i wyboru wariantów gospodarowania odpadami (wariantów prowadzenia procesów odzysku i recyklingu), będącego narzędziem integrującym w procedurze postępowania zawierającego następujące etapy:

- I etap dotyczył zbierania i analizy danych wejściowych, które pozwoliły na ocenę strumienia odpadów komunalnych i opracowanie scenariuszy (wariantów) opartych na zróżnicowanych technologiach przetwarzania odpadów (recyklingu i odzysku).
- II etap to opracowanie metod oceny, które doprowadziły do zdefiniowania zbioru wskaźników, stanowiących w dalszym etapie kryteria oceny, obejmujące:
 - analizę przepływów materiałowych (MFA) gdzie w oparciu o skład morfologiczny odpadów i jednostkowe procesy przetwarzania odpadów określono potencjał recyklingu różnych wariantów gospodarowania odpadami,
 - analizę cyklu życia (LCA), gdzie w oparciu o ustalone granice systemu i zdefiniowaną jednostkę funkcjonalną, zbadano oddziaływanie na środowisko różnych wariantów przetwarzania odpadów,
 - analizę ekonomiczną, gdzie identyfikacja i wycena wpływów wewnętrznych i zewnętrznych umożliwiła określenie korzyści/strat dla mieszkańców z realizacji analizowanych wariantów przetwarzania odpadów ukierunkowanych na proces odzysku i/lub recyklingu.
- III etap obejmował sformułowanie zagadnienia jako wielokryterialnego problemu decyzyjnego. Wykorzystanie analizy wielokryterialnego wspomaganie decyzji

(AHP) z uwzględnieniem spójnych grup kryteriów, tj. systemowych (technicznych) oraz o charakterze strategiczno - gospodarczym (środowiskowych, ekonomicznych i społecznych) i przeprowadzenie eksperymentów obliczeniowych, umożliwiło w rezultacie ranking analizowanych scenariuszy (wariantów), który był podstawą do stworzenia dalszych rekomendacji i wyboru najkorzystniejszego wariantu.

- IV etap polegał na implementacji najkorzystniejszego wariantu i wskazania dalszego kierunku prac zgodnie z określonym planem działania wynikającym z preferencji decydentów, w tym opcjonalnego wytworzenia nowego materiału z odpadów zgodnie z filozofią *circular economy*.

Proponowana metodyka została zastosowana do oceny i wyboru wariantów przetwarzania odpadów wielkogabarytowych, wytworzonych i zebranych w ramach Zintegrowanego Systemu Gospodarowania Odpadami Komunalnymi w Krakowie, którego zarządzającym jest partner programu „doktorat wdrożeniowy”. Wariant opisany jako status quo (ZDOW_BW_SQ) charakteryzował się zintensyfikowanym odzyskiem energetycznym odpadów wielkogabarytowych, natomiast wariant opisany jako prognozowany (ZDOW_BW_P) zdecydowanie zwiększał udział recyklingu (w szczególności odpadów drewnopochodnych) w procesie zagospodarowania odpadów wielkogabarytowych. W wyniku kompleksowej oceny przyjętych w pracy scenariuszy (wariantów) gospodarowania odpadami wielkogabarytowymi otrzymano ostateczny ranking scenariuszy, wykazujący, że scenariusz prognozowany (ZDOW_BW_P) posiada wyższy priorytet pod względem efektywności systemu odpadowego, wynoszący **64,8%**, co potwierdza potencjalne korzyści z kierowania odpadów o charakterze surowcowym (odpadów drewnopochodnych) do procesów recyklingu niż do odzysku energetycznego.

Realizacja celu głównego była możliwa poprzez wykonanie zadań badawczych, ujętych jako cele szczegółowe:

1. Pierwszy cel szczegółowy zrealizowano poprzez zebranie, uporządkowanie i przeanalizowanie danych ilościowych i jakościowych (składu morfologicznego) badanego strumienia odpadów wielkogabarytowych.

Realizacja tego celu została osiągnięta dzięki przeprowadzonej analizie danych w zakresie systemu zbierania odpadów wielkogabarytowych w analizowanej jednostce osadniczej. Analiza wskazała, że w okresie 7 lat ilość tych odpadów wzrosła o 63,5% w związku z rozwojem infrastruktury i sposobów ich zbierania, natomiast procesy technologiczne w Zakładzie demontażu odpadów wielkogabarytowych (ZDOW) prowadzonym przez podmiot współpracujący (partnera programu „doktorat wdrożeniowy”) datowane są na 2010 r. i ukierunkowane na produkcję paliwa alternatywnego.

2. Drugi cel szczegółowy osiągnięto poprzez opracowanie wariantów przetwarzania odpadów wielkogabarytowych.

Realizację tego celu wykonano na podstawie analizy procesów technologicznych w zakresie przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w Zakładzie demontażu (ZDOW) oraz badaniu rozwiązań technologicznych dostępnych w literaturze, dedykowanych

wybranej frakcji odpadów. W ten sposób opracowano dwa scenariusze możliwych rozwiązań technologicznych – wariant status quo (ZDOW_BW_SQ) oraz wariant prognozowany (ZDOW_BW_P), przy czym wariant prognozowany jest zgodny z założeniami kierunkowymi podmiotu współpracującego w zakresie dalszego rozwoju i realizacji inwestycji.

3. Trzeci cel szczegółowy osiągnięto w wyniku przeprowadzonej analizy i wyborze metod oceny systemów gospodarowania odpadami i ich integracji, co pozwoliło na:

- ***określenie potencjału recyklingu strumienia odpadów wielkogabarytowych w oparciu o skład morfologiczny oraz zdefiniowane procesy jednostkowe przetwarzania odpadów z wykorzystaniem współczynników przenoszenia;***

Realizacja tego etapu odbyła się poprzez wykonanie szczegółowej analizy składu morfologicznego strumienia odpadów wielkogabarytowych, zidentyfikowanie kluczowych procesów jednostkowych w analizowanych scenariuszach w zakresie przetwarzania odpadów wielkogabarytowych oraz zastosowanie współczynników przenoszenia T_c (T_{cex} - eksperymentalnych i T_{cl} - literaturowych). W wyniku przeglądu literatury wybrano analizę przepływu materiałów (MFA) jako metodę oceny opartą o zasadę bilansu masy i wykorzystującą współczynniki przenoszenia (T_c) do wyznaczenia potencjalnych ilości odpadów skierowanych do recyklingu ER_i ; ($i = MET, DR, TW$) i/lub do odzysku energetycznego W_T . Efektywność przetwarzania odpadów w kierunku recyklingu w scenariuszu prognozowanym (ZDOW_BW_P) łącznie wynosi $ER_{(MET+DR+TW)} = 9\,594,56 \text{ Mg}$ (35,94%) i jest zdecydowanie wyższa niż w wariancie status quo (ZDOW_BW_SQ), gdzie wynosi $ER_{(MET)} = 573,58 \text{ Mg}$ (2,15%). Wydajność przetwarzania w kierunku spalania odpadów (odzysk energetyczny) (W_T) w wariancie ZDOW_BW_SQ wynosi $W_T = 21\,420,06 \text{ Mg}$ (80,23%), a w wariancie ZDOW_BW_P wynosi $W_T = 12\,535,36 \text{ Mg}$ (46,95%). Wyniki te odnoszą się jednak wyłącznie do technicznego - wydajnościowego aspektu prowadzenia procesu przetwarzania odpadów i powinny zostać włączone w szerszy proces oceny systemów gospodarowania odpadami.

- ***określenie poziomu wpływu przetwarzania odpadów wielkogabarytowych na zdrowie ludzi, jakość środowiska i zużycie zasobów naturalnych;***

Realizacja tego etapu odbyła się poprzez zidentyfikowaniu środowiskowych punktów krytycznych związanych z działalnością ZDOW, przy wykorzystaniu najbardziej kompleksowego narzędzia do kwantyfikowania oddziaływania, jakim jest analiza cyklu życia (LCA). W obrębie tej oceny zastosowano procedurę Environmental Footprint 3.1 obejmującą 16 kategorii oddziaływania na środowisko, w których cztery identyfikują problemy środowiskowe związane z pobraniem zasobów ze środowiska (zasoby wodne, surowcowe (mineralne i kopalne), gruntowe), a pozostałe jedenaście to kategorie emisyjne, w których uwolnienie związku do środowiska uruchamia mechanizm środowiskowy. Wyniki LCA po etapie charakteryzowania, normalizacji i ważenia wyrażone zostały w jednostkach miary Pt (punkty ekwiwalentne), co oznacza, że różne rodzaje wpływów środowiskowych, takie jak zmiana klimatu, zużycie wody czy zanieczyszczenie powietrza, są agregowane w jedną wspólną jednostkę. Uwzględniając całkowite oddziaływanie na środowisko (tj. trzech obszarów - działalności operacyjnej,

kredytów paliwowych i kredytów materiałowych) scenariusz prognozowany (ZDOW_BW_P) wykazuje się wyższą korzyścią (znak minus) **(-700 Pt)** niż scenariusz bazowy (ZDOW_BW_SQ) **(-679 Pt)**. Potencjalna korzyść środowiskowa z racji kredytów paliwowych i materiałowych dla analizowanych scenariuszy znacznie przewyższa negatywne oddziaływanie na środowisko wynikające z działalności operacyjnej Zakładu ZDOW. Sumarycznie (skumulowany ekowskażnik Pt) kredyty (paliwowe i materiałowe) wypadają lepiej dla prognozy ZDOW_BW_P, gdzie łączna potencjalna korzyść środowiskowa wynosi -849,7 Pt, a dla wariantu bazowego ZDOW_BW_SQ wynosi -828,7 Pt i odnosi się do oszczędności zasobów pierwotnych w zakresie ograniczenia zużycia paliw kopalnych oraz surowców naturalnych. W związku ze strukturą paliw używanych w Polsce do generowania ciepła i energii elektrycznej, które w znacznym stopniu oparte są na paliwach kopalnych, przeznaczanie odpadów na cele energetyczne przynosi korzyści środowiskowe z racji unikania wydobycia i stosowania paliw kopalnych i jest na poziomie porównywalnym z korzyścią środowiskową z racji przeznaczenia odpadów na cele recyklingowe. Jednak jak wykazano wraz ze zmianą struktury (miksi energetycznego) paliw w czasie (do 2040 r.), zmniejsza się korzyść środowiskowa z racji kredytów paliwowych, a wzrasta znaczenie kredytów materiałowych z racji przeznaczania odpadów na cele recyklingowe. Z tego powodu scenariusz prognozy wypada już istotnie lepiej **(-498,53Pt)** w porównaniu ze scenariuszem bazowym **(-375,18 Pt)**, co podkreśla, że przekazywanie odpadów do recyklingu ma korzystniejsze znaczenie dla środowiska niż odzysk energetyczny odpadów.

– ***określenie ekonomicznych skutków generowanych w wyniku przetwarzania strumienia odpadów wielkogabarytowych;***

W tym zagadnieniu badawczym zidentyfikowano główne rodzaje wpływów (wewnętrznych i zewnętrznych) rozumianych jako potencjalne przychody lub koszty, generowanych w wyniku przetwarzania odpadów wielkogabarytowych, mające pozytywny lub negatywny skutek. Wycena zidentyfikowanych oddziaływań pozwoliła na określenie całkowitych korzyści z realizacji poszczególnych scenariuszy. W grupie wewnętrznych oddziaływań (koszty i przychody związane z obsługą i utrzymaniem systemu) najbardziej znaczące były koszty dotyczące infrastruktury (koszty amortyzacji, pracy, usług obcych, dostaw materiałów i energii), osiągając łącznie ok. 90 % kosztów całkowitych, a z drugiej strony najbardziej znaczące były przychody związane z recyklingiem i odzyskiem odpadów, osiągając łącznie ok. 60% przychodów całkowitych. W przypadku oddziaływań zewnętrznych (kosztów i przychodów) najbardziej reprezentatywne były przychody odpowiadające oszczędnościom, stanowiąc ok. 30-49 % (w zależności od wariantu) przychodów całkowitych. Były one uzyskane dzięki uniknięciu deponowania odpadów na składowiskach, a tym samym uiszczania opłat środowiskowych oraz dzięki uniknięciu kar finansowych za brak osiągnięcia poziomów recyklingu, nakładanych na jednostki osadnicze. Relacja między przychodami i kosztami pozwala na wnioski w zakresie opłacalności analizowanych rozwiązań. I tak relacja pomiędzy wewnętrznymi przychodami i kosztami (P_w/K_w) w scenariuszu status quo (ZDOW_BW_SQ) wynosi $\frac{P_w}{K_w} = 1,11$, a w scenariuszu prognozowanym

$(ZDOW_BW_P) \frac{P_w}{K_w} = 0,93$, co świadczy o tym, że uzyskano korzyść wewnętrzną w scenariuszu bazowym oraz stratę wewnętrzną w scenariuszu prognozowanym. Powyższe jest konsekwencją nakładów inwestycyjnych (kosztów amortyzacji) założonych w scenariuszu prognozowanym. Dopiero relacja między przychodami całkowitymi i kosztami (P_c/K_c), które uwzględniają wpływy wewnętrzne i zewnętrzne, przedstawia stosunek $\frac{P_c}{K_c} = 1,45$, w obu analizowanych scenariuszach, co wskazuje, że system w scenariuszu prognozowanym jest bardziej rentownym ze względu na efekty (wpływy) zewnętrzne. Chociaż wewnętrzne koszty i przychody mają dominujące znaczenie w tym systemie, to jednak całkowita korzyść znacznie wzrasta, poprzez pieniężną wycenę efektów zewnętrznych. Co jest bardzo istotne, biorąc pod uwagę jedynie wewnętrzne oddziaływania, scenariusz prognozowany (ZDOW_BW_P) mógłby łatwo zostać uznany za nieopłacalny operacyjnie z powodu straty osiągającej wartość -47,33 zł/tonę, natomiast oddziaływanie zewnętrzne zwiększając korzyść całkowitą do 303,97 zł/tonę, czynią go bardziej rentownym i uzasadnionym ekonomicznie. Jednocześnie wzrost kosztów operacyjnych przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu prognozowanym (ZDOW_BW_P) skutkuje zwiększonym obciążeniem mieszkańców z 15,56 zł/os. do 20,35 zł/os. w skali roku, jednak korzyści ekonomiczne dla mieszkańców są wyższe z powodu zwiększonych niemal dwukrotnie korzyści zewnętrznych. Bilans kosztów i przychodów jest dodatni wskazując na korzyści dla mieszkańców w scenariuszu (ZDOW_BW_SQ) na poziomie **6,93 zł** na osobę/rok, zaś w scenariuszu prognozowanym (ZDOW_BW_P) **9,09 zł** na osobę/rok.

- *sformułowanie zagadnienia jako wielokryterialny problem decyzyjny i przeprowadzenie eksperymentów obliczeniowych wybraną metodą szeregowania wariantów (AHP) w wyniku których uzyskano ranking końcowy (ostateczny) scenariuszy przetwarzania strumienia odpadów wielkogabarytowych;*

Rozwiązanie wielokryterialnego problemu decyzyjnego sformułowanego jako *wybór optymalnego scenariusza przetwarzania odpadów*, związane było z opracowaniem struktury hierarchicznej problemu, będącej podstawą do obliczeń analitycznych, czyli do wyznaczenia wag kryteriów głównych i szczegółowych. Spójny zestaw kryteriów wykazujących istotność dla lokalnej gospodarki odpadami, potencjalną mierzalność oraz możliwość przedsiębiorstwa do zmiany wyników mierzonych wskaźników, został wybrany przy uwzględnieniu aspektów technicznych, środowiskowych, ekonomicznych i społecznych. W wyniku przeprowadzonych eksperymentów obliczeniowych uzyskano uszeregowanie końcowe wariantów (scenariuszy), charakteryzujących się różnym stopniem udziału technologii odzysku i recyklingu w przetwarzaniu odpadów wielkogabarytowych. Scenariusz prognozowany (ZDOW_BW_P) charakteryzujący się większym udziału recyklingu odpadów niż odzysku energetycznego, posiada wyższy priorytet pod względem wydajności systemu odpadowego, wynoszący **64,8%**. Wykazuje on zdecydowaną przewagę, zatem przetwarzanie odpadów wielkogabarytowych w kierunku przekazywania tych odpadów do recyklingu niż wykorzystania ich pod względem energetycznym powinno być priorytetowe.

4. Czwarty cel szczegółowy zrealizowano jako wynik algorytmu wyboru wariantów przetwarzania odpadów wielkogabarytowych.

Efektem końcowym kompleksowej oceny wariantów przetwarzania odpadów wielkogabarytowych, było wskazanie korzystniejszego wariantu, w którym wyższy priorytet przy uwzględnieniu aspektów technicznych, środowiskowych, ekonomicznych i społecznych posiada przekazanie niektórych frakcji odpadów do recyklingu niż przekazanie ich do odzysku energetycznego. Wynik jest rekomendacją dla decydentów w zakresie prowadzenia dalszego rozwoju i badań związanych z procesem recyklingu pozyskanych frakcji. Wykonalność tego kierunku działań została potwierdzona w pracy poprzez próbę wytworzenia nowego materiału z odpadów drewnopochodnych, pozyskanych w wyniku przetwarzania odpadów wielkogabarytowych. Opracowano procedurę wytworzenia nowego materiału poprzez ustalenie składu mieszanki, tj. w podejściu nr 1 w różnych proporcjach zmieszano rozdrobnione odpady drewnopochodne, skrobię i wodę (10 próbek), w podejściu nr 2 – w różnych proporcjach zmieszano rozdrobnione odpady drewnopochodne, skrobię, uwodniony środek sieciujący (10 próbek). Następnie uformowano próbki w postaci krążków w podejściu nr 1 – przy użyciu tulei i prasy hydraulicznej (zużyciem siły nacisku 15 ton), w podejściu nr 2 - przy użyciu prasy wykonano prasowanie przygotowanych składów z użyciem siły nacisku w pierwszej fazie 1 tony, a w drugiej – 5 ton. W obydwu podejściach otrzymano nowy materiał, w podejściu nr 1 otrzymany materiał nie odznaczał się dużą trwałością (po upadku z 1 metra próbka ulegała zniszczeniu), w podejściu Nr 2 – nowy materiał (próbki 3-10) pomyślnie przeszedł badanie wytrzymałości na ściskanie.

