



Katarzyna Piotrowska, Andrzej Tomporowski, Izabela Piasecka

Ekoinnowacje opon samochodowych



MONOGRAFIE

Ekoinnowacje opon samochodowych

Monografie – Politechnika Lubelska



Politechnika Lubelska
Wydział Mechaniczny
ul. Nadbystrzycka 36
20-618 LUBLIN

Katarzyna Piotrowska
Andrzej Tomporowski
Izabela Piasecka

Ekoinnowacje opon samochodowych



Wydawnictwo Politechniki Lubelskiej
Lublin 2020

Recenzent:

dr hab. inż. Michał Bembenek, prof. AGH

Badania zostały sfinansowane z Projektu Politechnika Lubelska – Regionalna Inicjatywa Doskonałości ze środków Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego na podstawie umowy nr 030/RID/2018/19

Publikacja wydana za zgodą Rektora Politechniki Lubelskiej

© Copyright by Politechnika Lubelska 2020

ISBN: 978-83-7947-446-2

Wydawca: Wydawnictwo Politechniki Lubelskiej
www.biblioteka.pollub.pl/wydawnictwa
ul. Nadbystrzycka 36C, 20-618 Lublin
tel. (81) 538-46-59

Druk: DjaF – 30-092 Kraków, ul. Kmietowicza 1/1
www.djaf.pl

Elektroniczna wersja książki dostępna w Bibliotece Cyfrowej PL www.bc.pollub.pl

Nakład: 100 egz.

SPIS TREŚCI

Streszczenie.....	7
Abstract.....	8
1. Wstęp.....	9
2. Cykl istnienia produktu.....	13
2.1. Projektowanie.....	13
2.2. Wytwarzanie.....	14
2.3. Eksploatacja	22
2.4. Recykling	25
3. Metodyka oceny oddziaływania w cyklu istnienia	31
3.1. Znaczenie oceny środowiskowej w sterowaniu cyklem istnienia produktu	31
3.2. Metoda LCA.....	33
3.2.1. Zakres rozważań.....	33
3.2.2. Bilans energo-materialny.....	40
3.2.3. Identyfikacja wpływu produktu w cyklu istnienia	44
3.2.4. Interpretacja analizy cyklu istnienia produktu.....	50
3.3. Autorski wskaźnik środowiskowej oceny produktu	55
4. Studium przypadku – wyniki i dyskusja.....	57
4.1. Wpływ produktu na środowisko	57
4.1.1. Analiza ekowpływu: charakteryzowanie.....	57
4.1.2. Analiza ekowpływu: normalizacja	81
4.1.3. Analiza ekowpływu: grupowanie i ważenie	97
4.2. Skumulowane zużycie energii.....	124
4.3. Emisja gazów cieplarnianych.....	125

4.4. Skutki i obszary wpływu produktu na środowisko	125
5. Porównawcza ekoocena produktów.....	132
6. Podsumowanie	135
Bibliografia	140

STRESZCZENIE

W dobie coraz szybciej rozwijających się społeczeństw i gospodarek jednym z kluczowych wyzwań stała się ochrona środowiska. Ogromne znaczenie ma poszukiwanie rozwiązań stanowiących kompromis pomiędzy rosnącymi potrzebami ludzi a ograniczaniem negatywnego wpływu na otoczenie podczas ich realizowania. Nieodłącznym elementem życia człowieka jest konieczność przemieszczania się. Każdy z etapów cyklu istnienia opony samochodowej stanowi jednak źródło pewnych negatywnych oddziaływań zarówno na środowisko, jak i zdrowie ludzkie. Producenci opon wprowadzają coraz więcej innowacyjnych rozwiązań mających na celu zmniejszenie zużycia paliwa i co za tym idzie – również redukcję emisji szkodliwych substancji do otoczenia, przy jednoczesnym zachowaniu odpowiedniej jakości produktu. Ze względu na swoją budowę, w tym również rodzaj materiałów stosowanych do wytwarzania opony, stanowi ona obiekt powodujący wiele problemów podczas zagospodarowania po zakończeniu eksploatacji. W związku z tym, aspekt ten należy wziąć pod uwagę już na etapie projektowania opony.

Niniejsza monografia podejmuje problematykę środowiskowej oceny cyklu istnienia dwóch typów opon przeznaczonych dla samochodów osobowych – wytwarzanej w sposób konwencjonalny (tradycyjny) oraz stanowiącej innowacyjne rozwiązanie, tzw. opony prośrodowiskowej. W pracy przedstawiono analizę aktualnego stanu zagadnienia w obszarze wytwarzania, eksploatacji oraz dostępnych możliwości zagospodarowania opon po zakończeniu ich użytkowania. W ramach badań wykonano analizę LCA cyklu istnienia rozpatrywanych obiektów z wykorzystaniem trzech modeli: Ekowskażnik 99, CED (*Cumulative Energy Demand*) oraz IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*). Wyznaczono poziom negatywnych oddziaływań zarówno w całym cyklu istnienia opon, jak i w jego poszczególnych etapach (wytwarzanie, eksploatacja, recykling). Badania dotyczyły wielkości całkowitych oddziaływań na otoczenie, poziomu emisji do atmosfery, wody i gleby oraz negatywnego wpływu na zdrowie człowieka, jakość środowiska i wyczerpywanie zasobów surowców. Ponadto określono poziom i rodzaje szkodliwych oddziaływań poszczególnych faz cyklu istnienia opony konwencjonalnej i prośrodowiskowej, z uwzględnieniem możliwości zagospodarowania poużytkowego ich tworzyw, materiałów i elementów w formie recyklingu.

Na podstawie uzyskanych wyników, a w szczególności dzięki identyfikacji głównych źródeł negatywnych oddziaływań, możliwym stało się sformułowanie zaleceń oraz wytycznych, mających na celu innowacyjne, bardziej prośrodowiskowe sterowanie cyklem istnienia analizowanych typów opon samochodowych.

ABSTRACT

In the era of ever faster developing societies and economies, environmental protection has become one of the key challenges. It is of great importance to look for solutions that constitute a compromise between the growing needs of people and limiting the negative impact on the environment during their implementation. An inherent element of human life is the need to move. However, each stage of the life cycle of a car tire is the source of some negative impacts both on the environment and human health. Tire manufacturers are introducing more and more innovative solutions aimed at reducing fuel consumption and, consequently, also reducing the emission of harmful substances to the environment, while maintaining the appropriate product quality. Due to its structure, including the type of materials used to manufacture the tire, it is an object that causes many problems in post-use development. Therefore, this aspect should be taken into account already at the tire design stage.

This paper deals with the issue of the environmental assessment of the life cycle of two types of tires intended for passenger cars – conventional (traditional) and an innovative solution – the so-called pro-environmental tire. The paper presents an analysis of the current state of the issue in the area of production, use and available options for tire management after the end of use. As part of the research, an LCA analysis of the life cycle of the considered objects was performed using three models: Eco-indicator 99, CED (*Cumulative Energy Demand*) and IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*). The level of negative impacts was determined both in the entire life cycle of tires and in its individual stages (production, operation, recycling). The research concerned the size of the total environmental impacts, the level of emissions to the atmosphere, water and soil, and the negative impact on human health, the quality of the environment and the depletion of raw materials. In addition, the level and types of harmful effects of individual phases of the life cycle of a conventional and pro-environmental tire were determined, taking into consideration the possibility of post-consumer recycling of their materials and components.

Based on the obtained results, and in particular due to the identification of the main sources of negative impacts, it became possible to formulate recommendations and guidelines aimed at innovative, more pro-environmental control of the life cycle of the analyzed types of car tires.

1. Wstęp

W dobie rosnącego popytu na produkty wysokiej jakości i ciągłego dążenia populacji w celu poprawy warunków życia, bardzo ważne jest właściwe zarządzanie jakością w działalności gospodarczej. Pod względem technicznym jakość należy rozumieć jako zestaw specyficznych właściwości opisujących dany produkt, którego celem jest zapewnienie użyteczności społecznej. Głównym celem przedsiębiorstwa w sektorze produkcyjnym jest zapewnienie wysokiej jakości produktów przy zachowaniu minimalnego poziomu występowania wad. Środowiskowo zorientowana analiza porównawcza opon samochodowych, to przede wszystkim opis, analiza i ocena ekobilansowa w kierunku inteligentnego rozwoju budowy i eksploatacji maszyn oraz instalacji technologicznych, a ponadto wspieranie procesów decyzyjnych w gospodarce, nauce i technice. Znajomość ich wyników może być pomocna w określaniu słabych i mocnych stron obiektów, ich ulepszaniu oraz porównywaniu ze sobą. W przypadku przedsiębiorstw produkcyjnych i handlowych analizy ekobilansowe mogą dotyczyć zarówno konkretnych produktów, jak i ogólnych problemów, takich jak kształtowanie scenariuszy postępowania, strategii zagospodarowania odpadów czy projektowania, ulepszania lub porównywania z innymi [1]. Firmy coraz częściej wykorzystują analizy ekobilansowe nie tylko na etapie projektowania i ulepszania swoich produktów, czy podczas określania ogólnych strategii rozwojowych, ale znajdują one również szerokie zastosowanie podczas zarządzania całym cyklem istnienia wyrobów (LCM – *Life Cycle Management*) [2]. Do pojęcia działań, które mają na celu znalezienie rozwiązania problemu ekologii w transporcie potrzebna jest wiedza z wielu dziedzin naukowych. Stale rosnąca liczba samochodów poruszających się po drogach ma ogromny wpływ na stan środowiska naturalnego. Aby zmienić ten trend niezbędne jest podjęcie kompleksowych działań obejmujących swoim zasięgiem terytoria więcej niż jednego państwa [3].