Udowodnienie postawionej tezy.

W wyniku realizacji rozprawy doktorskiej wszystkie tezy zostały potwierdzone. Autorka udowodniła, że narzędzie w postaci zaproponowanego algorytmu postępowania może być wykorzystane do usprawnienia procesów przetwarzania odpadów komunalnych poprzez kompleksową ocenę wariantów gospodarowania odpadami. Zaproponowany algorytm w pełni integruje metody oceny systemów, dając możliwość uwzględnienia różnych aspektów o charakterze technicznym, ekonomicznym, społecznym i środowiskowym i prowadzi do wyboru wariantu optymalnego do osiągnięcia wyznaczonych celów, co jest w efekcie końcowym wskazaniem dla decydenta przy podejmowaniu ostatecznej decyzji.

Poza główną przesłanką udowodniono, że wprowadzenie do procesu decyzyjnego modułu - *analizy LCA* umożliwiło ocenę oddziaływania na środowisko wariantów z różnymi technologiami odzysku i recyklingu odpadów. Dzięki temu możliwe było określenie m.in. emisji ze sposobów przetwarzania odpadów na poziomie lokalnym i poprzez wybór odpowiedniego wariantu realne było zredukowanie negatywnego oddziaływania na poziomie gminy.

Wykazano również, że za pomocą zaproponowanego algorytmu do wyboru procesów odzysku i/lub recyklingu, który w schemacie postępowania włączając moduł *skutków ekonomicznych*, umożliwił uwzględnienie w procesach decyzyjnych kosztów i opłat z tytułu nieosiągnięcia przez gminę wymaganych celów środowiskowych, tj. opłat

za składowanie odpadów oraz kar o charakterze administracyjnym za brak osiągnięcia poziomów recyklingu.

9.2 Wnioski ogólne, rekomendacje i kierunki dalszych badań

Za istotne, oryginalne osiągnięcia naukowe i praktyczne autorka uznaje:

– osiągnięcia naukowe:

- opracowanie algorytmu wyboru wariantów odzysku i/lub recyklingu gospodarowania odpadami komunalnymi - może być stosowany jako uniwersalne narzędzie do oceny kierunków działań w zakresie przetwarzania różnych strumieni odpadów komunalnych, np. strumienia zmieszanych odpadów komunalnych, strumienia bioodpadów (odpadów kuchennych i zielonych),
- skonstruowanie oryginalnych wariantów gospodarowania odpadami wielkogabarytowymi zawierających różne rozwiązania technologiczne,
- zintegrowanie metod oceny, tj.: analizy przepływu materiałów (MFA), analizy cyklu życia (LCA), analizy ekonomicznej i wielokryterialnej metody wspomaganie decyzji (AHP) jako elementów (modułów) procesu decyzyjnego do wyboru wariantów gospodarowania odpadami komunalnymi,
- zamodelowanie przepływów w procesie przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w zakładzie ZDOW w wariantach status quo oraz ulepszonym wariantach prognozowanym,
- zamodelowanie wpływów środowiskowych procesów przetwarzania odpadów wielkogabarytowych uwzględniając podział na trzy obszary oddziaływania - działalność operacyjną zakładu, korzyści środowiskowe z racji unikniętych paliw kopalnych oraz korzyści środowiskowe z racji unikniętych materiałów,
- opracowanie modelu wyceny korzyści/strat będących skutkiem ekonomicznym wpływów wewnętrznych i zewnętrznych rozumianych jako wszelkie konsekwencje wdrożenia określonego systemu (wariantu) gospodarowania odpadami komunalnymi,
- sformułowanie zagadnienia wyboru wariantu gospodarowania odpadami wielkogabarytowymi jako wielokryterialnego problemu decyzyjnego,
- zdefiniowanie spójnego zestawu kryteriów oceny wariantów gospodarowania odpadami wielkogabarytowymi,
- opracowanie modeli preferencji decydenta na podstawie badań ankietowych wśród zainteresowanych interesariuszy,
- rozwiązanie problemu decyzyjnego poprzez przeprowadzenie eksperymentów obliczeniowych,
- stworzenie rekomendacji końcowych.

– osiągnięcia praktyczne:

- zweryfikowanie algorytmu na przykładzie przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w Krakowie,
- udowodnienie, że przetwarzanie odpadów wielkogabarytowych ukierunkowane na przekazywanie niektórych frakcji odpadów do recyklingu zamiast do odzysku energetycznego posiada wyższy priorytet, a w kreowaniu gminnej polityki środowiskowej w perspektywie długoterminowej należy dążyć do zmniejszenia udziału odzysku energetycznego na rzecz recyklingu tych odpadów,

- wskazanie wykonalności recyklingu odpadów drewnopochodnych wysortowanych ze strumienia odpadów wielkogabarytowych poprzez przeprowadzenie procesu wytworzenia nowego materiału z rekomendacją do kontynuacji działań w tym zakresie.

Niniejsza praca prezentuje wagę kompleksowej oceny w odniesieniu do celów środowiskowych, wprowadzonej w procesie decyzyjnym w zakresie projektowania systemów gospodarowania odpadami. Opracowane zostało nowatorskie podejście (w szczególności w ramach działalności partnera programu „doktorat wdrożeniowy”) do wyboru optymalnych systemów zarządzania odpadami, a studium przypadku dowodzi, że jest narzędziem rozstrzygającym czy wybrany system osiąga wyznaczone cele, w tym umożliwia redukcję negatywnego oddziaływania na środowisko oraz skutkuje uniknięciem kosztów i opłat z tytułu nieosiągnięcia przez gminę wymaganych celów środowiskowych.

Wykonane zadania badawcze ujawniają jednak niedoskonałości jak brak zestawu odpowiednich danych analitycznych czy zdiagnozowanych rozwiązań technologicznych w zakresie sortowania odpadów bądź recyklingu. W związku z tym potrzebne są dalsze badania mające na celu prośrodowiskowy, zrównoważony i efektywny rozwój gminnej polityki gospodarowania odpadami. W wyniku niniejszej pracy można sformułować dalsze rekomendacje i kierunki działań/badań:

- zmniejszenie udziału odzysku energetycznego odpadów drewnopochodnych na rzecz zwiększenia udziału recyklingu przez dokonanie kierunkowych modernizacji instalacji bądź budowy nowych obiektów do przetwarzania odpadów wielkogabarytowych,
- prowadzenia prac w kierunku ustalenia składu mieszaniny do wytworzenia nowego materiału, zachowującego odpowiednie parametry jakościowe i mechaniczne do zastosowań aplikacyjnych,
- kontynuację prac w zakresie monitorowania zmienności procesu przetwarzania odpadów, w tym odpadów wielkogabarytowych w związku ze zmiennością ich składu morfologicznego poprzez zgromadzenie danych ilościowych i jakościowych na temat przetwarzanych strumieni odpadów, gdyż jest to gwarantem wykonalności przeprowadzenia oceny,
- prowadzenia prac w badaniach w kierunku kwantyfikacji wydajności procesu separacji na podstawie eksperymentalnej pracy wejścia-wyjścia, aby uzyskać bardziej wiarygodne wyniki w zakresie współczynników przenoszenia,
- wsparcie upowszechnienia stosowania modułów tego algorytmu w zarządzaniu gospodarką odpadami w przedsiębiorstwie, w tym opracowanie i wdrożenie specjalistycznego programu informatycznego.

Bibliografia

- Abba, A. H., Noor, Z. Z., Aliyu, A., Medugu, N. I. (2013). Assessing Sustainable Municipal Solid Waste Management Factors for Johor-Bahru by Analytical Hierarchy Process. *Advanced Materials Research May 2013*, DOI: 10.4028/www.scientific.net/AMR.689.540
- Abeliotis, K., Kalogeropoulos, A. i Lasaridi, K. (2012). Life Cycle Assessment of the MBT plant in Ano Liossia, Athens, Greece. *Waste Management*, 32, strony 213-219. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.002>
- Achillas, C., Vlachokostas, C., Moussiopoulos, N., Baniyas, G., Kafetzopoulos, G., Karagiannidis, A., (2011). Social acceptance for the development of a waste-to-energy plant in an urban area. *Resour Conserv Recycl* 55: 857–863. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.04.012>
- AIB, Association of Issuing Bodies, (2022). European Residual Mixes Results of the calculation of Residual Mixes for the calendar year 2021 Version 1.0, 2022-05-31, Table 2, pobrano z lokalizacji https://www.aib-net.org/sites/default/files/assets/facts/residual-mix/2021/AIB_2021_Residual_Mix_Results_1_1.pdf
- Aleluia, J., Ferrão, P., (2017). Assessing the costs of municipal solid waste treatment technologies in developing Asian countries, *Waste Management*, Vol. 69, strony 592-608, ISSN 0956-053X, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.047>
- Alexander, C., Curran, A., Smaje, C. i Williams, I. (2009). Evaluation of bulky waste and reuse schemes in England. *Waste and Resource Management*. doi:DOI: 10.1680/warm.2009.162.3.141
- Ali, S. M, Mawlood, D.K., (2021). Material flow analysis for household waste ZANCO Journal of Pure and Applied Sciences, 33(5); strony 1-16, DOI: <http://dx.doi.org/10.21271/ZJPAS.33.5.1>
- Allesch, A. i Brunner, P.H., (2014, June 3). Assessment methods for solid waste management: A literature review. *Waste Management & Research*. doi:10.1177/0734242X14535653
- Allesch, A. and Brunner, P.H., (2015). Material flow analysis as a decision support tool for waste management: A literature review. *J. Ind. Ecol.*, 19(5), strony 753-764.
- Allesch, A. i Brunner, P. H. (2017). Material Flow Analysis as a Tool to improve Waste Management Systems: The Case of Austria. *Environmental Science & Technology* 2017 51 (1), 540-551, strony 540-551.
- Alvarenga, A. D., Pereira, A. A. S., Salgado, E. G. (2023). Systematic Review of Decision-Making Tools, Alternatives and Criteria in Urban Solid Waste Management. *International Journal of Business and Management*; Vol. 18, No. 5; 2023. doi:10.5539/ijbm.v18n5p82 .
- Antov, P., Savov, V. i Neykov, N. (2020). Sustainable bio-based adhesives for eco-friendly wood composites a review. *Wood Research*, 65(1), strony 51-62. doi:doi.org/10.37763/wr.1336-4561/65.1.051062
- Apaydin, Ö., Akçay Han, G.S. (2023). Analysis of Municipal Solid Waste Collection Methods Focusing on Zero-Waste Management Using an Analytical Hierarchy Process. *Sustainability* 2023, 15, 13184. <https://doi.org/10.3390/su151713184>
- Arena, U., Gregorioa, F. (2014). A waste management planning based on substance flow analysis. *Resources, Conservation and Recycling*, 85(2014): strony 54-66
- Asarea, W., Oduro–Kwartenga, S., Donkora, E. A., Rockson, M. A. D., (2022) Cost-effectiveness of incentive schemes for waste material resource recovery, *Cleaner Waste Systems* 2 100019, <https://doi.org/10.1016/j.clwas.2022.100019>

- Avsar, Y., Uksal, F., Bilgili, L. (2021). Environmental gains in the collection of packaging waste obtained in Uskudar district by changing the collection type. *Journal of the Air & Waste Management Association* 00 (00):1–13. doi:10.1080/10962247.2021.1972054.
- Aydin, N. (2020) Materials Flow Analysis as a Tool to Improve Solid Waste Management: A Case of Ankara, *Journal of Natural Hazards and Environment*, 2020; 6(1): strony 90-97, DOI: 10.21324/dacd.467179
- Bajdur, W.M., Włodarczyk-Makuła, M. (2023) Możliwości zastosowania LCA w technologiach inżynierii środowiska, Instal 12/2023 Ochrona środowiska strony 120-123, DOI 10.36119/15.2023.12.20
- Bakkaloglu, S., Lowry, D., Fisher, R. E., France, J. L., Brunner, D., Chen, H., Nisbet, E. G., (2021). Quantification of methane emissions from UK biogas plants, *Waste Management*, Vol. 124, strony 82-93, ISSN 0956-053X, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.01.011>.
- Bakkaloglu, S., Cooper, J. i Hawkes, A. (2022). Life cycle environmental impact assessment of methane emissions from the biowaste management strategy of the United Kingdom: Towards net zero emissions.
- Bayard, R., Morais, J. d., Ducom, G., Achour, F., Rouez, M. i Gourdon, R. (2010). Assessment of the effectiveness of an industrial unit of mechanical–biological treatment of municipal solid waste. *Assessment of the effectiveness of an industrial unit of mechanical–biological treatment of municipal solid waste*, 175, strony 23-32. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.049>
- Besserer, A., Troilo, S., Girods, P., Rogaume, Y. i Brosse, N. (2021). Cascading Recycling of Wood Waste: A Review. *Polymers*, 13(1752). doi:<https://doi.org/10.3390/polym13111752>
- Bessi, C., Lombardi, L., Meoni, R., Canovai, A. i Corti, A. (2016). Solid recovered fuel: An experiment on classification and potential applications. *Waste Management*, 47 Part B, strony 184-194. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.012>
- Bień, J. (2021). Production and use of waste-derived fuels in Poland: current status and perspectives. *PRODUCTION ENGINEERING ARCHIVES*, 27(1), strony 36-41. doi:10.30657/pea.2021.27.5
- Boer den, J., Boer den, E., Jager, J., (2007). LCA-IWM: A decision support tool for sustainability assessment of waste management systems, *Waste Management*, Vol. 27, Issue 8, 2007, strony 1032-1045, ISSN 0956-053X, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.022>.
- Bogucka, R., Kosinska, I., Brunner, P. (2008). Setting priorities in plastic waste management: Lessons learned from material flow analysis in Austria and Poland. *Polimery*, 2008, 53, nr 1, strony: 55-59.
- Bonnin, M., Azzaro-Pantel, C., Pibouleau, L., Domenech, S. i Villeneuve, J. (2013). Development and validation of a dynamic material flow analysis model for French copper cycle. *Chemical Engineering Research and Design*, 91, strony 1390-1402. doi:<https://doi.org/10.1016/j.cherd.2013.03.016>
- Brunner, P. H. (2004). Materials flow analysis and the ultimate sink. *Journal of Industrial Ecology*. doi:10.1162/1088198042442333
- Brunner, P. H., Rechberger, H. (2004). *Practical Handbook of material flow analysis*. Boca Raton/London/New York/Washington D.C/Florida: Lewis Publishers CRC press.
- Brunner, P. H., Rechberger, H. (2015). Waste to energy – key element for sustainable waste management. *Waste Management*, 37. doi:10.1016/j.wasman.2014.02.003

- Brunner, P. H., Rechberger, H., (2017) Handbook of Material Flow Analysis For Environmental, Resource and Waste Engineers, Second edition, CRC Press, doi: <https://doi.org/10.1201/9781315313450>
- Buchtar-Korol, D. i Proksa, J. (2017). Metoda oceny środowiskowej projektów inwestycyjnych w gospodarce o obiegu zamkniętym. *Zeszyty naukowe Politechniki Łódzkiej*.
- Bueno, G., Latasa, I., Lozano, P. J., (2015). Comparative LCA of two approaches with different emphasis on energy or material recovery for a municipal solid waste management system in Gipuzkoa. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 51:449–59. doi:10.1016/j.rser.2015.06.021.
- Cabała, P. (2018). Proces Analitycznej Hierarchizacji w ocenie wariantów rozwiązań projektowych. *Quarterly Journal – No 1/2018 (24)*. DOI: 10.19253/rem.2018.01.002.
- Castaldi, M. J. (2021). *Scientific Truth about Waste-to-Energy*. Chemical Engineering Department The City College of New York City University of New York,. Pobrano z lokalizacji <https://www.wtert.net/paper/4381/Scientific-Truth-about-Waste-to-Energy.html>
- Chmielewska, M., Dorosz, A., Kabaciński, M. i Kultys, H. (2022). Zarządzanie gospodarką odpadami komunalnymi w Krakowie progu XXI wieku, Publikacja: Miasto przyszłości - wyzwania dla gospodarki komunalnej i innych obszarów w obliczu kryzysu klimatycznego, Wydawnictwo Kraków: Uniwersytet Ekonomiczny, 2022, ISBN:9788365644916; 9788365644923
- Choudhary, K., Sangwan, K. S., Goyal, D., (2019) Environment and economic impacts assessment of PET waste recycling with conventional and renewable sources of energy. *Procedia CIRP* 80:422–427. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2019.01.096>
- Chung, S.-s., Lau, K.-y. W. i Zhang, C. (2010). Measuring bulky waste arisings in Hong Kong. *Waste Management*, 30, strony 737-743. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.01.009>
- Ciechelska, A. (2017). Recycling of municipal waste as a measure of the implementation of the circular economy on the example of Poland and Slovenia. Wrocław. Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, nr 491.
- Cole, C., M., O., Wheatley, A. i Quddus, M. (2013). Bulky Household Waste Management in a UK Local Authority Area. W S. D. Pula (Red.), *Current Practice, Challenges and Improvement Opportunities. Proceedings of Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium*. Cagliari, Italy.
- Consonni, S., Giugliano, M. i Grosso, M. (2005). Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste: Part B: Emission and cost estimates. *Waste Management*, 25, strony 137-148. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.09.006>
- Curran, A. i Williams, I. (2010). The role of furniture and appliance re-use organisations in England and Wales. *Resources, Conservation and Recycling*, 54, strony 692-703. doi:<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.11.010>
- Curran, A., Williams, I. D. i Heaven, S. (2007). Management of household bulky waste in England. *Resources, Conservation and Recycling*, 51, strony 78-92. doi:<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.08.003>
- Da Cruz, N.F., Simoes, P., Marques, R.C., (2012). Economic cost recovery in the recycling of packaging waste: the case of Portugal. *J Clean Prod* 37:8–18. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.043>

- Demets, R., Van Kets, K., Huysveld, S., Dewulf, J., De Meester, S., Ragaert, K., (2021). Addressing the complex challenge of understanding and quantifying substitutability for recycled plastics, *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 174, 2021, 105826, ISSN 0921-3449, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105826>.
- Dorosz, A. (2021). Rozszerzona odpowiedzialność producentów jako element finansowania systemu gospodarowania odpadami komunalnymi w gminie. W N. Iwaszczuk i K. Posłuszny, *Gospodarka o obiegu zamkniętym modele, narzędzi, wskaźniki* (strony 107-125). Kraków: Wydawnictwa AGH.
- Dorosz, A., Generowicz, A. i Kultys, H. (2021). New approach for calculation of recycling rates of municipal waste in the circular economy (CE). *Architecture Civil Engineering Environment*, 14(4), strony 125-136. doi:10.21307/ACEE-2021-036
- Eco-Bulk. (2021). Circular Approach for Eco-Composite Bulky Product and Internal Car Parts. *European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement No 730456*. doi:10.3030/730456
- Ellen MacArthur Foundation (2016) World Economic Forum, Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company, The New Plastics Economy: Rethinking the future of plastics (2016).. https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/EllenMacArthurFoundation_TheNewPlasticsEconomy_Pages.pdf Accessed 8 Apr 2020.
- Endriss, F., Baumgarten, B., Horn, P., Scheuber, M. i Thorwarth, H. (2023). Influence of milling on representative sample preparation for the analysis of trace elements in waste wood. *Biomass and Bioenergy*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2022.106679>.
- Erses Yay, A. S. (2015). Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: a case study of Sakarya. *Journal of Cleaner Production* 94 (May):284–93. doi:10.1016/J.JCLEPRO.2015.01.089.
- Eshet, T., Ayalon, O., Shechter, M., (2006). Valuation of externalities of selected waste management alternatives: A comparative review and analysis, *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 46, Issue 4, 2006, Pages 335-364, ISSN 0921-3449, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.08.004>.
- European Parliament: Directorate-General for Parliamentary Research Services, Wilts, H., Sims, E., Lee, P., Pfaltzgraff, L., Symington, H., O'Brien, M., Bertham, O., Bell, N., & Sjögren, P. (2017). Towards a circular economy : waste management in the EU, European Parliament. <https://data.europa.eu/doi/10.2861/978568>
- Eurostat. (2023). Municipal waste by waste management operations. Pobrano Maj 19, 2023 z lokalizacji https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ENV_WASMUN/default/table?lang=en&category=env.env_was.env_wasst
- Eurostat. (2025). Municipal waste by waste management operations. Pobrano luty, 2025 z lokalizacji https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/env_wasmun_custom_15594448/default/table?lang=en
- Faraca, G., Boldrin, A. i Astrup, T. (2019). Resource quality of wood waste: The importance of physical and chemical impurities in wood waste for recycling. *Waste Management*, 87, strony 135-147. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.02.005>

- Farzad, S., Mandegari, M.A., Görgens, J.F., (2017). Integrated techno-economic and environmental analysis of butadiene production from biomass. *Bioresource Technology*. 239, 37-48. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.04.130>
- Fehring, R., Brandt, B. i Brunner, P. H. (2004). Guidelines for the Use of Material Flow Analysis (MFA) for Municipal Solid Waste (MSW) Management.
- Feil, A., Pretz, T. i Velzen, E. U. (2017a). Separate collection of plastic waste, better than technical sorting from municipal solid waste? *Waste Management & Research*., 35, strony 172-180. doi:<https://doi.org/10.1177/0734242X16654978>
- Feil, A., Pretz, T., Vitz, P., Velzen, E. U. T. (2017b). A methodical approach for the assessment of waste sorting plants, *Waste Management & Research*., 35(2), strony 147-154. Doi: <https://doi.org/10.1177/0734242X16683270>
- Feil, A., Velzen, E. U. T., Jansem, M., Vitz, P., Go, N., Pretz, T. (2016). Technical assessment of processing plants as exemplified by the sorting of beverage cartons from lightweight packaging wastes, *Waste Management*, Vol. 48, 2016, strony 95-105, ISSN 0956-053X, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.10.023>
- Fiksel, J., Eason, T., Frederickson, H., (2012). A framework for sustainability indicators at EPA. Environmental Protection Agency, *Edited by Tarsha Eason, National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency*
- Fiorentino, G., Ripa, M., Protano, G., Hornsby, C. i Ulgiati, S. (2015). Life Cycle Assessment of Mixed Municipal Solid Waste: Multi-input versus multi-output perspective. *Waste Management*, 46, strony 599-611. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.048>
- Gadaleta, G., Gisi, S. D., Todaro, F. i Notarnicola, M. (2022 a). Environmental Comparison of Different Mechanical–Biological Treatment Plants by Combining Life Cycle Assessment and Material Flow Analysis. *Clean Technol.*(4), strony 380-394. doi:<https://doi.org/10.3390/cleantechnol4020023>
- Gadaleta, G., Gisi, S. D., Todaro, F., Campanaro, V., Teodosiu, C. i Notarnicola, M. (2022 b). Sustainability assessment of municipal solid waste separate collection and treatment systems in a large metropolitan area. *Sustainable Production and Consumption*, 29, strony 328-340. doi:<https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.10.023>
- Gatlin, C. G. (2004). IARC classifies formaldehyde as carcinogenic. *Oncology Times*, 26(72). doi:10.1097/01.COT.0000292246.11180.99
- Generowicz, A., Kulczycka, J., Kowalski Z., (2020). Material flow analysis as a tool in the selection of criteria for multi-criteria assessment of different variants of municipal waste incineration plants, *Przemysł Chemiczny*, 3/2020; DOI: 10.15199/62.2020.3.XX; pp. 1000-1003
- Generowicz, A., Henclik A., Kulczycka, J., Kowalski Z., (2015). Evaluation of technology solutions for municipal waste incineration using LCA result and multi-criteria analysis, *Journal of Environmental Accounting and Management*, Vol. 3, Iss. 2, 2015, pp. 169-180, ISBN 2325-6192
- Generowicz A., Gronba-Chyła A., Kulczycka J., Harazin P., Gaska K., Ciula j., Ocłoń P., (2023). Life Cycle Assessment for the environmental impact assessment of a city' cleaning system. The case of Cracow (Poland), *Journal of Cleaner Production*, 382, 2023, 135184
- Generowicz, A., Iwanejko, R. (2017). Możliwości prowadzenia selektywnej zbiórki odpadów komunalnych przy częściowo niepewnej sytuacji rynkowej – aplikacja metod obliczeniowych. *Journal of civil engineering, environment and architecture JCEEA*, t. XXXIV, z. 64 (4/II/17), październik-grudzień 2017, s. 243-256, DOI:10.7862/rb.2017.243.

- Giraud, R. J., Taylor, P. H. i Huang, C.-p. (2021). Combustion operating conditions for municipal Waste-to-Energy facilities in the U.S. *Waste Management*, 132, strony 124-132. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.07.015>
- Giugliano, M., Cernuschi, S., Grosso, M. i Rigamonti, L. (2011). Material and energy recovery in integrated waste management systems. An evaluation based on life cycle assessment. *Waste Management*, 31(9-10), strony 2092-2101. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.02.029>
- Goepel, K. D. (2013). Implementing the Analytic Hierarchy Process as a Standard Method for Multi- Criteria Decision Making In Corporate Enterprises – A New AHP Excel Template with Multiple Inputs, *Proceedings of the International Symposium on the Analytic Hierarchy Process 2013*, p 1 -10.
- Grant, A., Bapasola, A. i Cordle, M. (2023). *Mixed Waste Sorting to meet the EU's Circular Economy Objectives*. Eunomia Research & Consulting Ltd. Pobrano z lokalizacji <https://www.eunomia.co.uk/reports-tools/mixed-waste-sorting-to-meet-the-eus-circular-economy-objectives/>
- GUS. (2022). Ochrona środowiska w 2021 r. - Informacje sygnałne. Główny Urząd Statystyczny.
- Gusmerotti, N. M., Corsini, F., Borghini, A. Frey, M., (2019). Assessing the role of preparation for reuse in waste-prevention strategies by analytical hierarchical process: suggestions for an optimal implementation in waste management supply chain, *Environ Dev Sustain* (2019) 21:2773–2792, <https://doi.org/10.1007/s10668-018-0160-9>,
- Hadzic A, Voca N, Golubic S., (2018). Life-cycle assessment of solid-waste management in city of Zagreb, Croatia. *Journal of Material Cycles and Waste Management*. 20, strony 1286–1298, <https://doi.org/10.1007/s10163-017-0693-2>
- Hartlieb, N., Bräutigam, K.R., Achternbosch, M., Kupsch, C., Sardemann, G. (2005). Use of material flow analysis for assessing solid waste management: In Germany regarding sustainable solutions. *Ecosystems and Sustainable Development*, 81: strony 723-733., doi: 10.2495/ECO050711
- Haupt, M., Kägi, T. i Hellweg, S. (2018). Modular life cycle assessment of municipal solid waste management. *Waste Management*, 79. doi:<https://doi.org/10.3929/ethz-b-000267219>
- Hemali, N.A., De Alwis, A. A. P. (2022). Application of Material Flow Analysis to Municipal Solid Waste in Urban Areas in Developing Countries and Possible Solutions Under Circular Economic Framework, *Nature Environment and Pollution Technology*, vol. 21, 3 strony 1411-1419, DOI: 10.46488/NEPT.2022.v21i03.050
- Höflechner, L. (2018). *Solutions for the final sorting of Bulky Waste*. Tomra Sorting GmbH, Germany. Brussels: European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement No 730456. doi:10.3030/730456
- Höglmeier, K., Weber-Blaschke, G. i Richtera, K. (2014). Utilization of recovered wood in cascades versus utilization of primary wood—a comparison with life cycle assessment using system expansion. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19, strony 1755-1766. doi:<https://doi.org/10.1007/s11367-014-0774-6>
- Ingaldi, M. i Klimecka-Tatar, D. (2020). People's Attitude to Energy from Hydrogen - From the Point of View of Modern Energy Technologies and Social Responsibility. *Energies*, 13(6495). doi:10.3390/en13246495

- Ital, B., Prakash, S. M., (2017). Comparative life cycle assessment of different municipal solid waste management options in selected wards of Bangalore. *International Journal of Civil Engineering and Technology* 8 (2):300–08.
- Iždinský, J., Vidholdová, Z. i Reinprecht, L. (2020). Particleboards from Recycled Wood. *Forests*, 11(1166). doi: <https://doi.org/10.3390/f11111166>
- Iwanejko, R., Generowicz, A., (2016). Ocena wariantów segregacji odpadów komunalnych „u źródła” z wykorzystaniem analizy decyzyjnej AHP, *Gaz Woda Technika Sanitarna* 7/ 2016, pp. 266 – 271, (ISSN 0016-5352)
- Jacob, P., Kashyap, P., Suparat, T. and Visvanathan, C. (2014). Dealing with emerging waste streams: Used tire assessment in Thailand using material flow analysis, *Waste Management & Research*, 32(9), strony 918-926.
- Janik, A. (2018). Analiza możliwości zastosowania wybranych metod i wskaźników ekonomicznych, środowiskowych i społecznych w zrównoważonej ocenie technologii. *Zeszyty naukowe Politechniki Śląskiej*, 1991(113).
- Kosińska, I., Kowalski Z., Generowicz A., Makara A., (2013). Analiza przepływów materiałowych w instalacjach gospodarki odpadami komunalnymi na przykładzie wybranych spalarni i składowisk, pp. 727 – 731, *Przemysł Chemiczny* 5/2013,
- Kosińska, I., Kowalski Z., Generowicz A., Makara A., (2012). LCA of incineration and disposal of municipal waste with SimaPro assessment tool, *Waste Recycling, Recyclage Odpadu 2012- International Conference*, Ostrava 29.11.2012, ISBN 978-80-248-2888-6
- Kadafa, A., Sulaiman, W., Manaf, L. i Abdullah, S. (2014, January 24). Applications of System Analysis Techniques in Solid Waste Management Assessment. *Pol. J. Environ. Stud*, 23(4), strony 1061-1070.
- Kleinhans, K., Hallemans, M., Huysveld, S., Thomassen, G., Ragaert, K., Van Geem, K. M., Roosen, M., Mys, N., Dewulf, J., De Meester, S. (2021). Development and application of a predictive modelling approach for household packaging waste flows in sorting facilities, *Waste management - ISSN 0956-053X* - 120(2021), p. 290-302, DOI: <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2020.11.056>
- Kluczek, A. (2019). Assessment of manufacturing processes eco-efficiency based on MFA-LCA-MFCA methods, *Environmental Engineering and Management Journal*, Vol. 18 No. 2 465-477, DOI: 10.30638/eemj.2019.044,
- Komisja Europejska, (2011). COM(2011) 571 European Commission—communication: Roadmap to a resource efficient Europe doi:COM (2011) 571 final.
- Komisja Europejska, (2015). COM(2015) 614 Final. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Closing the Loop—an EU Action Plan for the Circular Economy.
- Komisja Europejska, (2020). COM(2020) 98 final Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów -Nowy plan działania UE dotyczący gospodarki o obiegu zamkniętym na rzecz czystszej i bardziej konkurencyjnej Europy, https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:9903b325-6388-11ea-b735-01aa75ed71a1.0007.02/DOC_1&format=PDF
- Komisja Europejska, (2021). Zalecenia Komisji (UE) 2021/2279 z dnia 15 grudnia 2021 r. w sprawie stosowania metod oznaczania śladu środowiskowego do pomiaru efektywności środowiskowej w cyklu życia produktów i organizacji oraz informowania o niej (Dz. U. z 2021 r. L 471 s. 1)

- Kozłowski, W. (2018). Ocena inwestycji w infrastrukturę gospodarki odpadami komunalnymi na przykładzie ZGOK Olsztyn. *Gospodarka w Praktyce i Teorii*, 52(3), 31–45. <https://doi.org/10.18778/1429-3730.52.03>
- Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami, KOBiZE. (2024). Raport z rynku CO₂. KOBiZE - Instytut Ochrony Środowiska - Państwowy Instytut Badawczy, czerwiec Nr 147.
- Kral, U., Morf, L. S., Vyzinkarova, D., Brunner, P. H., (2018) Cycles and sinks: two key elements of a circular economy, *Journal of Material Cycles and Waste Management* <https://doi.org/10.1007/s10163-018-0786-6>
- Kulczycka, J., (2007). Ocena cyklu życia LCA - metodyka i zastosowanie. Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN, Kraków 2007, <http://www.min-pan.krakow.pl/pbs> (12.02.2015)
- Kultys, H., Kabaciński, M., Dzieciuchowicz, K., Natkaniec, A., Flak, K., Szewczyk, K., Salawa, M., Bator, T., Dorosz, A., Cieślak, K., Foremniak, A. i Michalczyk, T. (2023). 10 lat realizacji zadań własnych Gminy Miejskiej Kraków w zakresie zarządzania systemem gospodarowania odpadami komunalnymi przez Miejskie Przedsiębiorstwo Oczyszczania Spółka z o.o. w Krakowie, Kraków grudzień 2023
- Lase, I. S., Bashirgonbadi, A., van Rhijn, F., Dewulf, J., Ragaert, K., Delva, L., Roosen, M., Brandsma, M., Langen, M., De Meester, S., (2022). Material flow analysis and recycling performance of an improved mechanical recycling process for post-consumer flexible plastics, *Waste Management*, 153, strony 249-263, doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.09.002>
- Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., Hauschild, M.Z., Christensen, T.H., (2014a). Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste Management*, Vol. 34, 573–588. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.045>.
- Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., Christensen, T.H., Hauschild, M.Z., (2014b). Review of LCA studies of solid waste management systems – Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste Management*, Vol. 34, 589–606. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.004>.
- Lewandowska, A., Kurczewski, P., Kulczycka, J., Joachimiak, K., Matuszak-Flejszman, A., Baumann, H., Ciroth, A., (2013). LCA as an element in environmental management systems—comparison of conditions in selected organisations in Poland, Sweden and Germany. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 18(2), 472–480. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0480-1>
- Liew, K., Tan, Y., Albert, C. M. i Boyou, V. R. (2022). Potential of Using Natural and Synthetic Binder in Wood Composites. *Forests*, 13(844). doi:<https://doi.org/10.3390/f13060844>
- Lonardo, M. C. i Gavasci, F. L. (2012). Characterization of MBT plants input and outputs: a review. *Rev Environ Sci Biotechnol*, 11, strony 353-363. doi:<https://doi.org/10.1007/s11157-012-9299-2>
- Lubke, H., Ihnát, V., Kuňa, V. i Balberčák, J. (2020). A multi-stage cascade use of wood composite boards. 65(5), strony 843-854. doi:10.37763/wr.1336-4561/65.5.843854
- Lykidis, C. i Grigoriou, A. (2008). Hydrothermal recycling of waste and performance of the recycled wooden particleboards. *Waste Management*, strony 57-63. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.11.016>
- MacDonald, E. F. i She, J. (2015). Seven cognitive concepts for successful eco-design. *Journal of Cleaner Production*, 92, strony 23-36. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.12.096>