Ideę zrównoważonego rozwoju cechuje budowanie zrównoważonej i konkurencyjnej gospodarki, która efektywnie korzysta z zasobów, wykorzystując do tego celu między innymi technologie będące przyjaznymi dla środowiska. Inwestycje w ten sektor innowacji, umożliwiają efektywniejsze korzystanie z zasobów, które wpływają korzystnie zarówno na tradycyjne sektory gospodarki, jak też na gospodarki oparte na usługach. Wdrażanie nowoczesnych technologii środowiskowych staje się niezwykle ważnym wyzwaniem dla współczesnych gospodarek. Konieczne są zatem działania zmierzające do racjonalnego wykorzystywania zasobów, między innymi poprzez ekoinnowacje [4,5].

Producenci i wytwórcy odpowiadają nie tylko za stan produktu w fazie eksploatacji, ale także za to, co dzieje się z nim później. W wielu przypadkach,

poprzez odpowiednie regulacje prawne, producent jest zobligowany do odbioru zużytego produktu lub opakowania. Wśród najważniejszych zastosowań ekobilansów w handlu i przemyśle można wyróżnić: poprawę produktu ze środowiskowego punktu widzenia, poprawę procesów projektowania, badania inwentaryzacyjne, kształtowanie polityki przedsiębiorstwa, informowanie, negocjacje i tworzenie strategii marketingowej.

Ulepszanie produktów stanowi szczególną dziedzinę realizacji ekobilansów w firmach. Głównym powodem jest dążenie do ciągłego poprawiania jakości wyrobów. Analizy ekobilansowe mają również zastosowanie o charakterze strategicznym podczas kształtowania polityki przedsiębiorstwa, np. poprzez planowanie działań z obszaru dobierania materiałów i ponownego wykorzystania odpadów. Ekobilans może także stanowić narzędzie w rozmowach z rządem lub lokalnymi władzami, gdy firma stara się udokumentować działania w kierunku zmniejszenia szkodliwości środowiskowej swojego produktu i stara się o środki na ich dofinansowanie [1,6].

Liczba pojazdów eksploatowanych na świecie obecnie przekracza 1 mld sztuk. Cykl istnienia pojazdów samochodowych powoduje powstawanie wielu różnych rodzajów odpadów, przedstawionych w tabeli 1.1, w tym opon samochodowych, przysparzających wiele problemów podczas ich zagospodarowania poużytkowego [7].

Tabela 1.1. Identyfikacja odpadów samochodowych. Opracowanie własne na podstawie [8]

Przestrzeń powstawania odpadów	Identyfikacja odpadów
Odpady produkcyjne	Oleje, emulsje, szlamy z obróbki metali
	Zużyte materiały szlifierskie
	Oleje silnikowe, smarowe
	Zużyte materiały filtracyjne, tkaniny
	Odpady z obróbki cieplnej
	Braki produkcyjne (złom)
	Chemikalia laboratoryjne i analityczne
	Farby, lakiery emalie ceramiczne
	Kleje, rozpuszczalniki
	Opakowania
	Kleje, rozpuszczalniki
	Zużyte urządzenia elektryczne
Odpady eksploatacyjne	Stopy (złom) Fe
	Stopy (złom) Al, Mg
	Stopy (złom) Zn, Cu, Pb, Sn i inne
	Wypożyczenie elektryczne
	Płyny eksploatacyjne

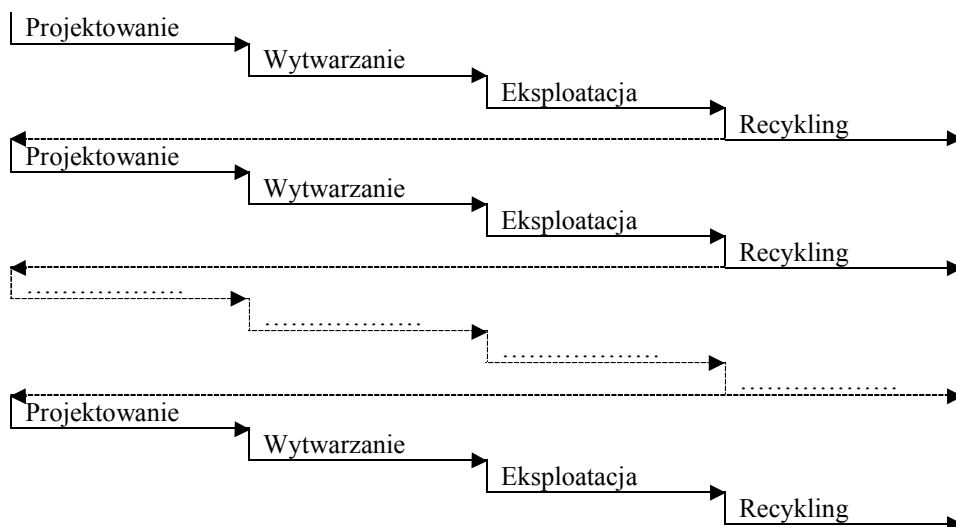
Przestrzeń powstawania odpadów	Identyfikacja odpadów
Odpady eksploatacyjne	Tworzywa polimerowe
	Materiały tekstylne
	Opony
	Guma
	Szkło
	Akumulatory
	Inne

Z obliczeń Instytutu Przemysłu Gumowego STOMIL w Piastowie wynika, że w Polsce gromadzi się corocznie ponad 150 tys. ton zużytych opon. Światowa produkcja opon osiąga obecnie ok. 2 mld sztuk, a światowa produkcja kauczuków – blisko 30 mln ton. Istnieje zatem konieczność recyklingu zużytych opon samochodowych. Problem ten istnieje od początku powstania nowoczesnego przemysłu gumowego [9,10]. W dobie rosnącej świadomości prośrodowiskowej w państwach rozwiniętych, na znaczeniu zyskała efektywność procesów zagospodarowania pojazdów wycofanych z użytku. Sprzyjają temu korzyści ekonomiczne osiągane dzięki odzyskowi, a także regulacje prawne, które mają zmniejszyć negatywny wpływ środków transportu na środowisko. Rozwiązania organizacyjno-prawne systematyzują działania związane z recyklingiem pojazdów, aby zapewnić odpowiedni poziom zagospodarowania odpadów zachowując wymogi ochrony środowiska [11]. Ustawodawstwo z zakresu obowiązków przedsiębiorców dotyczących gospodarowania wybranymi odpadami oraz o opłatach produktowych i depozytowych zobowiązała zarówno producentów jak i importerów do osiągnięcia określonego poziomu odzysku opon wprowadzanych na polski rynek. W przypadku nieosiągnięcia wyznaczonego poziomu recyklingu i odzysku obciążani będą oni opłatami karnymi [12]. Funkcjonowanie cywilizacji związane jest z pobieraniem i wprowadzaniem materii oraz energii do środowiska. Na stan środowiska naturalnego zatem wpływa przetwarzanie zasobów, obejmując ich pozyskanie, przerób, transport, eksploatację i zagospodarowanie poużytkowe. Mając na uwadze powyższy stan rzeczy, zmniejszają się środowiskowe możliwości zaspokajania materiałowych potrzeb systemów technologicznych. Uzasadnia to podejmowanie problematyki kształtowania oraz oceny wpływu na środowisko także opon samochodowych. Analiza wielu prac, które dotyczą problematyki oceny oddziaływań środowiskowych związanych z cyklem istnienia produktów o znacznym skomplikowaniu budowy, tak jak w przypadku opon, wskazuje, że jest to obszar bardzo problemowy, wymagający określenia specyficznych zbiorów oddziaływań z nimi związanych, przy tym oddziaływań o różnej hierarchii i naturze, analizowanych w całym obszarze cyklu istnienia. Istnieje także

zależność poziomu oddziaływań od sposobu rozwiązania problemów konstrukcyjnych dotyczących ocenianych obiektów, np. konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej. Dotychczas powstało już kilka opracowań zawierających analizy cyklu istnienia konwencjonalnych opon samochodowych, głównie zleconych przez ich producentów, co może poddawać w wątpliwość wiarygodność otrzymywanych wyników [13,14].

2. Cykl istnienia produktu

Na cykl istnienia wytworu składa się faza niematerialna obejmująca projektowanie oraz trzy fazy materialne: wytwarzanie, eksploatacja oraz recykling. W każdym etapie materialnego cyklu istnienia, opona w pewnym stopniu wywiera negatywny wpływ na zdrowie człowieka, jakość środowiska oraz wyczerpywanie zasobów surowców nieodnawialnych. Schemat cyklu istnienia opony przedstawiono na rysunku 2.1.



Rys. 2.1. Idea cyklu istnienia opony samochodowej w obiegu zamkniętym

2.1. Projektowanie

W zakresie projektowania wyrobów technicznych przełom stanowiło opracowanie metody elementów skończonych oraz wykorzystanie komputerów w procesie projektowym. Poprawne zaprojektowanie opony samochodowej wymaga rozwiązania tysięcy równań. Istotne znaczenie dla przemysłu oponiarskiego miał również rozwój systemów CAD. Rapidograf i deska kreślarska zostały zastąpione komputerem, myszką i klawiaturą. Pozwoliło to na dużo szybsze i dokładniejsze analizowanie danych. Dało także możliwość oceny skutków wyborów z zakresu: kształtu i rzeźby bieżnika, konstrukcji wewnętrznej, materiałów przed wykonaniem prototypu. Zastosowanie metody elementów skończonych pozwoliło natomiast na określenie wytrzymałości, naprężeń, odkształceń i rozkładu ciepła w różnych (także ekstremalnych) warunkach. Dzięki temu wytworzenie już za pierwszym razem jak najbardziej wydajnego prototypu stało się bardziej prawdopodobne [15]. Przed

zaprojektowaniem nowej opony następuje sformułowanie potrzeby. Kiedy nie da się zaspokoić potrzeby już istniejącym rozwiązaniem, podejmowane są działania, mające na celu powstanie nowego produktu. Podczas konstruowania następuje proces syntezy opony, posiadającej specyficzne właściwości, umożliwiające sprostanie wymaganiom, które wynikają z przyjętych rozwiązań. Zostają dopasowane możliwości technicznego działania, które w dalszej kolejności są rozwijane w koncepcje systemów technicznych. Wykonane obliczenia mają za zadanie zapewnić efektywność, niezawodność, skuteczność i użyteczność społeczną [16,17].