- Makarichi, L., Techato, K.-a. i Jutidamrongphan, W. (2018). Material flow analysis as a support tool for multi-criteria analysis in solid waste management decision-making. *Resources, Conservation & Recycling*, 139, strony 351-365. Pobrano z lokalizacji <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.07.024>.
- Mantau, U. (2015). Wood flow analysis: Quantification of resource potentials, cascades and carbon effects. *Biomass and Bioenergy*, 79, strony 28-38. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.08.013>
- Markic, D. N., Carapina, H. S., Bjelic, D., Bjelic, L. S., Ilic, P., Pesic, Z. S. i Kikanovicz, O. (2019). Using Material Flow Analysis for Waste Management Planning. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28(1), strony 255-265. doi:10.15244/pjoes/78621
- Martinez-Sanchez, V., Kromann, M. A., Astrup, T. F., (2015). Life cycle costing of waste management systems: Overview, calculation principles and case studies, *Waste Manag.*, 36: strony 343-355
- Martinez-Sanchez, V., Levis, J. W., Damgaard, A., DeCarolus, J. F., Barlaz, M. A., Astrup, T. F., (2017). Evaluation of Externality Costs in Life-Cycle Optimization of Municipal Solid Waste Management Systems, *Environ. Sci. Technol.* 2017, 51, strony 3119–3127, DOI: 10.1021/acs.est.6b06125
- Martín-Lara, M.A., Moreno, J.A., Garcia-Garcia, G., Arjandas, S., Calero, M., (2022). Life cycle assessment of mechanical recycling of post-consumer polyethylene flexible films based on a real case in Spain *Journal of Cleaner Production* Vol. 365 132625, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132625>
- Masood, M., Barlow, C.Y., Wilson, D.C. (2014). An assessment of the current municipal solid waste management system in Lahore, Pakistan, *Waste Manag. Res.*, 32(9): strony 834-847
- MassDEP. (2022). Statewide Bulky Waste Characterization Study. Final Report *Massachusetts: The Massachusetts Department of Environmental Protection*.
- Mastellone, M. L., Cremiato, R., Zaccariello, L. i Lotito, R. (2017). Evaluation of performance indicators applied to a material recovery facility fed by mixed packaging waste. *Waste Management*, 64, strony 3-11. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.02.030>
- Mastellone, M., Brunner, P. H., Arena, U., (2009) Scenarios of waste management for a waste emergency area. *Journal of Industrial Ecology*, 13 (5), p. 735-757, DOI: 10.1111/j.1530-9290.2009.00155.x
- Matacz, A., Dymek, W., Popiołek, E., Zabiegły, G., Deneka, A., Murzacz, B., Myna, A., Niepogoda, R., Pawłowicz, A., Wiktorowicz, M., Wnuk, I., & Zabiegła. J. (2018). Development of indicators in the field of municipal waste management at the level of municipalities (NTS 5) and Municipal Waste Management Regions (MWMR). Retrieved from: [https://stat.gov.pl/download/gfx/portalinformacyjny/pl/defaultstronaopisowa/6157/1/1/gospodarka odpadami komunalnymi na poziomie gmin i rgok-raport.pdf](https://stat.gov.pl/download/gfx/portalinformacyjny/pl/defaultstronaopisowa/6157/1/1/gospodarka+odpadami+komunalnymi+na+poziomie+gmin+i+rgok-raport.pdf)
- Matthew, J.E., Marian, R.C. (2009). Using material flow analysis to illuminate longterm waste management solutions in Oahu, Hawaii. *J. Industr. Ecol.*, 3(5): strony 758-774
- Maulana, M. I., Lubis, M. A., Febrianto, F., Hua, L. S., Iswanto, A. H., Antov, P., Todaro, L. (2022). Environmentally Friendly Starch-Based Adhesives for Bonding High-Performance Wood Composites: A Review. *Forests*, 13(1614). doi:<https://doi.org/10.3390/f13101614>

- Mauruschat, D., Plinke, B., Aderhold, J., Gunschera, J., Meinlschmidt, P. i Salthammer, T. (2016). Application of near-infrared spectroscopy for the fast detection and sorting of wood-plastic composites and waste wood treated with wood preservatives. *Wood Science and Technology*, 50, strony 313-331. doi: <https://doi.org/10.1007/s00226-015-0785-x>
- Mayer, F., Bhandari, R., Gäth, S. A., Himanshu, H., Stobernack, N., (2020). Economic and environmental life cycle assessment of organic waste treatment by means of incineration and biogasification. Is source segregation of biowaste justified in Germany?, *Science of The Total Environment*, Vol. 721, 137731, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137731>.
- Mayer, F., Bhandari, R., Gäth, S.A., (2021). Life cycle assessment on the treatment of organic waste streams by anaerobic digestion, hydrothermal carbonization and incineration. *Waste Manag.* 130, 93-106.
- Medina-Mijangos R, Seguí-Amórtégui L., (2020). Research Trends in the Economic Analysis of Municipal Solid Waste Management Systems: A Bibliometric Analysis from 1980 to 2019, *Sustainability*. 2020; 12(20):8509. <https://doi.org/10.3390/su12208509>
- Medina-Mijangos, R., Ajour El Zein, S., Guerrero-García-Rojas, H., i Seguí-Amórtégui, L. (2021b). The economic assessment of the environmental and social impacts generated by a light packaging and bulky waste sorting and treatment facility in Spain: a circular economy example. *Environ Sci Eur* (2021) 33:78. <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00519-6>
- Medina-Mijangos, R., De Andrés, A., Guerrero-García-Rojas, H., i Seguí-Amórtégui, L. (2021a). A methodology for the technical-economic analysis of municipal solid waste systems based on social cost-benefit analysis with a valuation of externalities. *Environmental Science and Pollution Research* (2021) 28:18807–18825. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09606-2>
- Mehr, J., Vadenbo, C., Steubing, B. i Hellweg, S. (2018). Environmentally optimal wood use in Switzerland—Investigating the relevance of material cascades. *Resources, Conservation & Recycling* 131 (2018) 181–191. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.12.026>
- MPEC, Miejskie Przedsiębiorstwo Energetyki Ciepłej S.A. w Krakowie, (2022). Informacja dla Odbiorców w zakresie ciepła dostarczonego przez Miejskie Przedsiębiorstwo Energetyki Ciepłej S.A. w Krakowie za pośrednictwem sieci ciepłowniczej, pobrane z lokalizacji <https://www.mpec.krakow.pl/files/dokumenty/Struktura-paliw-pierwotnych-i-wplyw-na-srodowisko-2021.pdf>
- Müller, E.; Hilty, L. M.; Widmer, R.; Schluep, M.; Faulstich, M., (2014). Modeling metal stocks and flows: a review of dynamic material flow analysis methods. *Environ. Sci. Technol.* 2014, 48 (4), strony: 2102–2113, DOI: 10.1021/es403506a
- Nahman, A. (2011). Pricing landfill externalities: emissions and disamenity costs in Cape Town, South Africa. *Waste Manag* 31(9–10): 2046–2056. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.05.015>
- Nakem, S., Pipatanatornkul, J., Papong, S., Rodcharoen, T., Nithitanakul, M. i Malakul, P. (2016). Material flow analysis (MFA) and life cycle assessment (LCA) study for sustainable management of PVC wastes in Thailand. *Computer Aided Chemical Engineering*, 38, strony 1689-1694. doi:<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63428-3.50286-1>
- Narodowy Bank Polski, NBP. (2024). Kurs euro Strefa Euro NBP, pobrano z lokalizacji <https://www.bankier.pl/waluty/kursy-walut/nbp/EUR>

- Oktay, S., Kızılcın, N. i Bengü, B. (2021). Oxidized cornstarch – Urea wood adhesive for interior particleboard production. *International Journal of Adhesion and Adhesives*, 110. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ijadhadh.2021.102947>
- ONZ, Organizacja Narodów Zjednoczonych. (2015). Agenda 2030 na rzecz Zrównoważonego Rozwoju. *strona internetowa poświęcona zrównoważonemu rozwojowi GOALS*. Pobrano z lokalizacji <https://www.un.org/sustainabledevelopment/development-agenda/>
- Öztaş, S., Yay, S. A. i Bektaş, N. (2022). Evaluating municipal solid waste management using life cycle analysis: a case study. *Energy Sources Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*. doi:10.1080/15567036.2022.2128938
- Padeyanda, Y., Jang, Y.-C., Ko, Y. i Yi, S. (2016). Evaluation of environmental impacts of food waste management by material flow analysis (MFA) and life cycle assessment (LCA). *Journal of Material Cycles and Waste Management*, strony 493-508. doi:<https://doi.org/10.1007/s10163-016-0510-3>
- Pandey, S. (2022). Wood waste utilization and associated product development from under-utilized low-quality wood and its prospects in Nepal. *SN Applied Sciences*, 4(168). doi:<https://doi.org/10.1007/s42452-022-05061-5>
- Panepinto, D., Blengini, G.A., Genon, G. (2015). Economic and environmental comparison between two scenarios of waste management: MBT vs thermal treatment. *Resources, Conservation and Recycling*, 97, strony 16-23. doi:<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.02.002>
- Peiris, M.T.O.V., Dayarathne, G.L.N. (2023). Application of Life Cycle Framework for Municipal Solid Waste Management: a Circular Economy Perspective from Developing Countries. *Circ.Econ.Sust.* 3, 899–918. <https://doi.org/10.1007/s43615-022-00200-x>
- PEP 2040, Polityka energetyczna dla Polski do 2040 roku (2021), załącznik do uchwały nr 22/2021 z dnia 2 lutego 2021 r. Rady Ministrów, pobrano z lokalizacji <https://bip.mos.gov.pl/strategie-plan-y-programy/polityka-energetyczna-polski-do-2040-r/>
- Perez, L., Ziegler-Rodríguez, K., Pérez, A., Vásquez, Ó., (2021). Vázquez-Rowe, I., Closing the gap in the municipal solid waste management between metropolitan and regional cities from developing countries: A life cycle assessment approach. *Waste Manag.* 124, 314-324.
- Perez-Almada, D., Gal'an-Martín, A., Mar Contreras, M., Castro, E., (2023). Integrated techno-economic and environmental assessment of biorefineries: review and future research directions, *Sustainable Energy & Fuels* 7(1), DOI: 10.1039/D3SE00405H
- Pires, A., Martinho, G., Chang, N-B., (2011) Solid waste management in European countries: A review of systems analysis techniques, *Journal of Environmental Management*, Volume 92, Issue 4, Pages 1033-1050, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.024>.
- Pizzi, A., Papadopoulos, A. N. i Policardi, F. (2020). Wood Composites and Their Polymer Binders. *Polymers*, 12(1115). doi:<https://doi.org/10.3390/polym12051115>
- Prusak, A., Strojny, J., Stefanow, P. (2014). Analityczny proces hierarchiczny (ahp) na skróty – kluczowe pojęcia i literatura. *Humanities and Social Sciences*, vol. XIX, 21 (4/2014), pp.179-192
- Ramusch, R., Pertl, A., Scherhauser, S., Schmied, E. i Obersteiner, G. (2015). Modelling informally collected quantities of bulky waste and reusable items in Austria.

- Waste Management*, 44, strony 3-14.
doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.015
- Ripa, M., Fiorentino, G., Vacca, V. i Ulgiati, S. (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(1), strony 445-460.
doi:https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.149
- Roosen, M., Mys, N., Kleinhans, K., Lase, I. S., Huysveld, S., Brouwer, M., Thoden van Velzen, E. U., Van Geem, K., Dewulf, J., Ragaert, K., Dumoulin, A. i de Meester S. (2022). Expanding the collection portfolio of plastic packaging: Impact on quantity and quality of sorted plastic waste fractions. *Resources, Conservation & Recycling*, 178(106025). doi: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.106025
- Saaty T. L., (1990). How to make a decision: The Analytic Hierarchy Process, *Eur. J. Oper. Res.*, vol. 48, pp. 9–26,
- Saaty T.L., (2004). Decision making the Analityc Hierarchy and Network Processes (AHP/ANP). *Journal of Systems Science and Systems Engineering* 13(1), 1–35.
- Salemdeeb, R., Saint, R., Pomponi, F., Pratt, K. i Lenaghan, M. (2022). Beyond recycling: An LCA-based decision-support tool to accelerate Scotland's transition to a circular economy. *Resources, Conservation & Recycling Advances*. doi:10.1016/j.rcradv.2022.200069
- Salihoğlu, G., Poroy, Z., Salihoğlu N. K., (2019). Life cycle assessment for municipal waste management: analysis for Bursa. *Pamukkale University Journal of Engineering Sciences* 25 (6):692–99. doi:10.5505/pajes.2018.33603
- Samson-Bręk, I., Gabryszewska, M., Wrzosek, J. i Gworek, B. (2019). Life Cycle Assessment as a Tool to Implement Sustainable Development in the Bioeconomy and Circular Economy. W K. Biernat, *Elements of Bioeconomy*. IntechOpen. doi:10.5772/intechopen.84664
- Sarc R, S. I. (2019). Design, quality and quality assurance of solid recovered fuels for the substitution of fossil feedstock in the cement industry – Update 2019. *Waste Management & Research*, 37(9), strony 885-897.
doi:10.1177/0734242X19862600
- Schott, A.B.S., Wenzel, H., la Cour Jansen, J., (2016). Identification of decisive factors for greenhouse gas emissions in comparative life cycle assessments of food waste management—an analytical review. *J. Clean. Prod.* 119, 13–24.
- Schuch, D., Lederer, J., Fellner, J. o Scharff, Ch. (2023). Separate collection rates for plastic packaging in Austria – A regional analysis taking collection systems and urbanization into account. *Waste Management*, 155, strony 211-219.
https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.09.023.
- Sevigné-Itoiz, E., Gasol, C. M., Rieradevall, J. i Gabarrell, X. (2015). Methodology of supporting decision-making of waste management with material flow analysis (MFA) and consequential life cycle assessment (CLCA): case study of waste paper recycling. *Journal of Cleaner Production*, strony 253-262.
doi:https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.026
- Shaw, H., Avery, I. i Lisney, B. (2010). The New Resource System, Communications in Waste and Resource Management. *Sustainable Waste Management*, 10(1), strony 35-40.
- Sieja, L., Kalisz, M., Król, M., Szojda, G., Powalka, G., (2023). Wykonanie badań morfologicznych i fizykochemicznych odpadów wielkogabarytowych przetwarzanych na terenie instalacji w Krakowie – Raport, sierpień 2023r. – dane niepublikowane

- Slorach, P. C., Jeswani, H. K., Cuéllar-Franca, R., Azapagic, A., (2019) Environmental sustainability of anaerobic digestion of household food waste, *Journal of Environmental Management*, Vol. 236, strony 798-814, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.001>.
- Smol, M., Duda, J., Czaplicka-Kotas, A. i Szoldrowska, D. (2020). Transformation towards Circular Economy (CE) in Municipal Waste Management System: Model Solutions for Poland. *Sustainability*, 12(4561). doi:<https://doi.org/10.3390/su12114561>
- Somplak, R., Nevrlý, V., Smejkalova, V., Z. S. i Pavlas, M. (2019). Bulky waste for energy recovery: Analysis of spatial distribution. *Energy*, 181, strony 827-839. doi:<https://doi.org/10.1016/j.energy.2019.05.175>
- Stanisavljevic, N. i Brunner, P. H. (2014). Combination of material flow analysis and substance flow analysis: A powerful approach for decision support in waste management. *Waste Management & Research*, 32(8), strony 733-744. doi:10.1177/0734242X14543552
- Stypka, T., Flaga- Maryńczyk, A. (2016). Możliwości stosowania zmodyfikowanej metody AHP w problemach inżynierii środowiska. *Ekonomia i Środowisko*, nr 2(57).
- Śliz, M., Tuci, F., Czerwińska, K., Fabrizi, S., Lombardi, L. i Wilk, M. (2022). Hydrothermal carbonization of the wet fraction from mixed municipal solid waste: Hydrochar characteristics and energy balance. *Waste Management*, 151, strony 39-48. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.07.029>.
- Teraz-środowisko.pl. (2023, Maj 24). *Teraz środowisko*. Pobrano z lokalizacji <https://www.teraz-srodowisko.pl/slownik-ochrona-srodowiska/definicja/odpady-wielkogabarytowe.html>
- Thengane, S. K. (2019) Assessment of Different Technologies for Managing Yard Waste Using Analytic Hierarchy Process. *Process Integration and Optimization for Sustainability* (2019) 3:255–272 <https://doi.org/10.1007/s41660-018-0070-1>.
- Thushari, I., Vicheanteab, J. i Janjaroen, D. (2020). Material flow analysis and life cycle assessment of solid waste management in urban green areas, Thailand. *Sustainable Environment Research*. Pobrano z lokalizacji <https://doi.org/10.1186/s42834-020-00057-5>
- Tomra Recykling (2022a, Marzec 10). Wood recycling: from waste to resource *Panels & Furniture Asia March/April 2022* Pobrano z lokalizacji <https://www.tomra.com/en/waste-metal-recycling/media-center/news/2022/wood-recycling-from-waste-to-resource>
- Tomra Recykling (2022b, Maj 12). Wood recycling: from waste to resource. Traditional or modern? *Panels & Furniture Asia March/April 2022* Pobrano z lokalizacji <https://www.tomra.com/en/waste-metal-recycling/media-center/news/2022/wood-recycling-from-waste-to-resource-traditional-or-modern>
- Tomra Recykling (2022c, Czerwiec 18). Artificial neural networks changing the game in wood recycling *Panels & Furniture Asia March/April 2022* Pobrano z lokalizacji <https://www.tomra.com/en/waste-metal-recycling/media-center/news/2022/artificial-neural-networks-changing-the-game-in-wood-recycling>
- Tomra Recykling (2022d, Wrzesień 13). Extending the lifecycle of wood – from forest to products *Panels & Furniture Asia September/October 2022* Pobrano z lokalizacji <https://www.tomra.com/en/waste-metal-recycling/media-center/news/2022/extending-the-lifecycle-of-wood-from-forest-to-products>