Wykonanie prototypu stanowi jeden z najważniejszych etapów procesu koncepcyjnego. Zazwyczaj tworzonych jest kilka prototypów. Następnie wybiera się jeden, najlepiej odpowiadający przyjętym założeniom. Jeżeli żaden z nich w dostatecznym stopniu nie spełnia oczekiwań, ma miejsce ponowne projektowanie modelu. Stosowane współcześnie projektowanie komputerowe istotnie zwiększa szanse by prototyp spełnił założenia. Przyspiesza to proces tworzenia nowej opony. Prototyp poddaje się próbom laboratoryjnym oraz wielu różnym testom, podczas których weryfikuje się czy prototyp posiada takie same właściwości, jakie wynikają z obliczeń komputerowych. W tym celu wykonywane są między innymi testy niszczące, najważniejszy sprawdzian stanowią jednak testy samochodowe [18]. Po przeprowadzeniu badań laboratoryjnych opony samochodowe zostają poddane wielu sprawdzianom na torach testowych i w ruchu ulicznym. Jest to etap niezwykle ważny, ponieważ bierze pod uwagę istniejące warunki drogowe oraz uwzględnia ocenę człowieka. W tym momencie dochodzi do interakcji na czterech płaszczyznach: człowiek-samochód-opona-droga. Opony zostają przetestowane pod każdym kątem, w bardzo zmiennych warunkach. Brane jest również pod uwagę ich przeznaczenie, np. opony zimowe zazwyczaj są badane w ekstremalnych, północnych warunkach. Testy zostają przeprowadzone przez wyszkolonych kierowców, profesjonalści dokonują obserwacji oraz odnotowują ich wyniki na urządzeniach badawczych [19,20]. Wykonalność przemysłowa jest kolejnym warunkiem niezbędnym, by rozpocząć seryjną produkcję ocenianego modelu. Wybrane rozwiązanie musi być wykonalne w warunkach przemysłowych. Wytworzenie prototypu nie zawsze przekłada się na możliwość wydajnej produkcji takich samych opon na masową skalę. Znane są przypadki rozwiązań bardzo dobrych pod względem osiągnięć, które nigdy nie trafiły do produkcji oraz dystrybucji. Wielokrotnie odkładano projekty do szuflady i czekano np. na opracowanie odpowiednich procesów wytwórczych [21].

2.2. Wytwarzanie

Wytwarzanie polega na wyprodukowaniu opony o wcześniej założonych właściwościach, a więc o odpowiednim potencjale użytkowym. W trakcie tego

etapu niezbędne są działania dotyczące organizacji procesów wytwórczych, projektowania procesów technologicznych oraz materialna realizacja projektu. Podczas kolejnego etapu – eksploatacji, opona wykonuje zadania, do wykonywania których została zaprojektowana, a następnie wyprodukowana [16,17]. Po etapie projektowania, opracowania dokumentacji oraz testach prototypów ma miejsce przygotowanie materiałów, z których zostanie wytworzona opona. Celem otrzymania opony o jak najlepszej jakości, należy odpowiednio dobrać wszystkie materiały pod kątem właściwości fizycznych i chemicznych, wielkości, grubości, kątów cięcia itd. Założenia konstrukcyjne muszą być przestrzegane w każdym zakładzie produkcyjnym, niezależnie od jego lokalizacji. Dzięki temu opona danego typu posiada takie same osiągi, bez względu na miejsce produkcji [22]. W tabeli 2.1. zostały przedstawione poszczególne elementy składowe opon samochodowych.

Tabela 2.1. Części składowe opon. Opracowanie własne na podstawie [23–25]

Priorytet konstrukcyjny	Warstwa konstrukcyjna	Charakterystyka
Elementy podstawowe	Kapa butylowa	Szczelna wobec wody i powietrza warstwa gumy, zastępująca dętkę w bezdętkowych oponach. Cechuje się dużą odpornością na działanie kwasów, zasad i środków utleniających. Minimalizuje straty powietrza oraz chroni elementy wewnętrzne przed wnikaniami wody i tlenu.
	Warstwa tekstylna (osnowa)	Tkanina składająca się z nitek kordu, tworząca szkielet opony. Utrzymuje kształt opony poddany wpływowi ciśnienia wewnętrznego oraz przenosi obciążenia podczas przyspieszania, hamowania i skręcania.
	Drutówki	Wytrzymałe druty, tworzące zazwyczaj kilka zwojów, umożliwiające osadzenie opony na obręczy.

Priorytet konstrukcyjny	Warstwa konstrukcyjna	Charakterystyka
Elementy podstawowe	Wypełniacz	Guma profilowana, usztywniająca stopkę i zapewniająca utrzymanie drutówki. Odpowiada za komfort jazdy, kierowalność i trwałość opony.
	Pasek stopowy	Gwarantujący trwałość i szczelność opony, oraz izolujący drutówkę od felgi. Pasek stopowy wykonuje się z materiału, który zapewnia jak najmniejsze zużywanie się podczas ciągłego kontaktu z felgą.
	Guma boku	Zapewnia ochronę opony. Zabezpiecza przed przetarciami i czynnikami środowiskowymi (promieniowanie UV, różnice temperatury, związki chemiczne).
	Opasanie stalowe lub z tworzywa polimerowego	Tkaniny metalowe lub tworzywa polimerowego, które tworzą uzbrojenie opony.
	Bieżnik	Zapewnia kierowalność, optymalną przyczepność, odporność na zużycie, maksymalnie dobre zachowanie w zakręcie, jak największe obniżenie poziomu hałasu oraz występujących oporów toczenia. W mieszankach gumowych bieżników wykorzystywane są zarówno kauczuki syntetyczne, jak i kauczuki naturalne. Dodatkowe elementy mogą stanowić: sadza, oleje, elastomery, krzemionka, przyspieszacze czy aktywatory wulkanizacji.
Elementy uzupełniające	Pasek izolacyjny	Guma znajdująca się na krawędzi opasań, chroniąca karkas przed uszkodzeniami przez nitki stalowego opasania.
	Pasek o kącie równym zero stopni	Tkanina tekstylna tworząca opasanie tekstylne stabilizujące czoło opony. Posiada bardzo duże znaczenie podczas zapewniania odpowiedniej sztywności przy dużych prędkościach jazdy.

Priorytet konstrukcyjny	Warstwa konstrukcyjna	Charakterystyka
Elementy uzupełniające	Czefer gumowy	Guma profilowana, umieszczana powyżej i wzdłuż wypełniacza. Dzięki niej osiąga się lepsze parametry trakcyjne, sztywność i wytrzymałość.
	Wzmocnienia przewinięcia	Paski kordów stalowych i tekstylnych, usztywniające stopkę opony. Znajdują zastosowanie w modelach opon o niskim przewinięciu warstwy.
	Guma miejscowo wzmacniająca	Dodatek gumy, służący jako podkład między paskiem stopowym, a warstwą NC.
	Wewnętrzny pasek wzmacniający	Guma wzmacniająca oponę w wewnętrznej strefie barku zapobiegająca wnikaniu kapy butylowej między nitki warstwy tekstylnej.
	Podkład bieźnika	Guma zmniejszająca nagrzewanie się czoła opony i chroniącą opasania stalowe.

Skład mieszanki gumowej zostaje precyzyjnie dostosowany do funkcji każdego elementu opony i jego przeznaczenia, np. inna mieszanka jest stosowana w oponie letniej i inna w zimowej. Również poszczególne części opony, takie jak boki, warstwa wewnętrzna czy wypełniacze strefy stopki, zbudowane są z mieszanek gumowych różnego typu. W skład mieszanek zazwyczaj wchodzi: kauczuki syntetyczne (butyl, kauczuk styrenowo-butadienowy SBR oraz butadienowy BR), kauczuki naturalne, oleje, napelniacze (krzemionka, sadza), siarka, żywice, środki przeciwdziałające starzeniu (antyutleniacze), przyspieszacze wulkanizacji oraz inne (w zależności od specyfiki mieszanki). W przypadku produkcji 1000 kg mieszanki bieźnikowej opony samochodu osobowego zużywa się w przybliżeniu: 500 kg kauczuku (głównie syntetycznego), 150 kg krzemionki, 150 kg sadzy, 20 kg siarki, 20 kg żywicy, 100 kg olejów i ok. 60 kg innych składników [26,27]. Materiały, z których składa się opona samochodowa zostały przedstawione w tabeli 2.2.

Tabela 2.2. Najważniejsze materiały wykorzystywane w produkcji opon. Opracowanie własne na podstawie [28]

Lp.	Składnik	Funkcja
1.	Kauczuk naturalny	Rolą kauczuku w mieszankach gumowych jest ograniczenie przegrzewania się opony podczas jazdy oraz nadanie jej wysokiej wytrzymałości mechanicznej.
2.	Kauczuk syntetyczny	60% mieszanek gumowych stosowanych w branży oponiarskiej to kauczuki syntetyczne otrzymywane z węglowodorów ropopochodnych. Ze względu na właściwości mechaniczne oczekiwane od opon, głównym zadaniem jest odpowiednie dobranie proporcji kauczuku naturalnego do syntetycznego. W zależności od cech opony (odporność bieżnika na ścieranie, odporność boków na obciążenie, szczelność wewnętrznych warstw gumy itd.) proporcje te mogą się zmieniać.
3.	Sadza	Dodanie jej do mieszanki gumy zwiększa jej wytrzymałość mechaniczną. Sadza stanowi około 15% składu mieszanki gumy i zabarwia ją na czarno, stanowiąc przy tym rzeczywistą ochronę przed działaniem promieniowania ultrafioletowego, które powoduje szybsze pękanie gumy.
4.	Krzemionka	Dodanie jej do mieszanki gumowej zwiększa odporność gumy na pękanie.
5.	Metalowe wzmocnienie	Zwiększa wytrzymałość i sztywność opony.
6.	Siarka	Siarka jest czynnikiem wulkanizacyjnym, który nadaje mieszance gumy elastyczności. Wraz ze środkami opóźniającymi dodawanymi w produkcji siarka optymalizuje oddziaływanie ciepła podczas wulkanizacji gumy.
7.	Wzmocnienie tekstylne	Materiały używane do wzmocnienia opon to poliestr, nylon, sztuczny jedwab i włókna aramidowe, które zwiększają odporność, wytrzymałość i komfort.
8.	Dodatki	Różnorodne dodatki zapewniają jednolitość mieszanek i ułatwiają ich wytłaczanie w prasie. Zapewniają też przyczepność włókien tekstylnych lub stalowego kordu do gumy.

Wszystkie wymienione składniki w odpowiedniej kolejności umieszczane są w maszynie mieszającej. Istotnym jest zarówno ilość danego składnika, jak

i moment jego dodania. Składniki mieszane są ze sobą do momentu otrzymania jednorodnej konsystencji. Gotowa mieszanka jest formowana w kształt płyt lub wstęg, o wymiarach pozwalających na efektywne wykorzystanie w kolejnych fazach produkcji. Powierzchnia mieszanek jest pokrywana środkiem antyadhezyjnym, ułatwiającym oddzielanie warstw gumy w trakcie dalszych etapów wytwarzania opon. Mieszanki gumowe są również badane pod kątem realizacji założeń przyjętych podczas projektowania. Otrzymana guma wykorzystywana jest do wytworzenia profilowanych i płaskich elementów gumowych, albo do kalandrowania kordów tekstylnych lub stalowych. Wytłaczarki wytwarzają profilowane gumowe elementy z dokładnością do 0,1 mm. W momencie, gdy mieszanka trafia do maszyny, zostaje uplastyczniona przez ślimak lub walce i przeciskana jest przez odpowiedni szablon. W rezultacie uzyskuje się pożądaną kształt, wykorzystywany podczas produkcji surowej opony. Elementy są następnie nawijane na duże szpule lub kasety. Często również tnie się je na określoną długość. W ten sposób produkowane są, np. bieżniki, wypełniacze, paski stopowe i inne elementy profilowane. W przypadku, gdy produkt powinien być płaski i nie musi cechować się określonym kształtem, lecz tylko daną grubością, poddawany jest procesowi kalandrowania. Uzyskane elementy nawija się na szpule. Tak powstają m.in. kapy butylowe [29,30].

Podstawowym elementem opony samochodowej jest kauczuk naturalny oraz kauczuk syntetyczny. Opona składa się także z kordów stalowych i tekstylnych. Stanowią one jej szkielet, gwarantujący odpowiednią sztywność i kształt, co przekłada się na pożądaną poziom osiągnięć w trakcie jazdy. Pojedyncza nitka kordu tekstylnego zbudowana jest ze skręconych splotów dużej ilości bardzo cienkich włókien wiskozowych, nylonowych, aramidowych i poliestrowych, np. do produkcji opony w rozmiarze 195/65 R15 zużywanych, jest od 1500 do 1800 nitek kordu. Nitki są układane równolegle względem siebie i następnie impregnowane, co ułatwia łączenie się nitek z gumą. Kolejny etap stanowi ich wprasowywanie między warstwy gumy podczas kalandrowania. Dzięki temu otrzymywana jest pokryta gumą tkanina tekstylna, którą przycina się w różny sposób, zależnie od pełnionej w oponie funkcji warstwy tekstylnej albo wzmocnienia. Po przycięciu tkanina zostaje nawinięta na kasety lub szpule. Z kolei podczas produkcji kordu stalowego, druty o średnicy kilku mm są wyciągane do osiągnięcia średnicy około 0,2–0,5 mm, a następnie splatane. Uzyskuje się w ten sposób bardzo wytrzymały i równocześnie elastyczny kord o średnicy nie większej niż 1 mm. Następnie pokrywa się go warstwą mosiądzu, co zapewnia dobre połączenie z gumą w trakcie procesu wulkanizacji. W kolejnym etapie stalowe nitki umieszczane są w kalandrze, pomiędzy dwiema warstwami mieszanki gumowej i tnie się je zgodnie z przeznaczeniem [31,32]. Drutówki pozwalają na osadzenie opony na feldze. Istnieje wiele metod ich wytwarzania. Mogą to być pierścienie powstające poprzez splecenie kilku drutów o okrągłym przekroju lub tworzy się je przez nawinięcie kilku warstw

taśmy. Drutówka składa się z pojedynczych drutów, pokrytych mieszanką gumową. Charakteryzuje się ona przekrojem prostokątnym lub wielokątnym [19]. Po wcześniejszym przygotowaniu wszystkich niezbędnych elementów składowych następuje proces konfekcjonowania – tj. precyzyjnego ich ułożenia w określony sposób. Opony surowe powstają w jednym lub dwóch etapach, zależnie od wykorzystanej technologii. Po wytworzeniu poddaje się je procesowi wulkanizacji w formach wulkanizacyjnych, a następnie końcowej kontroli jakości. Nowoczesne materiały konstrukcyjne znajdują zastosowanie w produkcji opon dla przemysłu samochodowego, a także dla maszyn i urządzeń rolniczych. Do materiałów tych należą między innymi kompozyty, które łącząc różne właściwości eliminują wady każdego z surowców tworząc produkty pozwalające na spełnianie coraz wyższych wymagań środowiskowych i eksploatacyjnych [33]. Część producentów opon produkuje je w jednostadiowych procesach, co oznacza, że cała opona jest wytwarzana na jednym urządzeniu. Inni natomiast w etapie pierwszym tworzą karkas, a etap drugi polega na dodaniu pakietu (opasanie, bieżnik i inne dodatkowe elementy). Kolejność nakładania elementów jest podobna we wszystkich typach procesów. Początkowo umieszcza się nieprzepuszczalną kapę butylową, pełniącą funkcję dętki w oponach bezdętkowych, następnie umieszcza się po dwóch stronach boki, których zadaniem jest ochrona przed uszkodzeniami wewnętrznej konstrukcji opony. Kolejny etap stanowi poprzeczne nałożenie warstwy kordu tekstylnego, stanowiącej szkielet opony, zaś na koniec umieszcza się po obu stronach na warstwie tekstylnej drutówkę wraz z wypełniaczem. W razie konieczności, jeśli konstrukcja karkasu by tego wymagała, można również dodać inne elementy [19]. Wszystkie wymienione elementy układane są płasko na bębnie, który zostaje napełniony powietrzem. Dzięki temu zabiegowi wszystkie elementy przylegają do siebie. W kolejnym etapie całość poddawana jest procesowi rolowania, który pozwala na nadanie odpowiedniego kształtu oponie, zapewnia właściwe połączenie elementów składowych oraz gwarantuje odprowadzenie powietrza, mogącego znajdować się między elementami składowymi. Końcowy efekt wymienionych procesów stanowi opona surowa, poddawana badaniom kontrolnym, pod kątem obecności błędów. Część z nich zostaje naprawiona, ale niektóre błędy mogą powodować wycofanie opony [32].

W kolejnym etapie wytwarzania, opony surowe trafiają pod specjalne prasy wulkanizacyjne, na których zamontowane są formy wulkanizacyjne, zazwyczaj o budowie kontenerowej. Ich elementy stanowią dwa boki formy. Pierścienie nadają kształt bokom opon, wytłaczają napisy, z kolei segmenty rzeźby umieszczone pomiędzy bokami, nadają kształt bieżnikowi. Formy wulkanizacyjne mogą mieć także budowę dwupołkową, gdzie każda połowa odpowiada za odwzorowanie połowy bieżnika i jednego boku. Opona poddana działaniu wysokiej temperatury (powyżej 150°C), jest dociskana do boków i rzeźby formy. Guma staje się płynna (opona nabiera kształtu formy), a potem

elastyczna. Opona przebywa w formie 10 minut, następnie zostaje wyjęta i pozostawiona do czasu wystygnięcia [19,33].

Kontrola końcowa polega na wizualnej ocenie, czy opona nie ma jakiegoś obcego ciała pomiędzy elementami, a także na sprawdzeniu promieniami rentgena wnętrza, celem wykluczenia wad i uszkodzeń wewnętrznych opony. Końcowy etap produkcji opony polega także na badaniach kryteriów niejednorodności związanych z masą, kształtem i sztywnością oraz pozostałych parametrów wpływających na bezpieczeństwo i komfort jazdy. Etap ten opiera się na stwierdzeniu zgodności produktu z przyjętymi założeniami konstrukcyjnymi, co ma to zapewnić odpowiedni poziom bezpieczeństwa i osiągnięcie [19,34].