- Torkayesh, A. E., Rajaeifar, M. A., Rostom, M., Malmir, B., Yazdani, M., Suh, S., Heidrich, O., (2022). Integrating life cycle assessment and multi criteria decision making for sustainable waste management: Key issues and recommendations for future studies, *Renewable and Sustainable Energy Reviews* Vol. 168, <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112819>
- Trulli, E., Ferronato, N., Torretta, V., Piscitelli, M., Masi, S., Mancini, I., (2018). Sustainable mechanical biological treatment of solid waste in urbanized areas with low recycling rates. *Waste Management* 71:556–64. doi:10.1016/j.wasman.2017.10.018.
- Trulli, E., Ferronato, N., Torretta, V., Piscitelli, M., Masi, S. i Mancini, I. (2018). Sustainable mechanical biological treatment of solid waste in urbanized areas with low recycling rates. *Waste Management*, 71, strony 556-564. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.018>.
- Tsydenova, N., Vázquez Morillas, A., Areanely Cruz Salas, A., (2018). Sustainability Assessment of Waste Management System for Mexico City (Mexico)—Based Analytic Hierarchy Process, *Recycling* 2018, 3, 45; doi:10.3390/recycling3030045
- Turner, D. A., Kemp, S. i Williams, I. (2011). Carbon footprinting in the UK waste management sector. *Carbon Management*, 2(6), strony 677-690. doi:<http://dx.doi.org/10.4155/>
- Turner, D., Williams, I. i Kemp, S. (2015). Greenhouse gas emission factors for recycling of source-segregated waste materials. *Resources, Conservation and Recycling*, 105 (2015) 186–197, <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.10.026>
- Turner, D., Williams, I. i Kemp, S. (2016). Combined material flow analysis and life cycle assessment as a support tool for solid waste management decision making. *Journal of Cleaner Production*, strony 234-248. Pobrano z lokalizacji <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.077>
- UrbanREC. (2020). New approaches for the valorisation of URBAN bulky waste into high added value RECYCled products. doi:10.3030/690103
- Van Eygen, E., Feketitsch, J., Laner, D., Rechberger, H., Fellner, J., (2017). Comprehensive analysis and quantification of national plastic flows: The case of Austria *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 117, Part B, 2017, strony: 183-194, ISSN 0921-3449, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.10.017>.
- Villeneuve J.; Michel P.; Ménard Y.; Fehringier R.; Brandt B.; Brunner P. H.; Daxbeck H.; Neumayer S.; Smutny R. (2004). MFA -Manual. Guidelines for the use of material flow analysis (MFA) for municipal solid waste (MSW) management, Project AWAST - Raport Ressourcen Management Agentur (RMA). Technische Universität Wien. BRGM. University of Stuttgart
- Vis, M., Mantau, U., Allen, B. (Eds.), (2016) *Study on the optimised cascading use of wood*, No 394/PP/ENT/RCH/14/7689. Final report. Brussels 2016. 337 pages DOI10.2873/827106
- Wasilewski, R. i Nowak, M. (2019). The untapped utilisation of domestic production capacity of waste-derived fuels. *Engineering and Protection of Environment*, 22(1), strony 5-14. doi:10.17512/ios.2019.1.1
- Williams, I. D., Curran, T. i Schneider, F. (2012). The role and contribution of the third sector in terms of waste management and resource recovery. *Waste Management*, strony 1739-1741. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.06.019>
- Winnicki, K., Jurek, A., Landowski, M., (2006). Zastosowanie metody analizy hierarchicznej problemu, *Przedsiębiorczość – Edukacja* Vol. 2, strony 154-162

- WRAP. (2012a). Composition of kerbside and HWRC bulky waste, Raport, Project code: MPD006-002, pobrano Maj 19, 2023 z lokalizacji www.wrap.org.uk/bulkywaste
- WRAP. (2012b). Composition and re-use potential of household bulky waste in the UK. Pobrano Maj 19, 2023 z lokalizacji www.wrap.org.uk/bulkywaste
- Xiong, X., Yue, X., Dong, W. i Xu, Z. (2022). Current Status and System Construction of Used- Furniture Recycling in China. *Research Square*. doi:<https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1900364/v1>
- Zarea, M. A., Moazed, H., Ahmadmoazzam, M., Malekghasemi, S., Jaafarzadeh, N., (2019). Life cycle assessment for municipal solid waste management: a case study from Ahvaz, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment* 191 (3). doi:<https://doi.org/10.1007/s10661-019-7273-y>.
- Zawilski, M. i Sakson, G., (2013). Wybór metody modernizacji systemu kanalizacyjnego przy wykorzystaniu metody AHP. *Ekonomia i Środowisko* nr 4(47).
- Zębek, E. (2018). *Zasady gospodarki odpadami w ujęciu prawnym i środowiskowym*. Olsztyn, Polska: Kortowski Przegląd Prawniczy Monografie (KPP Monografie).
- Żak, J. (2005). Wielokryterialne wspomaganie decyzji w transporcie drogowym. Politechnika Poznańska, Poznań, 2005.
- Akty prawne:
- Dz. U. L 150 z 2018 r. s. 109, Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2018/851 z dnia 30 maja 2018 r. zmieniająca dyrektywę 2008/98/WE w sprawie odpadów, pobrano z lokalizacji <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02008L0098-20180705>
- Dz. U. L 312 z 2008 r. s. 3, Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE z dnia 19 listopada 2008 r. w sprawie odpadów i uchylająca niektóre dyrektywy, pobrano z lokalizacji <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=CELEX:02008L0098-20180705>
- Dz. U. z 2015 r. poz. 1277, Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach, pobrano z lokalizacji <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=WDU20150001277>
- Dz. U. z 2019 r. poz. 2028, Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 29 grudnia 2016 r. w sprawie szczegółowego sposobu selektywnego zbierania wybranych frakcji odpadów
- Dz. U. z 2020 r. poz. 10, Rozporządzenie Ministra Klimatu z dnia 2 stycznia 2020 r. w sprawie katalogu odpadów.
- Dz. U. z 2022 r. poz. 2519 t.j. Ustawa z dnia 13 września 1996 r. o utrzymaniu czystości i porządku w gminach,
- Dz. U. z 2022 r. poz. 699 t.j. Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach. Dziennik Ustaw t.j. późn. zm.
- M.P. z 2020 r. poz. 961 Obwieszczenie Ministra Klimatu z dnia 9 września 2020 r. w sprawie wysokości stawek opłat za korzystanie ze środowiska na rok 2021

Spis tabel

TAB. 2-1 TECHNIKI ANALIZY SYSTEMÓW GOSPODAROWANIA ODPADAMI - KATEGORIE NARZĘDZI.....	28
TAB. 2-2 ZASTOSOWANIE LCA A POZIOM SZCZEGÓŁOWOŚCI (KULCZYCKA, 2007).....	37
TAB. 2-3 SKALA PREFERENCJI SAATIEGO.....	50
TAB. 2-4 MACIERZ PORÓWNAŃ PARAMI	50
TAB. 2-5. WARTOŚCI WSPÓŁCZYNNIKA LOSOWEGO RI W ZALEŻNOŚCI OD LICZBY KRYTERIÓW WYZNACZONE PRZEZ	52
TAB. 4-1 SYSTEM ZBIERANIA ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH	67
TAB. 4-2 SKŁAD MORFOLOGICZNY ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W AUSTRII	69
TAB. 4-3 SKŁAD MORFOLOGICZNY ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W WIELKIEJ BRYTANII.....	69
TAB. 4-4 RODZAJ PRZEDMIOTÓW W ODPADACH WIELKOGABARYTOWYCH W WIELKIEJ BRYTANII.....	70
TAB. 4-5 RODZAJ FRAKCJI W ODPADACH WIELKOGABARYTOWYCH W BELGII (REGION FLANDRII).....	70
TAB. 4-6 RODZAJ FRAKCJI W ODPADACH WIELKOGABARYTOWYCH W HISZPANII I TURCJI	71
TAB. 4-7 RODZAJ FRAKCJI W ODPADACH WIELKOGABARYTOWYCH W MASSACHUSETTS (USA).....	72
TAB. 4-8 SZCZEGÓŁOWY SKŁAD MATERIAŁOWY FRAKCJI W ODPADACH WIELKOGABARYTOWYCH W MASSACHUSETTS (USA).....	72
TAB. 4-9 RODZAJ FRAKCJI W ODPADACH WIELKOGABARYTOWYCH W KRAKOWIE (POLSKA).....	74
TAB. 4-10 WSKAŹNIKI WYDAJNOŚCI PROCESÓW PRZETWARZANIA ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH [%; MG]).....	78
TAB. 4-11 POWIERZCHNIA ZAKŁADU DEMONTAŻU ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH (ZDOW).....	80
TAB. 4-12 CHARAKTERYSTYKA PROCESÓW WEJŚCIA I WYJŚCIA PRZETWARZANIA ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W SCENARIUSZU BAZOWYM ZDOW_BW_SQ	84
TAB. 4-13 WSKAŹNIKI WYDAJNOŚCI PRZETWARZANIA ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W SCENARIUSZU ZDOW_BW_SQ.....	88
TAB. 4-14 CHARAKTERYSTYKA PROCESÓW WEJŚCIA I WYJŚCIA PRZETWARZANIA ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W SCENARIUSZU PROGNOZOWANYM ZDOW_BW_P.....	94
TAB. 4-15 WSKAŹNIKI WYDAJNOŚCI PRZETWARZANIA ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W SCENARIUSZU ZDOW_BW_P.....	97
TAB. 4-16 PORÓWNANIE PRZETWARZANIA ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W ANALIZOWANYCH SCENARIUSZACH	101
TAB. 4-17 WYZNACZENIE WSKAŹNIKÓW WYDAJNOŚCI SYSTEMU PRZETWARZANIA W ANALIZOWANYCH SCENARIUSZACH	103
TAB. 5-1 WSKAŹNIKI JAKOŚCI ZASTOSOWANE W ANALIZIE	107
TAB. 5-2 RÓŻNICE POMIĘDZY SCENARIUSZEM BAZOWYM (SQ) A PROGNOZA (P) - W PRZELICZENIU JEDNOSTKĘ FUNKCJONALNĄ	110
TAB. 5-3 ILOŚĆ ODPADÓW PRZETWARZANA CELEM PÓŹNIEJSZEGO ODZYSKU ENERGII – PORÓWNANIE SCENARIUSZY [MG]	111
TAB. 5-4 STRUKTURA PALIW ZUŻYWANYCH DO GENEROWANIA CIEPŁA PRZYJĘTA W ANALIZIE.....	111
TAB. 5-5 STRUKTURA PALIW ZUŻYWANYCH DO GENEROWANIA ENERGII ELEKTRYCZNEJ PRZYJĘTA W ANALIZIE.....	112

TAB. 5-6 ILOŚĆ ODPADÓW PRZEKAZANA DO RECYKLINGU – PORÓWNANIE SCENARIUSZY [KG].....	112
TAB. 5-7 UNIKNIĘTE PIERWOTNE PALIWA I MATERIAŁY – PORÓWNANIE SCENARIUSZY .	113
TAB. 5-8 KATEGORIE I PODKATEGORIE WPŁYWU, JEDNOSTKI ORAZ MODELE CHARAKTERYZOWANIA W METODZIE ENVIRONMENTAL FOOTPRINT 3.1 (ADAPTED))	114
TAB. 5-9 IDENTYFIKACJA ZNACZĄCYCH KWESTII WEDŁUG METODYKI ŚLADÓW ŚRODOWISKOWYCH	116
TAB. 5-10 ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO DZIAŁALNOŚCI OPERACYJNEJ W SCENARIUSZU BAZOWYM ZDOW_BW_SQ ORAZ W PROGNOZIE ZDOW_BW_P [Pt] (POZIOM WAŻENIA).....	117
TAB. 5-11 DZIAŁALNOŚĆ OPERACYJNA - ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO W SCENARIUSZU BAZOWYM ORAZ SCENARIUSZU PROGNOZOWANYM (POZIOM CHARAKTERYZOWANIA).....	118
TAB. 5-12 SCENARIUSZ ZDOW_BW_SQ – DZIAŁALNOŚĆ OPERACYJNA - IDENTYFIKACJA ZNACZĄCYCH STRUMIENI ELEMENTARNYCH (POZIOM CHARAKTERYZOWANIA)...	123
TAB. 5-13 ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO KREDYTÓW W SCENARIUSZACH ZDOW_BW_SQ ORAZ ZDOW_BW_P [Pt] (POZIOM WAŻENIA).....	125
TAB. 5-14 ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO KREDYTÓW W SCENARIUSZACH ZDOW_BW_SQ ORAZ ZDOW_BW_P (POZIOM CHARAKTERYZOWANIA)	126
TAB. 5-15 SCENARIUSZ ZDOW_BW_SQ – KREDYTY PALIWOWE - IDENTYFIKACJA ZNACZĄCYCH PROCESÓW (POZIOM CHARAKTERYZOWANIA).....	128
TAB. 5-16 SCENARIUSZ ZDOW_BW_SQ – KREDYTY PALIWOWE - IDENTYFIKACJA ZNACZĄCYCH STRUMIENI ELEMENTARNYCH (POZIOM CHARAKTERYZOWANIA) .	129
TAB. 5-17 SCENARIUSZ ZDOW_BW_SQ – KREDYTY MATERIAŁOWE - IDENTYFIKACJA ZNACZĄCYCH PROCESÓW (POZIOM CHARAKTERYZOWANIA).....	131
TAB. 5-18 SCENARIUSZ ZDOW_BW_SQ – KREDYTY MATERIAŁOWE - IDENTYFIKACJA ZNACZĄCYCH STRUMIENI ELEMENTARNYCH (POZIOM CHARAKTERYZOWANIA) .	132
TAB. 5-19 ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO TRZECH OBSZARÓW W ANALIZOWANYCH SCENARIUSZACH [Pt] (POZIOM WAŻENIA).....	132
TAB. 5-20 ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO KREDYTÓW PALIWOWYCH W SCENARIUSZACH ZDOW_BW_SQ ORAZ ZDOW_BW_P (POZIOM WAŻENIA)	134
TAB. 5-21 POTENCJALNE ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO WSZYSTKICH OBSZARÓW ŁĄCZNIE W SCENARIUSZU BAZOWYM ZDOW_BW_SQ ORAZ W PROGNOZIE ZDOW_BW_P DLA LAT 2021 I 2040 [Pt] (POZIOM WAŻENIA).....	135
TAB. 5-22 POTENCJALNE ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO WSZYSTKICH OBSZARÓW ŁĄCZNIE W SCENARIUSZU BAZOWYM ZDOW_BW_SQ ORAZ W PROGNOZIE ZDOW_BW_P DLA LAT 2021 I 2040 [Pt] (POZIOM WAŻENIA).....	135
TAB. 5-23 POTENCJALNE ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO WSZYSTKICH OBSZARÓW W SCENARIUSZACH ZDOW_BW_SQ ORAZ ZDOW_BW_P DLA LAT 2021 I 2040 (POZIOM CHARAKTERYZOWANIA - ZNACZĄCE KATEGORIE WPŁYWU W KOLORZE NIEBIESKIM)	137
TAB. 5-24 WSKAŹNIKI ODDZIAŁYWANIA NA ŚRODOWISKO DO ANALIZY WIELOKRYTERIALNEJ	139
TAB. 5-25 WYZNACZENIE WSKAŹNIKÓW ODDZIAŁYWANIA NA ŚRODOWISKO TRZECH OBSZARÓW W ANALIZOWANYCH SCENARIUSZACH	140
TAB. 6-1 WYCENA ASPEKTÓW GOSPODAROWANIA ODPADAMI KOMUNALNYMI W GMINIE MIEJSKIEJ KRAKÓW	143
TAB. 6-2 WYKAZ ODPADÓW KOMUNALNYCH ZEBRANYCH W ZSGOK.....	144
TAB. 6-3 WYCENA KOSZTOWA GOSPODAROWANIA FRAKCJAMI ODPADÓW [ZŁ/MG].....	144