W środowisku pracy związanym z przemysłem oponiarskim występować może nawet kilkaset substancji chemicznych. Są to m.in. kauczuki sztuczne i naturalne używane podczas produkcji gumy (butapren, styren, chloropren), środki wulkanizacyjne (żywice, siarka i jej związki), przyspieszacze wulkanizacji (aminy I-III rzędowe i ich pochodne), aktywatory wulkanizacji (kwasy tłuszczowe, tlenki cynku, tlenki ołowiu, tlenki magnezu), środki opóźniające wulkanizację (bezwodnik kwasu ftalowego, N-nitrozodwufenyloamina, kwas benzoesowy), środki przeciwstarzeniowe (związki fenolowe i amonowe, pochodne *p*-fenylenodwuaminy), napełniacze (krzemionki, sadza), plastyfikatory (żywice, oleje, smoły węglowe i drzewne) oraz różne środki pomocnicze. Dodatkowo w powietrzu znajduje się wiele innych szkodliwych substancji, będących ubocznymi produktami procesu technologicznego. Niektóre składniki mieszanki gumowej oraz produktów ubocznych zaliczane są do związków rakotwórczych np. tlenek etylenu, benzen, paki, oleje mineralne, chlorek winylu, talk, 2-naftyloamina lub do związków podejrzanym o rakotwórcze działanie np. buta-1,3-dien, akrylonitryl, izopren, tlenek propylenu, formaldehyd, styren, 1,2-dichloroetan, tetrachlorek węgla, tetrachloroeten, chlorek metylenu, trichloroeten, nitrozoaminy, sadza techniczna. Taka mnogość czynników chemicznych o szkodliwym działaniu, może stanowić zagrożenie dla zdrowia ludzi [35,36].

W Wielkiej Brytanii już w 1934 r. odnotowano wśród pracowników przemysłu gumowego ogólną umieralność o 10% wyższą w porównaniu do populacji generalnej. Na tę nadwyżkę składały się przede wszystkim zgony wywołane nowotworami złośliwymi. Międzynarodowa Agencja Badań nad Rakiem od 1982 r. zalicza przemysł gumowy do grona technologii kancerogennych. Nowotwory płuc, pęcherza moczowego, żołądka oraz białaczka związane są z narażeniem zawodowym, występującym w tym przemyśle. W Polsce przemysł oponiarski również znajduje się w wykazie technologii rakotwórczych dla ludzi i jest uznawany za proces produkcyjny, w toku którego ma miejsce zanieczyszczenie środowiska pracy czynnikami i substancjami rakotwórczymi [37,38].

2.3. Eksploatacja

Każdy element opony samochodowej może posiadać istotny wpływ na mniejsze lub większe spalanie paliwa, a przez to również na zmniejszenie lub zwiększenie negatywnego oddziaływania na środowisko. Od 1 listopada 2012 r. w krajach Unii Europejskiej wprowadzono obowiązek etykietowania opon samochodowych. Etykiety zawierają informacje o najważniejszych osiągnięciach opon, umożliwiając szybkie i łatwe porównanie różnych produktów. Etykiety mają za zadanie wywołać działania producentów w kierunku obniżania oporów toczenia, co przekłada się na zmniejszenie emisji dwutlenku węgla do atmosfery. Opony, głównie ze względu na występujące opory toczenia odpowiedzialne są za 20–30% spalania paliwa przez samochody osobowe. Zmniejszenie zużycia paliwa pozwala na redukcję emisji CO₂ i innych szkodliwych związków do środowiska. Pozostałe parametry umieszczone na etykietach mają wymóc na producentach opon dbałość w równym stopniu o wszystkie osiągi. Każda opona stanowi swoisty kompromis osiągnięć. Mniejsze opory toczenia mogą pogorszać przyczepność na mokrej drodze, z kolei dobra przyczepność na mokrej nawierzchni powoduje wzrost poziomu hałasu zewnętrznego generowanego przez oponę. Etykiety mają, zatem nakłaniać konsumentów do bardziej świadomych wyborów i mobilizować wytwórców do tworzenia produktów jak najwyższej jakości [24,39].

Od pewnego czasu na rynek trafiły tzw. opony ekologiczne, które cechują się niskimi oporami toczenia, a więc również zmniejszonym spalaniem paliwa. Są to opony, które pozwalają na oszczędności i dbałość o środowisko, ale tylko przy spełnieniu określonych warunków, takich jak stosunkowo spokojna jazda. Poza oporami toczenia na każdy pojazd, znajdujący się w ruchu działają siły tarcia wewnętrznego, aerodynamiczne, bezwładności i grawitacji. Do pokonania każdej, potrzeba energii pochodzącej z paliwa. Ruch opony związany jest ze zjawiskiem histerezy, czyli utraty energii w postaci gromadzenia się ciepła w wyniku uginania się opony. Opory toczenia są efektem tego zjawiska. Wysoka histereza jest równoznaczna z doskonałą przyczepnością, a niska powoduje niewielkie opory toczenia. Dodatkowo opony mają udział w oporach aerodynamicznych. Aby pokonać siły oporu zużywane jest do 35% paliwa. Cechy opon wpływające na zużycie paliwa zostały przedstawione w tabeli 2.3.

Tabela 2.3. Cechy opon wpływające na zużycie paliwa przez samochód osobowy [40–42]

Lp.	Cecha	Charakterystyka
1.	Budowa	Opory toczenia opon radialnych w porównaniu do diagonalnych są około 20% mniejsze. Im mniejsza jest masa opony, tym niższe opory toczenia. Ważny jest dobór materiałów, ich wzajemne położenie, ilość, kąt wzmocnień i opasań. Istotny jest także kształt powierzchni styku z nawierzchnią, rzeźba samego bieżnika i materiały wykorzystane do jego produkcji. Im więcej jest części butadienowych i im większe są cząstki napelnacza (najlepiej krzemionki z silanami w roli substancji wiążącej), tym mniejsze są opory toczenia
2.	Rozmiar	Im niższy jest profil tym opona jest sztywniejsza, przez co cechuje się niższymi oporami toczenia. Ważna jest także szerokość opony, ponieważ jej zwężenie o 1 cm przekłada się na redukcję oporu aerodynamicznego o blisko 1,5%. Również szerokość felgi może wpłynąć na stopień sztywności opony, zatem oddziałuje na odkształcenia i opory toczenia.
3.	Zużycie opony	Im bardziej starta opona, tym cechują ją mniejsze opory toczenia (spadek masy, wzrost sztywności). Bieżnik o głębokości 1,6 mm zmniejsza opory toczenia do 20% w porównaniu z nowym.
4.	Ciśnienie w oponie	Niskie ciśnienie powoduje większe uginanie się opony i mniejsze ściskanie klocków bieżnika w trakcie kontaktu z nawierzchnią. Obniżenie ciśnienia o 0,3 bara wywołuje 6% wzrost oporów toczenia, a obniżenie o 1 bar – 30% wzrost oporów.
5.	Warunki eksploatacji opony	Większa temperatura otoczenia przekłada się na zmniejszenie oporów toczenia (wzrost ciśnienia, uzyskanie optymalnej temperatury pracy).

W zakresie prędkości 50–120 km/h opony stanowią główne źródło hałasu emitowanego przez samochód. Hałas opon jest uciążliwy dla kierowcy oraz otoczenia. Hałas ten można zminimalizować poprzez stosowanie nowoczesnych nawierzchni pozwalających na obniżenie jego poziomu od 7 do 10 dB(A), jednak są one około 2,5 razy droższe od konwencjonalnych. Powoduje to, że hałas zazwyczaj zmniejsza się poprzez ograniczenie prędkości na drogach. Użytkownik samochodu również może wpłynąć na obniżenie hałasu poprzez

dbałość o sprawność i prawidłowe funkcjonowanie układu wydechowego oraz używanie cichych opon, ponieważ emitują one nawet trzykrotnie mniejszy hałas niż zwykle. Główną przyczyną emisji hałasu przez oponę jest drżenie klocków bieżnika w trakcie stykania się z jezdnią (skomplikowana rzeźba bieżnika zwiększa emitowany hałas), powietrze opływające oponę oraz zbyt niskie ciśnienie. Wypompowywanie powietrza sprzed opony, zasysanie powietrza za nią czy zawirowania przepływu powietrza między kołem a nadkołem również stanowią istotną przyczynę powstawania hałasu. Przy ostrym hamowaniu pojawia się dodatkowo zjawisko *stick-slip* – trące o nawierzchnię klocki bieżnika powodują drgania, które w wyniku wyższej częstotliwości są odbierane, jako głośny pisk. Ogólnie rzecz biorąc, opona jest cichsza, gdy bieżnik kierunkowy nie posiada przestrzeni zamkniętych, klocki bieżnika mają zróżnicowany kształt oraz ułożone są nieregularnie i asymetrycznie, a także kiedy poprzeczne rowki ukształtowane są tak, żeby ich wyjścia i wejścia nie pokrywały się ze styczą krawędzią bieżnika. Korzystny wpływ na zmniejszenie hałasu ma także zwiększona miękkość mieszanki gumowej. Najgłośniejsze są szerokie opony oraz te o wzmocnionym karkasie [40,43–45].

Każda opona ma własną częstotliwość, a więc taką, w której najmocniej drży. Kiedy ta częstotliwość jest zbliżona do częstotliwości z jaką przyłożone są siły (wynikające np. z chropowatości jezdni), wtedy opona wzmacnia drgania i hałas, zamiast je absorbować. Limity dotyczące hałasu emitowanego przez opony zawiera Regulamin nr 117 Europejskiej Komisji Gospodarczej Organizacji Narodów Zjednoczonych (EKG ONZ), przedstawiono je w tabeli 2.4. Regulamin bazuje na standardzie ISO 28580. Dla opon wzmocnionych (XL) oraz zimowych (M+S) zaprezentowane limity są wyższe o 1 dB(A) [46,47].

Tabela 2.4. Dopuszczalny poziom hałasu emitowanego przez oponę w stosunku do nominalnej szerokości jej przekroju. Opracowanie własne na podstawie [47]

Nominalna szerokość przekroju opony [mm]	< 185	185 – 215	215 – 245	245 – 275	>275
Dopuszczalny poziom hałasu [dB(A)]	70	71	71	72	72

Istnieje wiele metod badania poziomu hałasu opon, zazwyczaj zbliżonych do tych stosowanych w trakcie badań homologacyjnych (metoda *coast-by*). Pomiar odbywa się w kwadratowej strefie o wymiarach 20×20 m, na środku której, w odległości równej 7,5 m od osi ruchu auta znajdują się mikrofony. Kierowca wjeżdża w obszar testowy z określoną prędkością, potem kolejno wrzuca luz, a następnie wyłącza silnik. Dokonywane są minimum 4 pomiary w zakresie prędkości od 70 do 80 km/h i 4 w zakresie od 80 do 90 km/h. Istnieją

także metody *driver-by* oraz *cruise-by*. Podczas testów *driver-by* kierowca wjeżdża w strefę pomiarów z prędkością równą 50 km/h a następnie przyspiesza. Podczas testów *cruise-by* przejazd przez obszar testowy ma miejsce ze stałą prędkością. Poziom hałasu w kabinie mierzony jest z wykorzystaniem specjalnych manekinów siedzących na fotelu pasażera, wyposażonych w mikrofony umiejscowione uszach, które podłącza się do rejestratora, a ten – do komputera [48,49].

2.4. Recykling

Po zakończeniu eksploatacji, opony samochodowe mogą zostać zagospodarowane na kilka różnych sposobów. Coraz większą popularnością cieszą się procesy pirolizy. Zarówno przepisy europejskie, jak i krajowe nakładają na producentów energii surowe przepisy dotyczące jej produkcji, wymagając wytwarzania coraz większej ilości energii ze źródeł odnawialnych. [50].

Problematyka zagospodarowania po zakończeniu eksploatacji, coraz częściej jest brana pod uwagę podczas analizy wszystkich wcześniejszych etapów cyklu istnienia. Wytwórcy opon powinni w jak największym stopniu zapobiegać powstawaniu odpadów lub ograniczać ich ilość oraz szkodliwe negatywne oddziaływanie na środowisko, zarówno podczas produkcji opon, jak i po zakończeniu ich eksploatacji. Jeżeli nie udaje się zapobiec powstawaniu odpadów, należy zapewnić ich odzysk zgodny z zasadami ochrony środowiska. Z kolei odpady, których powstaniu nie daje się zapobiec lub poddać odzyskowi, powinno się unieszkodliwiać, również zgodnie z zasadami ochrony środowiska [16,51,52]. W Polsce, tak jak w pozostałych krajach UE, opony stanowią około 80% zużytych produktów gumowych. Od lat zwiększa się ilość opon wycofanych z eksploatacji, które negatywnie oddziałują na środowisko [53].

Precyzyjne określenie liczby zużytych opon jest trudne, z uwagi na ich rozproszenie i brak prowadzenia ewidencji. Ilości te wyznacza się w sposób pośredni, biorąc pod uwagę opony kupowane na wymianę lub na podstawie liczby zarejestrowanych samochodów. Liczba zużytych opon określana jest, jako suma poszczególnych typów opon. Według najczęściej stosowanej metody, liczba rocznie zużytych opon wynosi:

$$OZ = OSW + OZP \text{ [t/rok]}, \quad (2.1)$$

ale:

$$OSW = \sum_{i=1}^n (KPO)i + (OI)i - (OPW)i - (OE)i \text{ [t/rok]}, \quad (2.2)$$

gdzie:

OZ – opony zużyte [t/rok],

OSW – opony sprzedane na wymianę [t/rok],

OZP – opony z pojazdów złomowanych [t/rok],
KPO – krajowa produkcja opon [t/szt.],
OI – opony importowane [t/szt.],
OPW – opony na pierwsze wyposażenie [t/szt.],
OE – opony eksportowane [t/szt.],
i – liczba opon [szt./rok] [54].

Ze względu na trwałość, zużyte opony stanowią odpad uciążliwy i powinny być wykorzystywane przemysłowo. Nie ulegają one degradacji w środowisku nawet w ciągu 100 lat. Zużyte opony nie mogą być pozostawiane na składowiskach, ponieważ gromadzenie ich w dużych ilościach, stanowi zagrożenie pożarowe. Ustawa z dnia 7 lutego 2003 r. (Dz. U. 2003, Nr 104, poz. 982) wprowadza obowiązek recyklingu opon wycofanych z eksploatacji [55–57].

Decyzja o wycofaniu opon z eksploatacji jest zwykle podejmowana w oparciu o jedno z czterech kryteriów. Zostały one scharakteryzowane w tabeli 2.5.

Tabela 2.5. Kryteria decydujące o wycofaniu opon z eksploatacji [19,34]

Lp.	Kryterium	Charakterystyka
1.	Stan techniczny	Do głównych przyczyn uszkodzeń eksploatacyjnych zalicza się: nadmierne obciążenie samochodu, niewłaściwe ciśnienie, przebicie, przecięcie boku, zbyt szybki najazd na krawężnik lub dziurę, powstanie bąbli na boku, niewłaściwy montaż oraz uszkodzenia starzeniowe. Z eksploatacji należy wycofać oponę, która: ma zdeformowane lub odkryte drutówki, posiada rozerwane lub odklejone warstwy osnowy i gumy, posiada odseparowany bieżnik, została uszkodzona przez substancje chemiczne lub oleje, ma uszkodzone wewnętrzne warstwy butylowe lub nosi znamiona postępującej korozji.
2.	Głębokość bieżnika	Limit prawny eksploataowania opon letnich jest równy 1,6 mm (poziom wskaźnika TWI). Zazwyczaj mieszanki stosowane w zimowych oponach mają mniejszą odporność na ścieranie w porównaniu do opon letnich. Prawo dopuszcza eksploatację opon zimowych o głębokości bieżnika 1,6 mm, jednak gwałtownie tracą one swoje właściwości przy głębokości 4 mm. Opony całoroczne traktowane są podobnie do zimowych, jeśli chodzi o głębokość bieżnika w najcięższych warunkach.

Lp.	Kryterium	Charakterystyka
3.	Wiek	Okres eksploatacji opon nie powinien być dłuższy niż 5 lat od daty produkcji, nawet jeżeli głębokość bieżnika jest zgodna z prawem. Wraz z upływem czasu mieszanka bieżnika i inne elementy składowe opony, tracą swoje pierwotne właściwości, m.in. nie zapewniają już tak dobrego poziomu przyczepności, hamowania i kierowności. Opona staje się także bardziej podatna na awarie i uszkodzenia.
4.	Indywidualne preferencje kierowcy.	

Z punktu widzenia potencjalnego przeznaczenia zużytych opon, wyróżnia się ich trzy kategorie:

1. Opony częściowo zużyte – można ich legalnie używać zgodnie z pierwotnym przeznaczeniem jeśli cechuje je głębokość rzeźby bieżnika większa niż 1,6 mm;
2. Opony używane, które nadają się do bieżnikowania – nie można ich ponownie użyć bez dokonania naprawy, gdyż charakteryzują się mniejszą od wymaganej głębokością rzeźby bieżnika. Można je jednak poddać bieżnikowaniu, jeżeli cechuje je nieuszkodzony karkas;
3. Opony zużyte – nie nadają się do bieżnikowania ani do eksploatacji zgodnie ze swoim pierwotnym przeznaczeniem, np. ze względu na wiek opony lub uszkodzenie karkasu. Opony te można poddać recyklingowi lub innej formie zagospodarowania po zakończeniu eksploatacji [54,58].

Zbieranie wycofanych z eksploatacji opon jest trudne m.in. ze względu na ich duże rozproszenie. Użytkownik nie jest zobligowany do dostarczania opon do punktów zbiorczych. Koszt transportu opon jest znaczny, ponieważ posiadają one duże gabaryty w stosunku do masy [57,59]. Istnieją trzy główne kierunki działań, mających na celu rozwiązanie problemu zużytych opon. Jest to przedłużenie czasu eksploatacji poprzez zwiększenie trwałości i bieżnikowanie, recykling materiałowy oraz odzysk energetyczny (tab. 2.6). Określona ilość opon może także zostać wykorzystana w całości. Recykling opon ogólnie rzecz biorąc polega na ich rozdrobnieniu i wykorzystaniu produktów rozdrabniania. Opony mogą być rozdrabniane w temperaturze otoczenia oraz metodą kriogeniczną [54,60,61].