TAB. 6-4 WSKAŹNIK ROCZNEGO OBCIĄŻENIA MIESZKAŃCA [ZŁ/M/ROK]	146
TAB. 6-5 IDENTYFIKACJA ODDZIAŁYWAŃ PRZETWARZANIA WYBRANYCH FRAKCJI ODPADÓW	147
TAB. 6-6 WYCENA KOSZTÓW INFRASTRUKTURY WYBRANYCH FRAKCJI ODPADÓW	148
TAB. 6-7 WYCENA PONOWNEGO UŻYCIA, RECYKLINGU I ODZYSKU ODPADÓW UZYSKANYCH Z WYBRANYCH FRAKCJI ODPADÓW	149
TAB. 6-8 WYCENA UNIKNIĘCIA SKŁADOWANIA ODPADÓW	150
TAB. 6-9 WYCENA GOTOWOŚCI PŁACENIA ZA PRODUKTY EKOLOGICZNE.....	151
TAB. 6-10 WYCENA EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ.....	152
TAB. 6-11 WYCENA EMISJI NETTO CO ₂	153
TAB. 6-12 AGREGACJA WYNIKÓW EKONOMICZNYCH ODDZIAŁYWAŃ WYCENIONYCH DLA SCENARIUSZA BAZOWEGO I PROGNOZOWANEGO.....	155
TAB. 6-13 WYZNACZENIE WSKAŹNIKÓW EKONOMICZNYCH W ANALIZOWANYCH SCENARIUSZACH	159
TAB. 7-1 KRYTERIA STOSOWANE DO OCENY SCENARIUSZY	162
TAB. 7-2 WSKAŹNIKI KRYTERIÓW SZCZEGÓŁOWYCH	164
TAB. 7-3 WZÓR KWESTIONARIUSZA RANKINGOWEGO DO OCENY KRYTERIÓW GŁÓWNYCH	166
TAB. 7-4 PORÓWNANIE PARAMI KRYTERIÓW GŁÓWNYCH.....	166
TAB. 7-5 WARTOŚCI WEKTORA PRIORYTETÓW (WAG) ORAZ WSKAŹNIKI POPRAWNOŚCI OBLICZEŃ DLA PORÓWNANIE PARAMI KRYTERIÓW PODSTAWOWYCH	167
TAB. 7-6 WARTOŚCI WEKTORA PRIORYTETÓW (WAG) KRYTERIÓW OCENY ORAZ WAG GLOBALNYCH KRYTERIÓW SZCZEGÓŁOWYCH	167
TAB. 7-7 WARTOŚCI OCEN WSKAŹNIKÓW ZE WZGLĘDU NA KRYTERIA SZCZEGÓŁOWE	169
TAB. 7-8 OCENA SCENARIUSZY ZE WZGLĘDU NA KRYTERIA SZCZEGÓŁOWE	170
TAB. 7-9 RANKING SCENARIUSZY ZE WZGLĘDU NA KRYTERIA GŁÓWNE	171
TAB. 8-1 WIZUALIZACJA WYTWORZONYCH MATERIAŁÓW Z ODPADÓW DREWNIANYCH	176
TAB. 8-2 ZESTAWIENIE WYNIKÓW WYTRZYMAŁOŚCI NA ŚCISKANIE PRÓBEK KOMPOZYTOWYCH.....	183

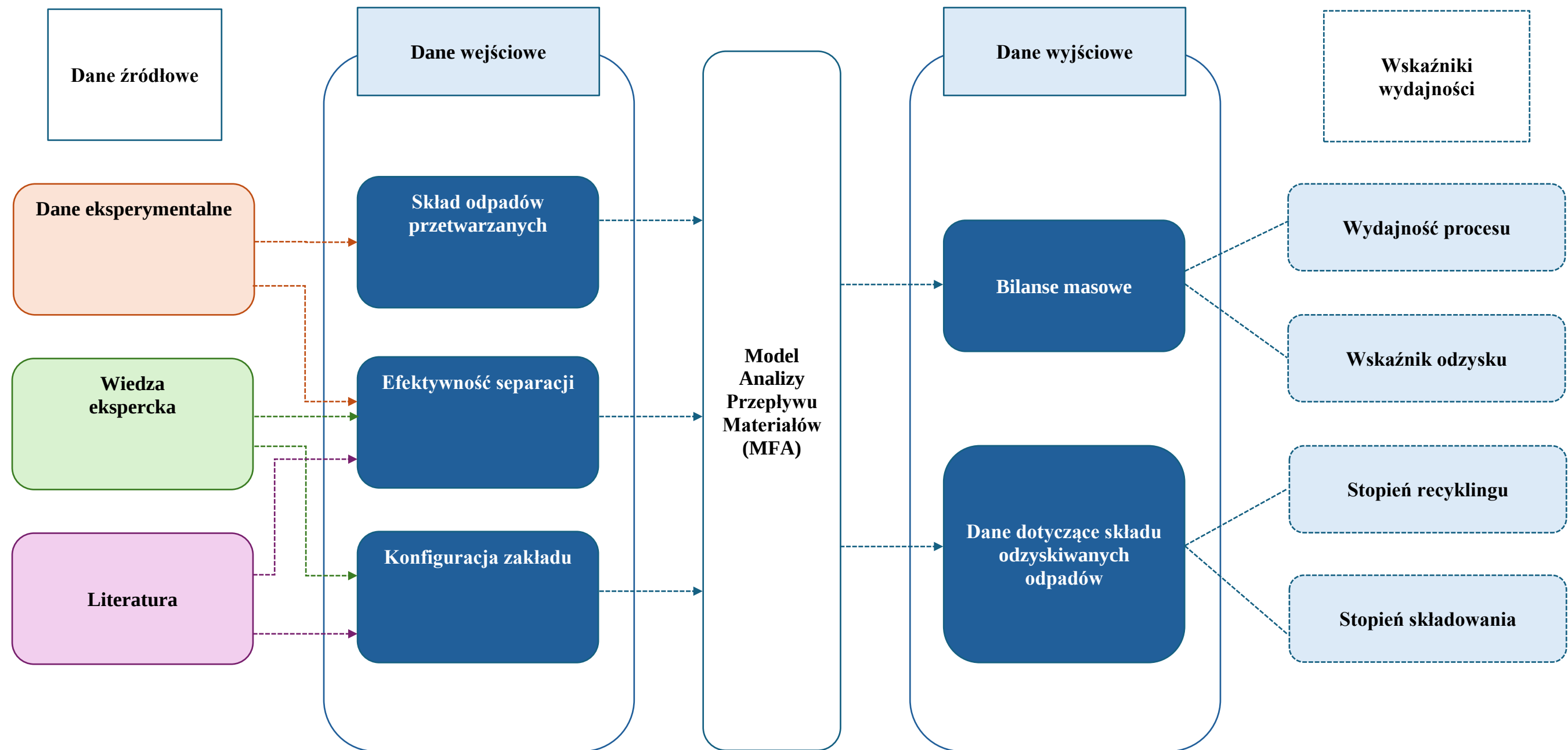
Spis rysunków

RYS. 1-1 WZROST PUBLIKACJI NAUKOWYCH W DZIEDZINIE ZARZĄDZANIA ODPADAMI: A) LICZBA PUBLIKACJI (DOKUMENTÓW) OGÓŁEM LATACH 2000 – 2024; B) PORÓWNANIE LICZBY PUBLIKACJI W WYBRANYCH KRAJACH I PRZEDZIAŁACH CZASOWYCH	11
RYS. 2-1 GŁÓWNE ETAPY LCA	37
RYS. 2-2 PRZYKŁADOWA STRUKTURA HIERARCHICZNA PROCESU DECYZYJNEGO	49
RYS. 2-3 NAJCZĘŚCIEJ ANALIZOWANE KRYTERIA I PODKRYTERIA W GOSPODARCE ODPADAMI.....	53
RYS. 3-1 ALGORYTM USPRAWNIEŃ GMINNEGO SYSTEMU GOSPODAROWANIA ODPADAMI	61
RYS. 4-1 WYKRES PRZEDSTAWIAJĄCY ZBIERANIE ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W LATACH 2014-2021	66
RYS. 4-2 BUDKI LĘGOWE DLA PTAKÓW Z DREWNA ODPADOWEGO	67
RYS. 4-3 MODELOWANIE OCENY PRZETWARZANIA ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W RAMACH ANALIZY PRZEPŁYWU MATERIAŁÓW (MFA).....	76
RYS. 4-4 RYSUNEK KONCEPCYJNY PRZEDSTAWIAJĄCY PRZETWARZANIE ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W ANALIZOWANYCH SCENARIUSZACH	77
RYS. 4-5 STREFY FUNKCJONALNE W ZAKŁADZIE DEMONTAŻU ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH (ZDOW).....	80
RYS. 4-6 SCHEMAT BLOKOWY TECHNOLOGII PRZETWARZANIA ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W SCENARIUSZU ZDOW_BW_SQ	83
RYS. 4-7 DIAGRAM SANKEY'A ANALIZA PRZEPŁYWU STRUMIENIA ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W SCENARIUSZU STATUS QUO (ZDOW_BW_SQ)	90
RYS. 4-8 UPROSZCZONY SCHEMAT PRZETWARZANIA ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W SCENARIUSZU ZDOW_BW_P	92
RYS. 4-9 DIAGRAM SANKEY'A ANALIZA PRZEPŁYWU STRUMIENIA ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W SCENARIUSZU PROGNOZOWANYM (ZDOW_BW_P)....	99
RYS. 4-10 BILANS MASOWY W SCENARIUSZACH BAZOWYM ORAZ PROGNOZOWANYM..	100
RYS. 5-1 GRANICE SYSTEMU W ANALIZIE LCA PRZETWARZANIA ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W INSTALACJI ZDOW W KRAKOWIE	109
RYS. 5-2 DZIAŁALNOŚĆ OPERACYJNA - ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO W SCENARIUSZU BAZOWYM ZDOW_BW_SQ ORAZ W PROGNOZIE ZDOW_BW_P [Pt] (POZIOM WAŻENIA).....	118
RYS. 5-3 DZIAŁALNOŚĆ OPERACYJNA - ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO W SCENARIUSZU BAZOWYM ZDOW_BW_SQ ORAZ W PROGNOZIE ZDOW_BW_P [%] (POZIOM CHARAKTERYZOWANIA).....	119
RYS. 5-4 ZDOW_SQ - DZIAŁALNOŚĆ OPERACYJNA - UDZIAŁ PROCESÓW W TWORZENIU ODDZIAŁYWANIA NA ŚRODOWISKO W ZAKRESIE ZMIAN KLIMATU	120
RYS. 5-5 ZDOW_SQ - DZIAŁALNOŚĆ OPERACYJNA - UDZIAŁ PROCESÓW W TWORZENIU ODDZIAŁYWANIA NA ŚRODOWISKO W ZAKRESIE ZUŻYCIA ZASOBÓW, KOPALNYCH (UDZIAŁY SKUMULOWANE Σ, ODCIĘCIA 7%, POZIOM CHARAKTERYZOWANIA).....	120
RYS. 5-6 ZDOW_SQ - DZIAŁALNOŚĆ OPERACYJNA - UDZIAŁ PROCESÓW W TWORZENIU ODDZIAŁYWANIA NA ŚRODOWISKO W ZAKRESIE CZĄSTEK STAŁYCH (UDZIAŁY SKUMULOWANE Σ, ODCIĘCIA 3%, POZIOM CHARAKTERYZOWANIA).....	121
RYS. 5-7 ZDOW_SQ - DZIAŁALNOŚĆ OPERACYJNA - UDZIAŁ PROCESÓW W TWORZENIU ODDZIAŁYWANIA NA ŚRODOWISKO W ZAKRESIE FORMOWANIA OZONU FOTOCHEMICZNEGO (UDZIAŁY SKUMULOWANE Σ, ODCIĘCIA 5%, POZIOM CHARAKTERYZOWANIA).....	121

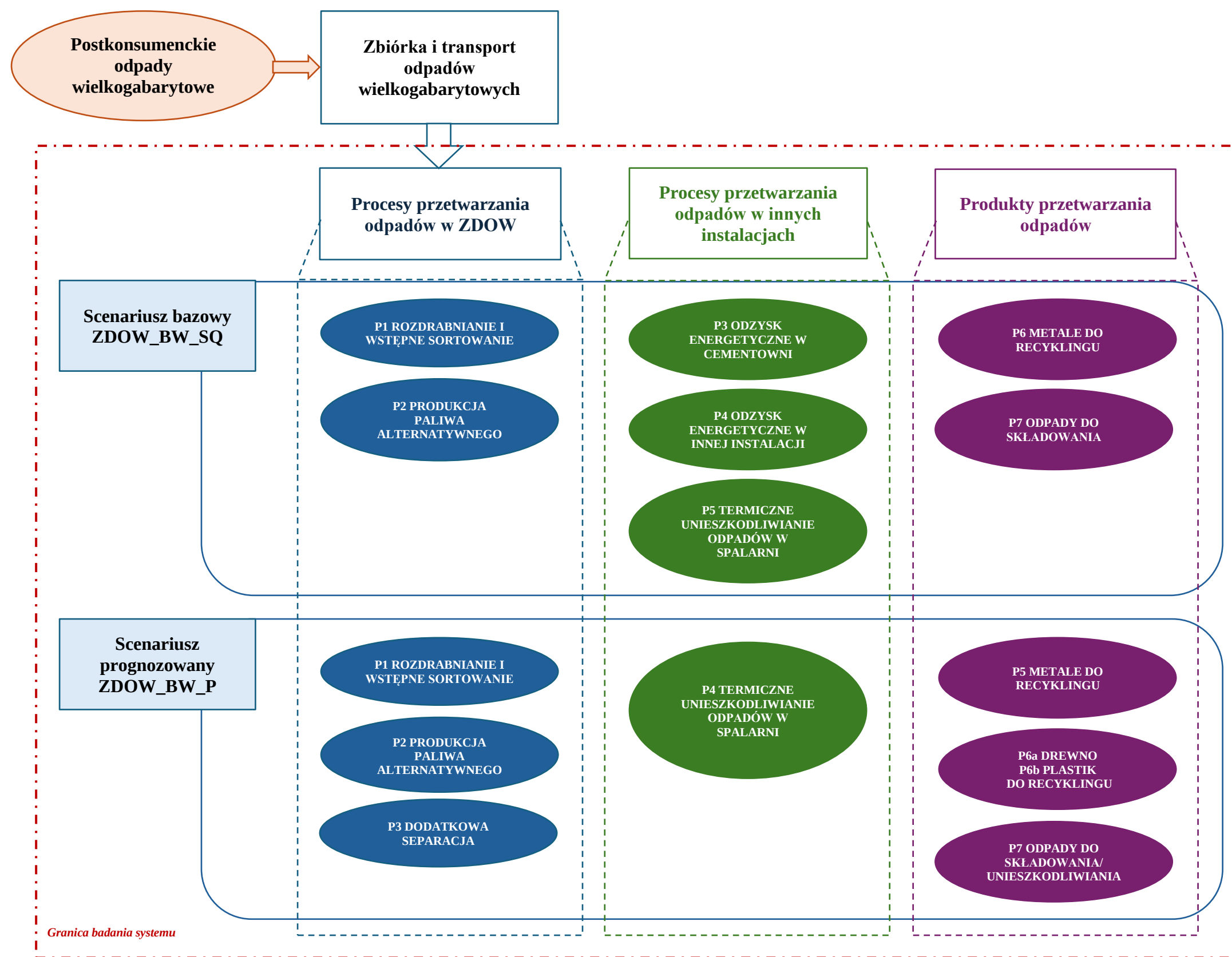
RYS. 5-8 ZDOW_SQ - DZIAŁALNOŚĆ OPERACYJNA - UDZIAŁ PROCESÓW W TWORZENIU ODDZIAŁYWANIA NA ŚRODOWISKO W ZAKRESIE ZAKWASZENIA (UDZIAŁY SKUMULOWANE Σ , ODCIĘCIA 5%, POZIOM CHARAKTERYZOWANIA)	121
RYS. 5-9 DZIAŁALNOŚĆ OPERACYJNA - UDZIAŁ PROCESÓW W TWORZENIU ODDZIAŁYWANIA NA ŚRODOWISKO W ZAKRESIE WSZYSTKICH PIĘCIU ZNACZĄCYCH KATEGORII WPŁYWU (POZIOM CHARAKTERYZOWANIA)	123
RYS. 5-10 ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO KREDYTÓW W SCENARIUSZACH ZDOW_BW_SQ ORAZ ZDOW_BW_P [Pt] (POZIOM WAŻENIA)	125
RYS. 5-11 KREDYTY ŁĄCZNIE - ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO W SCENARIUSZU BAZOWYM ORAZ PROGNOZIE (POZIOM CHARAKTERYZOWANIA) [%].....	127
RYS. 5-12 SCENARIUSZ ZDOW_BW_SQ – KREDYTY PALIWOWE - IDENTYFIKACJA ZNACZĄCYCH PROCESÓW	128
RYS. 5-13 SCENARIUSZ ZDOW_BW_SQ – KREDYTY MATERIAŁOWE - IDENTYFIKACJA ZNACZĄCYCH PROCESÓW	130
RYS. 5-14 WSZYSTKIE OBSZARY - ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO W SCENARIUSZU BAZOWYM A) ORAZ SCENARIUSZU PROGNOZOWANYM B) (POZIOM WAŻENIA)	133
RYS. 5-15 POTENCJALNE ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO KREDYTÓW PALIWOWYCH W SCENARIUSZU BAZOWYM ZDOW_BW_SQ ORAZ W PROGNOZIE ZDOW_BW_P DLA LAT 2021, 2030 I 2040 [Pt] (POZIOM WAŻENIA)	134
RYS. 5-16 ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO WSZYSTKICH OBSZARÓW ŁĄCZNIE W SCENARIUSZU BAZOWYM ZDOW_BW_SQ ORAZ W PROGNOZIE ZDOW_BW_P DLA LAT 2021 I 2040 [Pt] (POZIOM WAŻENIA)	135
RYS. 5-17 POTENCJALNE ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO WSZYSTKICH OBSZARÓW W SCENARIUSZU BAZOWYM ZDOW_BW_SQ ORAZ W PROGNOZIE ZDOW_BW_P DLA LAT 2021 I 2040 – DLA ZNACZĄCYCH KATEGORII WPŁYWU (POZIOM CHARAKTERYZOWANIA).....	138
RYS. 6-1 WYCENA KOSZTOWA GOSPODAROWANIA FRAKCJAMI ODPADÓW W LATACH 2018 - 2021 [ZŁ/Mg]	145
RYS. 6-2 WYCENA EKONOMICZNA PRZETWARZANIA ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W SCENARIUSZACH	160
RYS. 7-1 STRUKTURA HIERARCHICZNA WYBORU I OCENY SCENARIUSZA PRZETWARZANIA ODPADÓW	161
RYS. 7-2 RANKING KRYTERIÓW SZCZEGÓŁOWYCH ZE WZGLĘDU NA CEL GŁÓWNY	168
RYS. 7-3 RANKING SCENARIUSZY ZE WZGLĘDU NA KRYTERIA SZCZEGÓŁOWE.....	171
RYS. 7-4 RANKING SCENARIUSZY ZE WZGLĘDU NA KRYTERIA GŁÓWNE	172
RYS. 8-1 WYSELEKCJONOWANIE ODPADÓW Z DREWNA	174
RYS. 8-2 PROCES MIELENIA ODPADÓW A) MŁYN TNĄCY PULVERISETTE 15, B) ZMIELONY ODPAD WIELKOGABARYTOWY	175
RYS. 8-3 PROCES FORMOWANIA KRAŻKÓW -PODEJŚCIE NR 1	176
RYS. 8-4 PROCEDURA FORMOWANIA KRAŻKÓW – PODEJŚCIE NR 2	180
RYS. 8-5 OTRZYMANE PRÓBKİ – A) ZESTAWY ZE SKROBIĄ W ILOŚCI 1%-5% (WAG.), B) – SKROBIA 6%-10% (WAG.).....	181
RYS. 8-6 MASZYNA WYTRZYMAŁOŚCIOWA ZWICK ROELL 150	182
RYS. 8-7 ZESTAWIENIE KRZYWYCH ŚCISKANIA PRÓBEK KOMPOZYTOWYCH.....	183
RYS. 8-8 ZDJĘCIA PORÓWNAWCZE A) PASTYLKI NR 1 PO PRÓBIE ŚCISKANIA Z PASTYLKĄ NR 2 PRZED ŚCISKANIEM, B) PASTYLKI NR 5, 7 I 9 (KOLEJNO OD LEWEJ) Z WIDOCZNĄ CORAZ SILNIEJSZĄ FRAGMENTACJĄ PRÓBKİ	184