Tabela 2.6. Średnie wartości procentowe udziałów głównych kierunków zagospodarowania zużytych opon w Unii Europejskiej. Opracowanie własne na podstawie [54]

Lp.	Metoda zagospodarowania opon samochodowych	Udział w recyklingu [%]
1	Recykling energetyczny	28
2	Recykling materiałowy	25
3	Bieżnikowanie	15
4	Eksport	12
5	Pozostałe metody	20

Czas eksploatacji opon używanych może zostać przedłużony przez pogłębianie rowków bieżnika lub bieżnikowanie. Regeneracja opon przez pogłębianie rowków bieżnika jest stosowana tylko w przypadku opon samochodów ciężarowych. Bieżnikowanie polega na trwałym przyłączeniu zupełnie nowego bieżnika podczas procesu wulkanizacji. Pozwala ono na ponowne wykorzystanie opony. Proces bieżnikowania rozpoczyna się usunięciem resztek starego bieżnika przez szorstkowanie, a kończy się nałożeniem nowego przez wulkanizację. Zastosowanie znajdują przede wszystkim dwie metody bieżnikowania. Pierwszą z nich jest metoda na ciepło, w której na wcześniej przygotowany karkas nakładana jest mieszanka gumowa o określonych wymiarach i objętości, opona jest następnie wkładana do formy i wulkanizowana pod ciśnieniem, w temperaturze od ok. 150 do 180°C. Niezbędne są jednak oddzielne formy do każdego rozmiaru opony oraz do opon cechujących się różną rzeźbą bieżnika, co ma wpływ na zwiększenie kosztów.

Drugą metodą jest regeneracja bieżnika na zimno, gdzie również na odpowiednio przygotowany karkas nakładana jest cienka warstwa mieszanki gumowej, po czym wstępnie zwulkanizowany, wytłoczony bieżnik o odpowiedniej rzeźbie, dociskany jest do karkasu i wulkanizowany w autoklawie przez około 5 godzin, w temperaturze zbliżonej do 100°C. W porównaniu do metody na ciepło, cechuje się niższymi kosztami oraz większą elastycznością pod względem rozmiaru opon i wzorów rzeźby bieżnika [54,62,63]. Zużyte opony, które nie nadają się już do bieżnikowania stanowią odpad. Należy je zatem zagospodarować w sposób bezpieczny dla środowiska.

Recykling produktowy jest procesem, którego celem jest wykorzystanie całych, sprasowanych lub pociętych zużytych opon. Ich kształt, charakterystyka materiałowa lub zdolność do tłumienia wstrząsów, hałasu czy uderzeń, posiada wiele zastosowań, np. bariery dźwiękochłonne, bariery ochronne autostrad, zabezpieczenia nabrzeży i falochrony, tymczasowe nawierzchnie dróg, umocnienia stromych poboczy, izolacje fundamentów budowlanych, materiał do podłoży dróg, sztuczne rafy, ochrona brzegów rzek przed erozją oraz materiał, który może zostać pocięty na płytki, maty, podstawki klinowe, zderzaki w dokach, wkładki hamulcowe itd. [64–66].

Podstawowym procesem umożliwiającym **recykling materiałowy** zużytych opon jest rozdrabnianie. W jego wyniku otrzymywany jest produkt zawierający gumę, stal i włókna. Niezbędne jest więc oddzielenie kawałków drutu i włókien oraz segregacja na frakcje rozdrobnionej gumy. Najbardziej znanymi metodami rozdrabniania mechanicznego są te wykorzystujące cięcie i rozcieranie. Podczas rozdrabniania opon w temperaturze otoczenia, wstępnie pocięte elementy rozdrabnia się za pomocą specjalnych granulatorów, młynów lub walcarek. Granulat lub miał cechuje się nieregularnym kształtem i rozwiniętą, postrzępioną powierzchnią. Celem usunięcia włókien kordu tekstylnego wykorzystuje się separację pneumatyczną, z kolei kawałki metalu usuwane są za pomocą elektromagnesu. W przypadku rozdrabniania metodą kriogeniczną, po wstępnym pocięciu opon, otrzymana frakcja zostaje schłodzona w atmosferze ciekłego azotu poniżej temperatury kruchości i poddaje się ją rozdrobnieniu z wykorzystaniem młynów młotkowych. Otrzymany miał charakteryzuje się cząstkami o regularnym kształcie, gładkiej powierzchni i ostrych krawędziach. Strzępy i czipsy, czyli cząstki o wielkości 10–300 mm znajdują zastosowanie, jako wypełnienia w konstrukcjach tuneli, nasypów, przejść podziemnych, jako warstwy podkładowe dróg itd. Granulat, a więc cząstki o wymiarach 1–10 mm, wykorzystywane są podczas wytwarzania sztucznych darni boisk piłkarskich, barier dźwiękochłonnych, nawierzchni placów zabaw i boisk sportowych, ścieżek do biegania, modyfikacji nawierzchni asfaltowych itp. Miał gumowy o wielkości cząstek poniżej 1 mm, przeznaczony jest natomiast do produkcji dywaników samochodowych, wycieraczek, mat dla bydła, podeszw, wykładzin podłogowych, pokryć dachowych, uszczelnień, czy modyfikacji lepiszcza asfaltowego itp. [53,67,68].

Piroliza jest procesem polegającym na ogrzewaniu rozdrobnionych lub całych opon bez dostępu tlenu, w temperaturze 400–700°C. W wyniku tego działania powstają produkty stałe, ciekłe i gazowe, które mogą być poddane dalszej obróbce. Faza stała zawiera zwęgloną pozostałość opon, siarczek i tlenek cynku oraz stal, faza ciekła – węglowodory aromatyczne, a faza gazowa – przede wszystkim siarkowodór, wodór i węglowodory alifatyczne. Oleje i gaz można wykorzystywać na cele energetyczne, a sadzę pirolityczną (po uszlachetnieniu) – jako pigment w lakierach, powłokach malarskich, farbie drukarskiej czy termoplastach [9,69,70].

Metoda **destrukcji w środowisku wodoropochodnych rozpuszczalników** opiera się na działaniu na opony temperaturami od 240 do 290°C, przy ciśnieniu równym 6,1 MPa oraz w środowisku rozpuszczalników wodoropochodnych. Na skutek termoskraplania otrzymywana jest gęsta, ruchoma masa w postaci zawiesiny sadzy w węglowodorach ciekłych. W reaktorze ma miejsce proces rozpuszczania gumy z uzyskaniem ropy syntetycznej (50% masy), smoły wypełniającej węgiel techniczny (30% masy) i kordu stalowego (20% masy). Ropa syntetyczna na kolumnie rektyfikacyjnej zostaje rozdzielona na frakcję benzynową (65%) i mazut (35%) [54,71,72].

Spalanie z odzyskiem energii polega na współspalaniu opon w cementowniach lub innych instalacjach energetycznych. Uzyskiwane ciepło wykorzystywane jest w wielu procesach technologicznych, np. do wypalania klinkieru w piecach cementowych. Wartość opałową gumy można porównać do wartości opałowej węgla. Zastosowanie zużytych opon jako paliwa podczas produkcji cementu uznawane jest jako bezodpadowa metoda zagospodarowania dużych ilości tego typu odpadów, ponieważ opony ulegają całkowitemu spaleniu (nie pozostaje z nich ani żużel, ani popiół). Metale zawarte w oponie trwale łączą się z klinkierem, polepszając jego właściwości [54,73–75].

Opony zużyte stanowią odpady, które w największym stopniu obciążają środowisko. Odporność na uszkodzenia mechaniczne i na działanie warunków zewnętrznych, jednocześnie odpowiadają za trudności związane z ich zagospodarowaniem po zakończeniu etapu eksploatacji. Największe potencjalne zagrożenie występuje podczas składowania opon, ponieważ istnieje niebezpieczeństwo samozapłonu. Gaszenie takich pożarów jest niezwykle trudne, a czasem nawet niemożliwe, tak jak np. w 1999 r. na składowisku opon w Kalifornii, gdy pożar trwał kilka miesięcy. Skutkiem pożaru była całkowita degradacja gleby, olbrzymie zanieczyszczenie powietrza toksycznym dymem, zniszczenie flory i fauny oraz skażenie wód gruntowych. Istnieje także problem z wykorzystywaniem granulatu w nawierzchniach sportowych i placach zabaw, ponieważ zawiera on istotne ilości cynku, który zgodnie z dyrektywą Rady Europy 2003/105/EC jest uznawany jako niebezpieczny dla środowiska [76,77]. Wytrzymałość opon, która wynika z zastosowania nowoczesnych technologii oraz wieloskładnikowa i wielowarstwowa konstrukcja czynią wycofane z eksploatacji opony odpadami szczególnie trudnymi do zagospodarowania. Wszystko to stoi na przeszkodzie w znalezieniu taniej i łatwej metody jej usunięcia, bez nadmiernego obciążania środowiska [32,78].

W ciągu ostatnich lat udało się stworzyć w Polsce system odzysku zużytych opon. Wyznacznikiem dalszego rozwoju systemu jest fakt, że recykling materiałowy lub surowcowy, przy obecnych uwarunkowaniach ekonomicznych, prawno-podatkowych i technologicznych, jest znacznie droższy niż wykorzystanie opon, jako paliwa w cementowniach. Zdecydowana większość odzysku zużytych opon w Polsce (ponad 70%) realizowana jest poprzez spalanie z odzyskiem energii [79]. Opony najczęściej spalane są w piecach cementowni. Zużycie zasobów dla tej formy zagospodarowania po zakończeniu eksploatacji w przeliczeniu na jedną oponę wynoszą 0,06 kg paliwa i 0,06 MJ energii elektrycznej. W przypadku recyklingu materiałowego, aby rozdrobnić oponę na kawałki o wielkości zbliżonej do 16×16 mm, należy dostarczyć łącznie 7,4 MJ energii elektrycznej, 1,5 kg wody oraz 0,0001 kg oleju. Rozdrobnienie opony do cząstek o wielkości poniżej 0,7 mm wymaga dodatkowego nakładu energetycznego o wielkości 5,13 MJ. Przeprowadzenie procesów pirolizy wiąże się z kolei ze zużyciem energii elektrycznej od 2,68 do 3,46 kWh/oponę (piroliza CHP) [80].