Załączniki

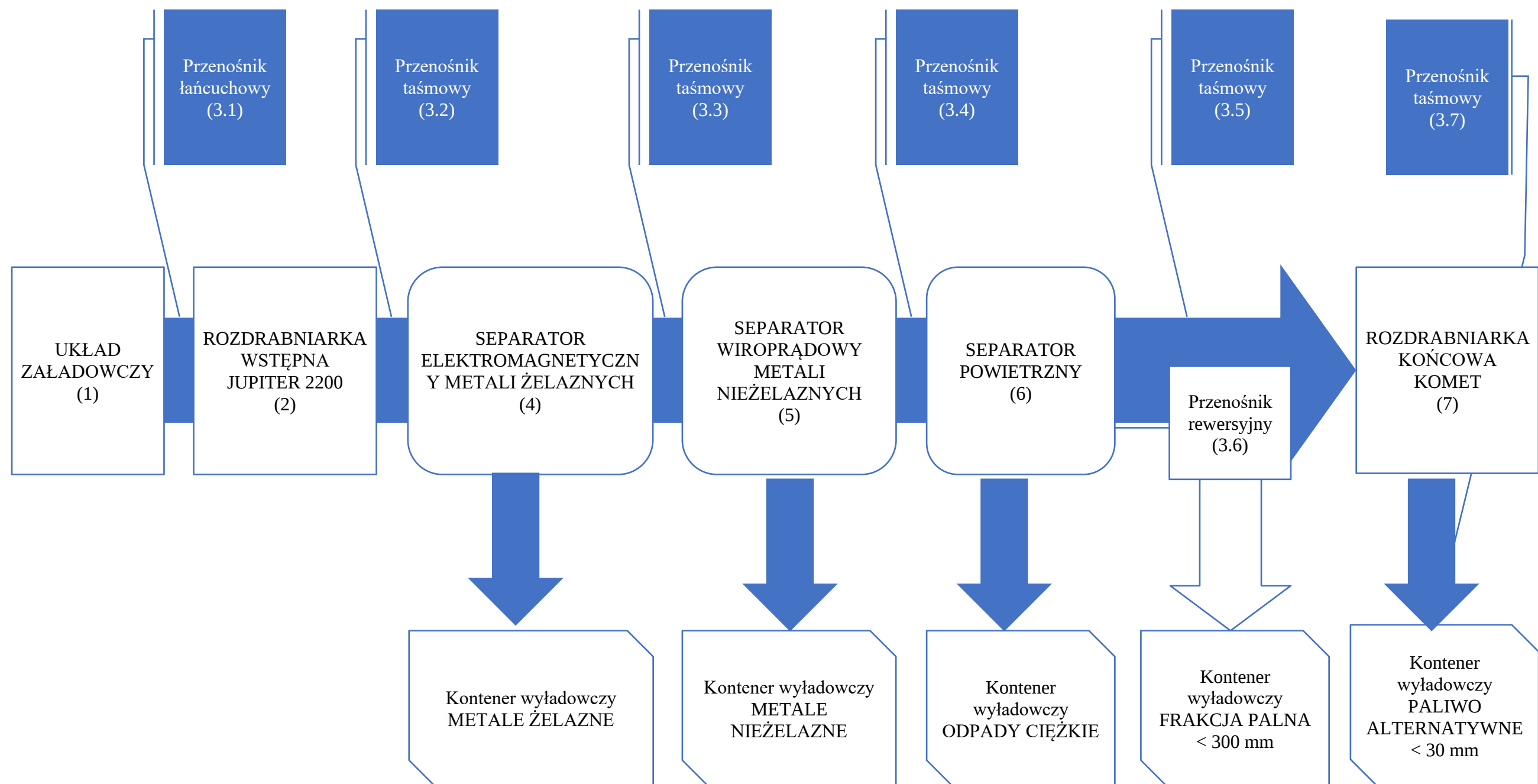
RYS. 4-3 MODELOWANIE OCENY PRZETWARZANIA ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W RAMACH ANALIZY PRZEPŁYWU MATERIAŁÓW (MFA).....	215
RYS. 4-4 RYSUNEK KONCEPCYJNY PRZEDSTAWIAJĄCY PRZETWARZANIE ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W ANALIZOWANYCH SCENARIUSZACH	216
RYS. 4-6 SCHEMAT BLOKOWY TECHNOLOGII PRZETWARZANIA ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W SCENARIUSZU ZDOW_BW_SQ	217
RYS. 4-7 DIAGRAM SANKEY'A ANALIZA PRZEPŁYWU STRUMIENIA ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W SCENARIUSZU STATUS QUO (ZDOW_BW_SQ)	218
RYS. 4-8 UPROSZCZONY SCHEMAT PRZETWARZANIA ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W SCENARIUSZU ZDOW_BW_P	219
RYS. 4-9 DIAGRAM SANKEY'A ANALIZA PRZEPŁYWU STRUMIENIA ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH W SCENARIUSZU PROGNOZOWANYM (ZDOW_BW_P)..	220
RYS. 5-14 WSZYSTKIE OBSZARY - ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO W SCENARIUSZU BAZOWYM A) ORAZ SCENARIUSZU PROGNOZOWANYM B) (POZIOM WĄŻENIA).....	221
RYS. 5-15 POTENCJALNE ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO KREDYTÓW PALIWOWYCH W SCENARIUSZU BAZOWYM ZDOW_BW_SQ ORAZ W PROGNOZIE ZDOW_BW_P DLA LAT 2021, 2030 I 2040 [PT] (POZIOM WĄŻENIA).....	222



Rys. 4-3 Modelowanie oceny przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w ramach analizy przepływu materiałów (MFA)
 Źródło: Opracowanie własne

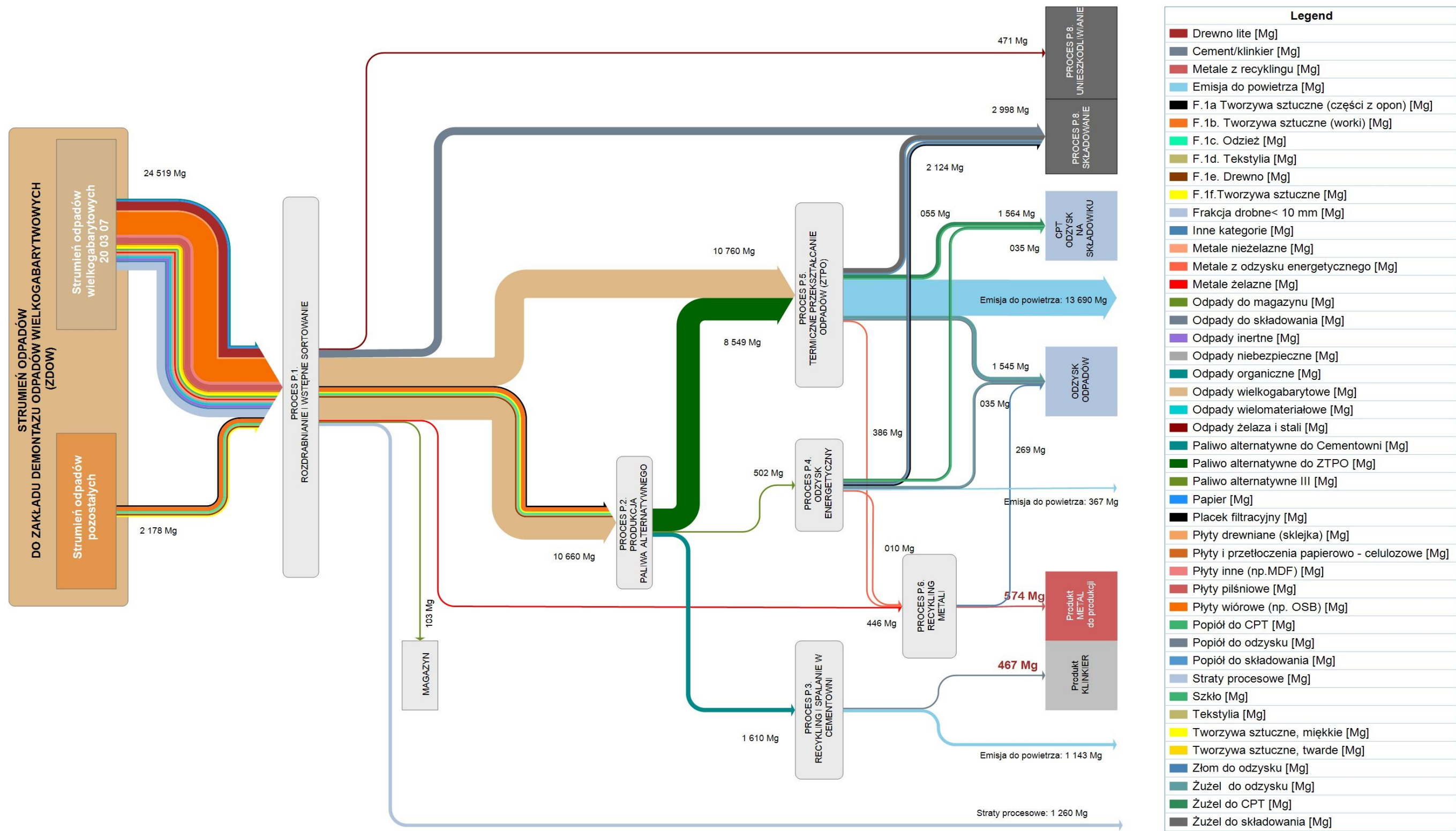


Rys. 4-4 Rysunek koncepcyjny przedstawiający przetwarzanie odpadów wielkogabarytowych w analizowanych scenariuszach
 Źródło: Opracowanie własne

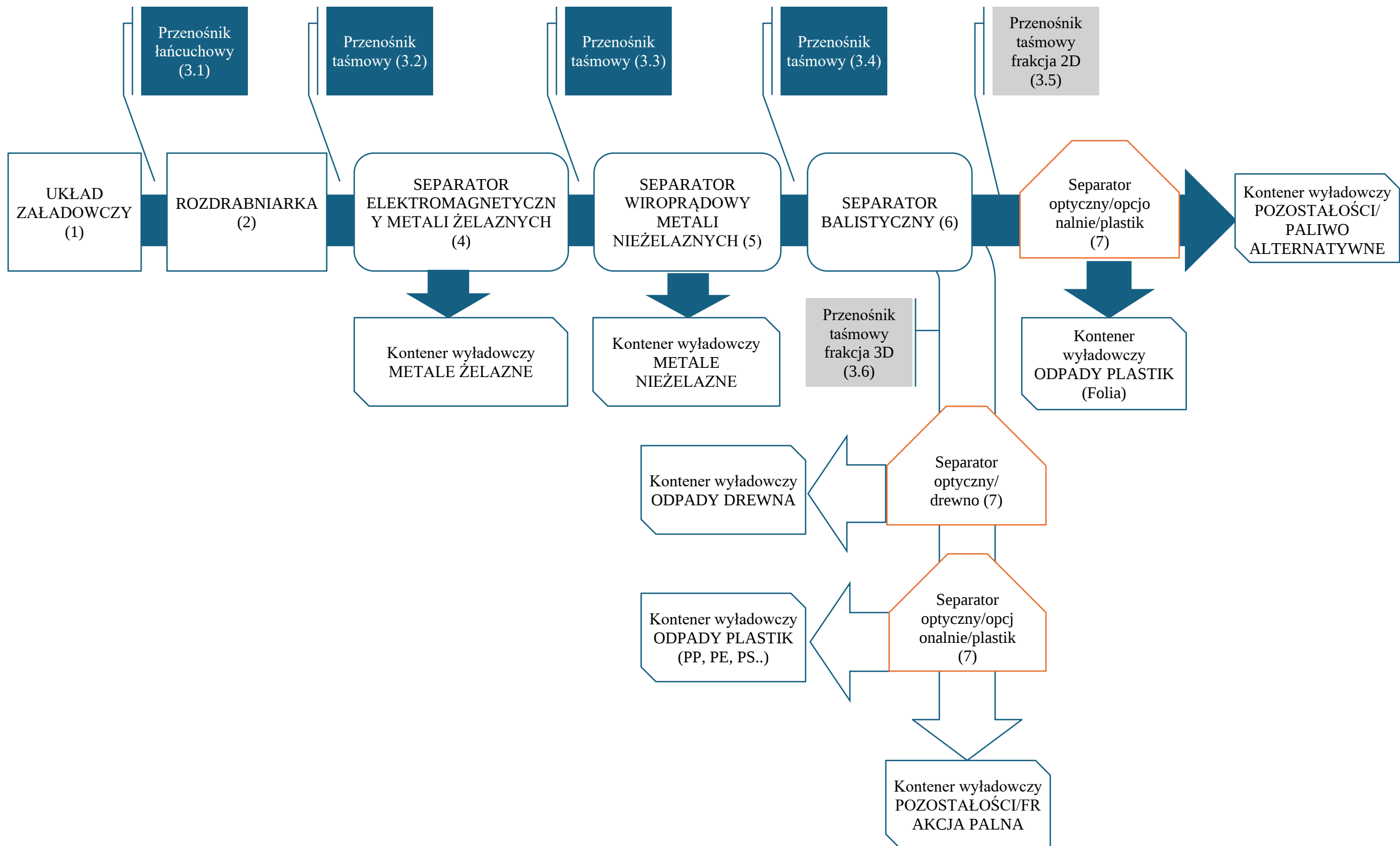


Rys. 4-6 Schemat blokowy technologii przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu ZDOW_BW_SQ
 Źródło: Opracowanie własne na podstawie projektu technologicznego instalacji

PRZETWARZANIE ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH
SCENARIUSZ ZDOW_BW_SQ

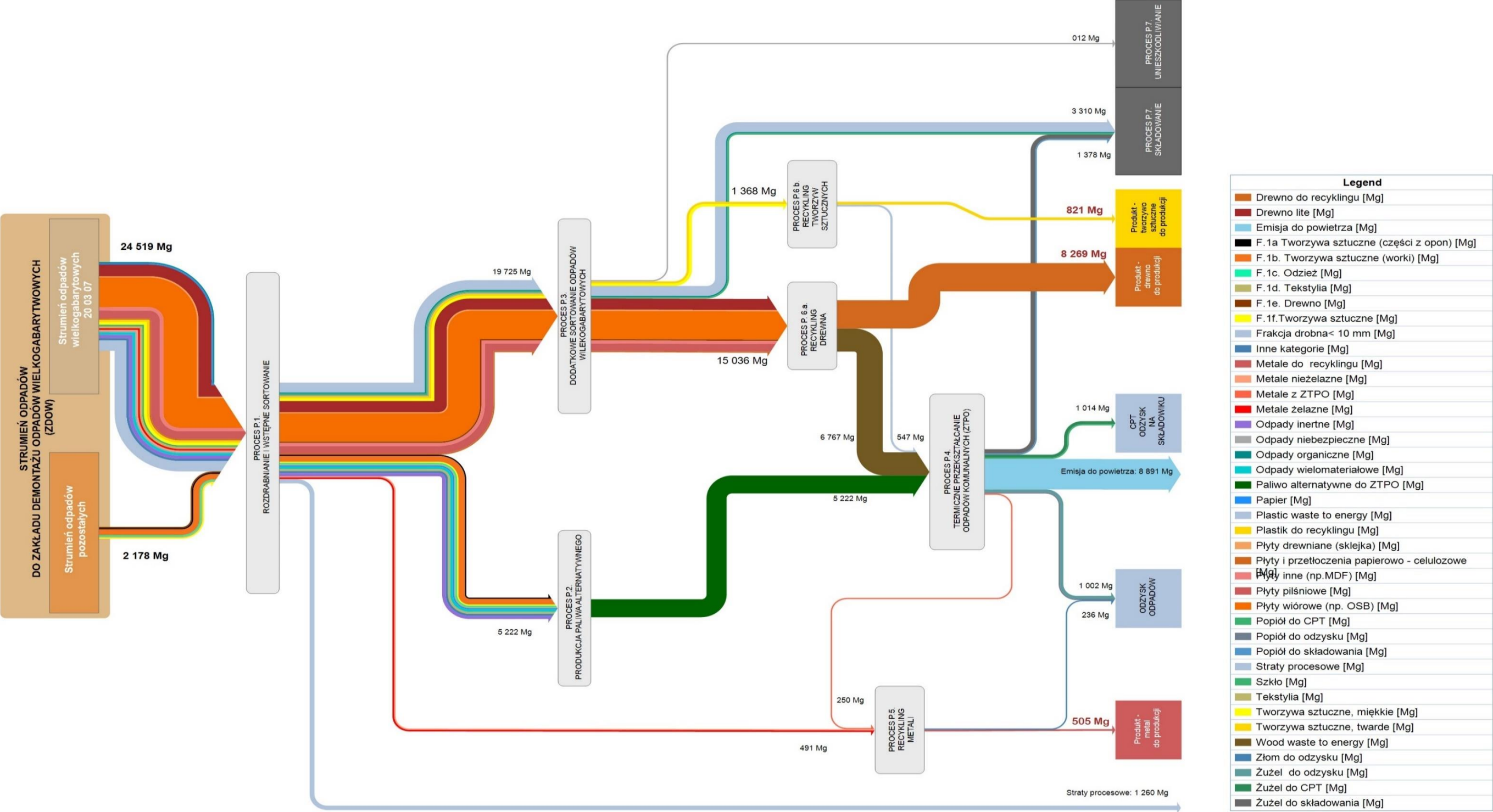


Rys. 4-7 Diagram Sankey'a analiza przepływu strumienia odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu status quo (ZDOW_BW_SQ)
Źródło: Opracowanie własne

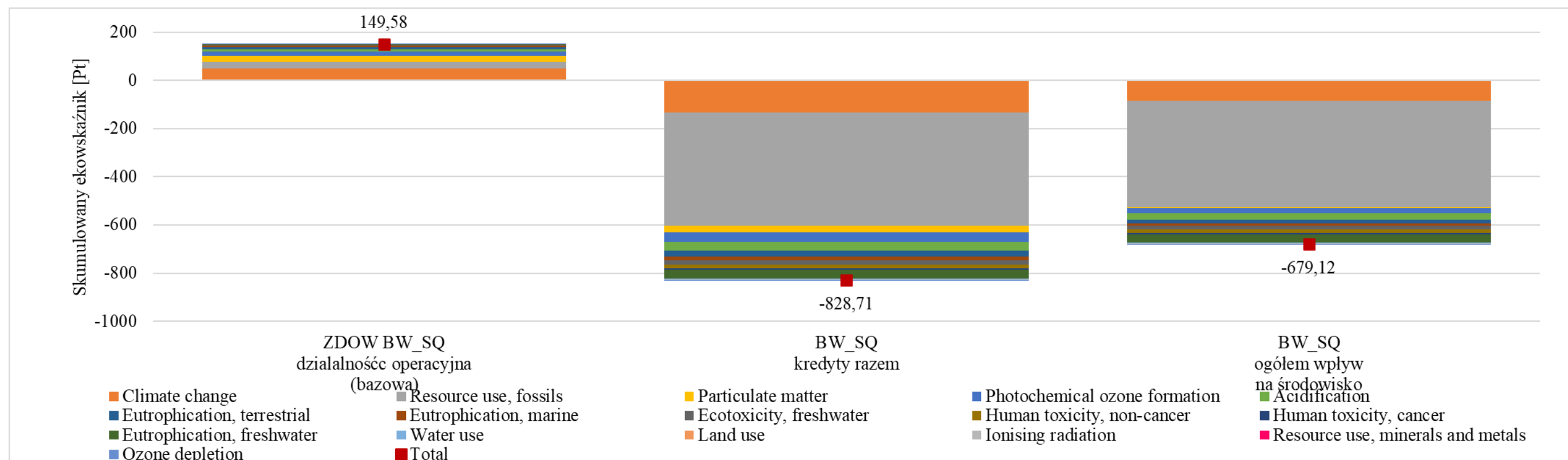


Rys. 4-8 Uproszczony schemat przetwarzania odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu ZDOW_BW_P
 Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych eksperckich firmy TOMRA Recykling (Höflechner, 2018)

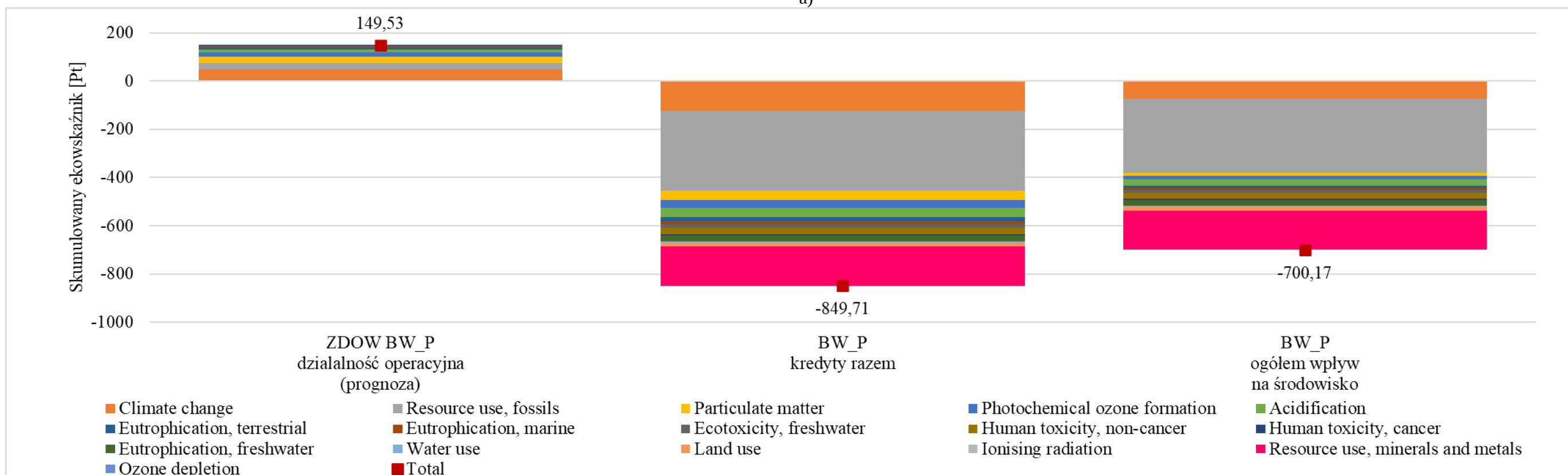
PRZETWARZANIE ODPADÓW WIELKOGABARYTOWYCH
SCENARIUSZ ZDOW_BW_P



Rys. 4-9 Diagram Sankey'a analiza przepływu strumienia odpadów wielkogabarytowych w scenariuszu prognozowanym (ZDOW_BW_P)
Źródło: Opracowanie własne

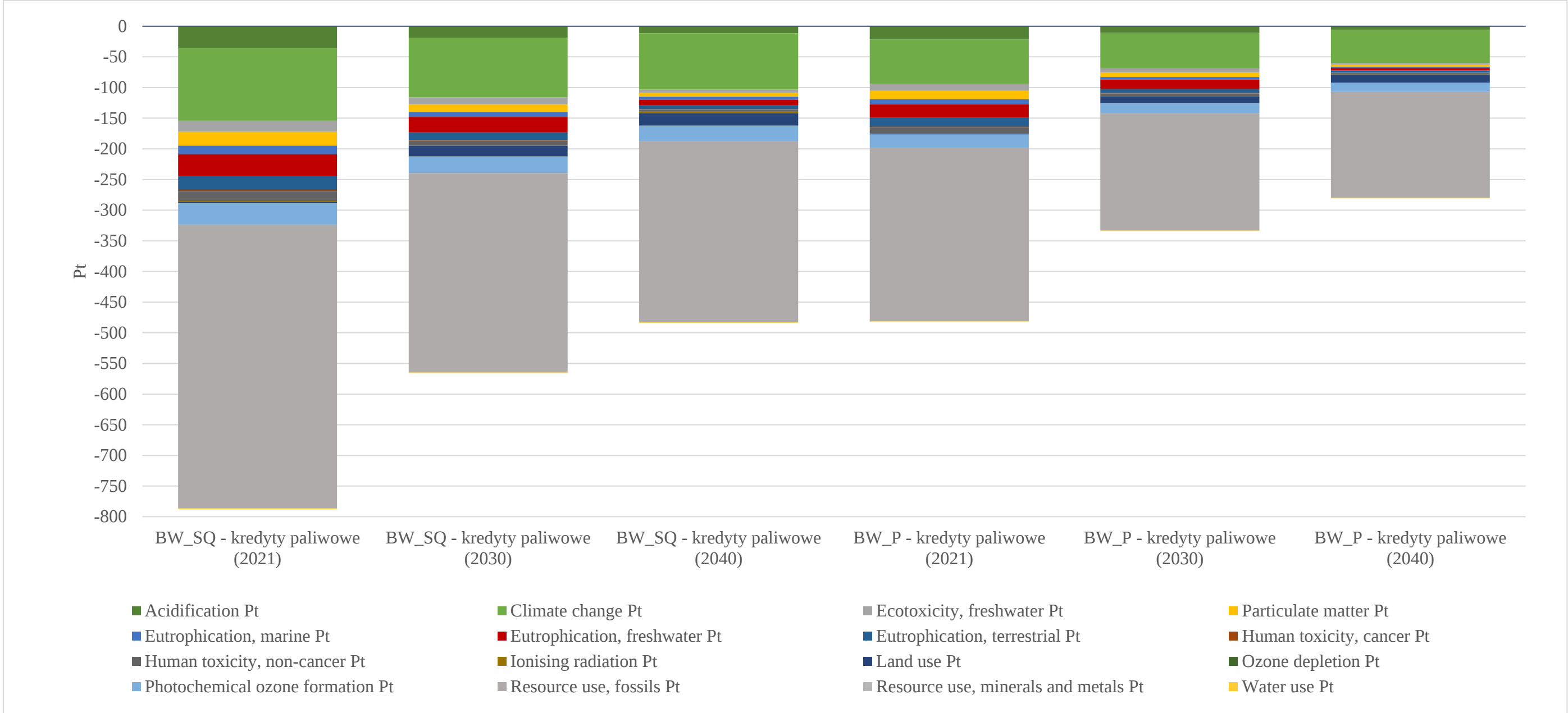


a)



b)

Rys. 5-14 **Wszystkie obszary** oddziaływanie na środowisko w scenariuszu bazowym a) oraz scenariuszu prognozowanym b) (poziom ważenia)
Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00



Rys. 5-15 Potencjalne oddziaływanie na środowisko kredytów paliwowych w scenariuszu bazowym ZDOW_BW_SQ oraz w prognozie ZDOW_BW_P dla lat 2021, 2030 i 2040 [Pt] (poziom ważenia)
Źródło: SimaPro 9.5.0.1, Environmental Footprint 3.1 (adapted) v. 1.00

Informacja o dorobku naukowym

Lista publikacji:

1. A. Dorosz, Rozszerzona odpowiedzialność producentów jako element finansowania systemu gospodarowania odpadami komunalnymi w gminie - rozdział w monografii (red. N. Iwaszczuk, K. Połuszny) pt. „Gospodarka o obiegu zamkniętym. Modele narzędzia, wskaźniki”, Wydawnictwa Akademii Górniczo - Hutniczej w Krakowie, 2021.
2. A. Dorosz, A. Generowicz, Henryk Kultys, „New approach for calculation of recycling rates of municipal waste in the circular economy (CE)”, *Architecture Civil Engineering Environment ACEE Journal*, vol. 4, pp. 125-136, 2021, DOI:10.21307/ACEE-2021-036.
3. M. Chmielewska, A. Dorosz, H. Kultys, M. Kabaciński „Zarządzanie gospodarką odpadami komunalnymi w Krakowie u progu XXI wieku” – rozdział w monografii (red. nauk. P. Małecki, A. Mazurek – Czarnecka) pt. „Miasta przyszłości – wyzwania dla gospodarki komunalnej i innych obszarów w obliczu kryzysu klimatycznego, Wydawnictwo Attyka s.c. J. Jagła, W. Skrzypiec, Kraków 2022.
4. A. Generowicz, M. Chmielewska, A. Dorosz, H. Kultys, M. Kabaciński, „Realizacja metaboliczności Miasta Krakowa w ramach gospodarowania odpadami komunalnymi i energią z nich pochodzącą” – rozdział w monografii (red. nauk. J. Kulczycka) pt. „Ewaluacja gospodarki o obiegu zamkniętym – wyzwania, bariery, korzyści”, Wydawnictwo IGSMiE PAN, Kraków 2021.
5. H. Kultys, M. Kabaciński, K. Dzieciuchowicz, A. Natkaniec, K. Flak, K. Szewczyk, M. Salawa, T. Bator, A. Dorosz, K. Cieślak, A. Foremniak, T. Michalczyk, Publikacja branżowa „10 lat Realizacji zadań własnych Gminy Miejskiej Kraków w zakresie zarządzania systemem gospodarowania odpadami komunalnymi przez Miejskie Przedsiębiorstwo Oczyszczania Spółka z o.o. w Krakowie”, Kraków grudzień 2023.
6. H. Kultys, M. Kabaciński, K. Dzieciuchowicz, A. Natkaniec, T. Kopta, J. Sobczyk, D. Kulig, M. Smrokowski, M. Ciałowicz, A. Dorosz, K. Cieślak, A. Foremniak, T. Michalczyk, Publikacja branżowa „10 lat Realizacji zadań własnych Gminy Miejskiej Kraków w zakresie zarządzania zintegrowanym systemem oczyszczania przez Miejskie Przedsiębiorstwo Oczyszczania Spółka z o.o. w Krakowie”, Kraków grudzień 2023.

Wystąpienia na konferencjach naukowych:

1. A. Dorosz, A. Generowicz, „Rozszerzona odpowiedzialność producentów jako element finansowania systemu gospodarowania odpadami komunalnymi w gminie”, Międzynarodowa Konferencja Naukowa nt. „Gospodarka o obiegu zamkniętym – racjonalne gospodarowanie zasobami”, 21-23.10. 2020, Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energia PAN w Krakowie – referat.

2. M. Chmielewska, A. Dorosz, A. Generowicz, "Risk analysis of improper waste management in a municipal landfill", VII International Conference, Young Researchers' Innovative Ideas: Science, Start-Ups, Industry, 27–28th of May 2021, Krakow – poster.
3. A. Dorosz, M. Chmielewska, A. Generowicz, "Possibilities of economic symbiosis by waste management enterprises", VII International Conference, Young Researchers' Innovative Ideas: Science, Start-Ups, Industry, 27–28th of May 2021, Krakow – poster.
4. A. Dorosz, „Nowe metody obliczania odzysku i recyklingu, bariera czy wyzwanie dla GOZ”, Konferencja naukowa nt. „Gospodarka o obiegu zamkniętym - cyrkulacyjne miasto - praktyczne rozwiązania”, 20 lipca 2021 roku w Krakowie – referat.
5. A. Dorosz, „Nowe cele w zakresie recyklingu odpadów komunalnych jako wskaźniki monitorowania gospodarki o obiegu zamkniętym (GOZ) w gminnych systemach gospodarowania odpadami komunalnymi”, II Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna "Infrastruktura Krytyczna Miast", Ryto 6-8.10.2021 r. – referat.
6. H. Kultys, M. Kabaciński, A. Dorosz, "Integrated Municipal Waste Management System", Konferencja Mixed Waste Sorting The next frontier for the Circular Economy, European Committee of the Regions, Brussels March 21, 2023 – referat.
7. A. Dorosz, P. Chrobak, „System gospodarki odpadami w Krakowie – przykład transformacji w kierunku gospodarki o obiegu zamkniętym”, Międzynarodowa Konferencja Naukowa „Gospodarka o obiegu zamkniętym – racjonalne gospodarowanie zasobami”, 28-30 listopada 2022 r. Kraków, Raclawice – referat.
8. M. Kabaciński M., A. Dorosz, „Zarządzanie ZSGOK w Gminie Miejskiej Kraków”, organizacja spotkania/wizyty studyjnej Zespołu ds. Odpadów Komunalnych Komisji Unii Metropolii Polskiej ds. Środowiska w siedzibie Miejskiego Przedsiębiorstwa Oczyszczania Sp. z o.o. w Krakowie, 12.04.2023 - referat.
9. A. Dorosz, A. Gronba – Chyła, A. Lewandowska, „Ocena środowiskowa przetwarzania strumienia odpadów wielkogabarytowych w kierunku recyklingu drewna”, I Międzynarodowa Konferencja Naukowa „Bezpieczeństwo energetyczne – ekologiczne surowców rozproszonych” – 19.01.2024, Stalowa Wola - poster.
10. H. Kultys, M. Kabaciński, A. Dorosz, S. Podgórski, „Założenia do nowej ustawy o rozszerzonej odpowiedzialności producentów – stanowisko Krajowej Izby Gospodarki Odpadami”, XV Konferencja Krajowej Izby Gospodarki Odpadami i Miejskiego Przedsiębiorstwa Oczyszczania w Krakowie „Gospodarka Odpadami w Miejskich Systemach gminnych”, 25-27.01.2024 r. Kraków – referat.
11. M. Kabaciński, A. Dorosz, K. Cieślak, „Wdrażanie GOZ w systemie gospodarowania odpadami komunalnymi w Krakowie”, Konferencja „Szkoła GOZ 2024” Wyzwania dla rynku surowców wtórnych – AGH Kraków – 28-29.11.2024 r. Kraków - referat.