3. Metodyka oceny oddziaływania w cyklu istnienia

3.1. Znaczenie oceny środowiskowej w sterowaniu cyklem istnienia produktu

Do niedawna w gospodarczej sferze zainteresowań ludzi znajdowały się głównie trzy pierwsze etapy cyklu istnienia opon, czyli projektowanie, wytwarzanie i eksploatacja. U podstaw prac nad minimalizacją oddziaływań środowiskowych występujących w cyklu istnienia wytworów przemysłowych, leży LCT (*Life Cycle Thinking*), a więc koncepcja myślenia kategoriami cyklu istnienia. Stanowi ona jedną z koncepcji rekomendowanych przez Komisję Europejską. Celem osiągnięcia zrównoważonego rozwoju, niezbędna jest poprawa procesów wytwórczych, poprzez zmniejszenie szkodliwego oddziaływania na środowisko samych procesów oraz wytwarzanych produktów. Obecnie w Unii Europejskiej stymulowane są mechanizmy, które sprzyjają wdrażaniu do powszechnego wytwarzania produktów bardziej przyjaznych dla środowiska, a w perspektywie – osiągnięcie poprawy stanu europejskiego środowiska i lepszą pozycję Europy w świecie. Koncepcja poszukiwania sposobów na minimalizację oddziaływań środowiskowych produktów i usług w całym cyklu ich istnienia jest zgodna z przyjętą polityką Komisji Europejskiej. Głównym założeniem są interwencje głównie w tych etapach cyklu istnienia, w których możliwość zmniejszenia negatywnego wpływu na środowisko jest największa [1,81]. Istnienie każdego produktu ma cykliczny przebieg, zaczynając od projektowania, poprzez wytwarzanie, eksploatacja, na zagospodarowaniu użytkowym skończywszy. Ze względu na to podobieństwo, w odniesieniu do wszystkich produktów, w tym opon samochodowych, zastosowanie znajduje termin „cykl istnienia” [81,82].

Koncepcja zarządzania cyklem istnienia LCM (*Life Cycle Management*) zakłada szersze podejście do zagadnień kształtowania cyklu istnienia różnych produktów, również opon samochodowych. Ma bardzo istotny wymiar praktyczny, ale równocześnie jest sposobem na wprowadzenie myślenia kategoriami cyklu istnienia do praktyki gospodarczej. Jej podstawowy cel stanowi takie zarządzania działalnością firmy i jej produktami, aby zagwarantować coraz bardziej zrównoważoną produkcję oraz konsumpcję. LCM wprowadza zasady i wartości zrównoważonego rozwoju do obszaru planowania strategicznego w firmach, do projektowania i rozwoju wytwarzanych produktów, do decyzji marketingowych oraz programów komunikacyjnych. Służy także powiązaniu perspektywy cyklu istnienia z uwarunkowaniami środowiskowymi, społecznymi i ekonomicznymi w globalnej strategii, planowaniu oraz procesach podejmowania decyzji [83,84].

W ramach LCM zastosowanie znajdują systemy, metody, techniki i narzędzia zarówno o charakterze proceduralnym, jak i analitycznym (tab.3.1).

Tabela 3.1. Narzędzia wykorzystywane w ramach zarządzania cyklem istnienia [85–87]

Lp.	Stosowane metody	Zastosowanie
1.	Proceduralne koncepcje, systemy, programy i narzędzia	System zarządzania środowiskowego EMS (<i>Environmental Management System</i>), audyt, odpowiedzialność za produkt (<i>Product Stewardship</i>), certyfikowanie i specjalne standardy, środowiskowa księgowość (<i>Environmental Accounting</i>), ekoprojektowanie (<i>Design for Environment</i>), etykiety środowiskowe, raportowanie środowiskowe, środowiskowa ocena oddziaływań EIA (<i>Environmental Impact Assessment</i>), rozszerzona odpowiedzialność producenta
2.	Analityczne koncepcje, programy oraz narzędzia ekonomiczne (gospodarcze) i społeczne	Ocena kosztów cyklu istnienia (<i>Life Cycle Costing</i>), analiza wejść i wyjść IOA (<i>Input-Output Analysis</i>), analiza oczekiwań partnerów, księgowość społeczna (<i>Social Accounting</i>), całkowite koszty własności TCO (<i>Total Costs of Ownership</i>), analiza kosztów i korzyści CBA (<i>Cost-Benefit Analysis</i>), społeczna odpowiedzialność przedsiębiorstw CSR (<i>Corporate Social Responsibility</i>)
3.	Analityczne koncepcje, programy i narzędzia środowiskowe	Środowiskowa ocena cyklu istnienia LCA (<i>Life Cycle Assessment</i>), techniki symulacyjne i modelowanie, analiza przepływu materiałów MFA (<i>Material Flow Analysis</i>), analiza przepływu substancji SFA (<i>Substance Flow Analysis</i>), monitoring środowiskowy, analiza środowiskowych wejść i wyjść IOA (<i>Input-Output Analysis</i>), zapotrzebowanie na energię skumulowaną CED (<i>Cumulated Energy Demand</i>), analiza IPCC (Intergovernmental Panel On Climate Change), oszacowanie ryzyka środowiskowego ERA (<i>Environmental Risk Assessment</i>), oszacowanie całkowitych kosztów FCA (<i>Full Cost Accounting</i>)

Lp.	Stosowane metody	Zastosowanie
4.	Komunikacyjne narzędzia i programy	Certyfikacja środowiskowa, raportowanie środowiskowe, etykiety środowiskowe ISO typ I, etykiety środowiskowe ISO typ II (<i>Environmental Claims</i>), etykiety środowiskowe ISO typ III (<i>Environmental Product Declaration</i>)

Środowiskowa ocena cyklu istnienia LCA (*Life Cycle Assessment*), zajmuje szczególne miejsce wśród metod, technik i narzędzi zalecanych do stosowania w ramach LCM. Spowodowane jest to faktem, iż LCA stanowi metodę identyfikacji i oceny oddziaływań środowiskowych, nie tylko uznaną przez środowiska naukowe, ale także stosowaną przez podmioty gospodarcze [14,88].

3.2. Metoda LCA

Ocena metodą LCA złożona jest z czterech kolejno po sobie następujących, podstawowych elementów: zdefiniowania celu i zakresu, analizy parametrów wejść i wyjść (LCI), identyfikacji wpływu produktu (LCIA) oraz końcowej interpretacji (rys. 3.1). Nie stanowią one jednak sztywnej, sekwencyjnej struktury, ponieważ cała ocena ma charakter iteracyjny, wyróżniający się wieloma sprzężeniami zwrotnymi. Po każdym wykonanym kroku analitycznym, ma miejsce bieżąca interpretacja uzyskiwanych informacji, dzięki temu, w razie konieczności możliwa jest modyfikacja wcześniej przyjętych założeń [89].

Faza cyklu istnienia produktu	1. Zdefiniowanie celu i zakresu
	2. Zbiorcza analiza parametrów wejściowych i wyjść
	3. Identyfikacja wpływu produktu w cyklu istnienia
	4. Interpretacja analizy cyklu istnienia produktu

Rys. 3.1. Kompozycja LCA. Opracowanie własne na podstawie [90]

3.2.1. Zakres rozważań

Zadaniem pierwszego, kluczowego etapu jest określenie celu i zakresu wykonywanej analizy. Jest on niezwykle istotny, ponieważ podejmowane są w nim najważniejsze decyzje determinujące całą ocenę. Bardzo ważne w tej fazie jest sprecyzowanie celu analizy i grupy docelowej, dla której przygotowywane są wyniki. LCA stanowi narzędzie wspomagające podejmowanie decyzji. Norma ISO definiuje zainteresowane strony,

zaangażowane w proces decyzyjny, jako jednostki lub grupy, które są związane z następstwami działalności środowiskowej systemu produktu, wynikami oceny cyklu istnienia lub też nimi dotknięte. Można zatem wyróżnić: zlecniodawcę, inicjatora – czyli klienta LCA i/lub jednostkę zlecającą; wykonawcę analizy – osobę lub zespół przeprowadzający analizę; recenzenta – osobę lub zespół dokonujący przeglądu, niezbędny do celów walidacyjnych, szczególnie ważny w przypadku zewnętrznego zastosowania wyników; grupę docelową – podmioty, do których skierowane są wyniki analizy (tzw. użytkownicy wyników), zainteresowane strony – wszystkie osoby wcześniej wymienione oraz pozostała każda jednostka, zgodnie z wyżej podaną definicją, np. przedstawiciel producenta, konsumentów, organizacji ochrony środowiska itd. (w zależności od zasięgu i rodzaju podejmowanych decyzji) [90,91]. Coraz nowsze normy ISO dotyczące projektowania i rozwoju produktów w aspektach ochrony środowiska, nawiązują do norm ISO 14040 i 14044 oraz obszaru cyklu istnienia, łącząc LCA z oceną kosztów cyklu istnienia (*Life Cycle Costing* – LCC) i środowiskiem pracy (*Working Environment* – WE-LCA). Dzięki temu zabiegowi powstaje możliwość oszacowania nie tylko wielkości wpływu na środowisko (LCIA), ale także indukowanych kosztów finansowych (LCC) i społecznych (WE-LCA) [92,93].

Wyróżnia się dwa główne zagadnienia dotyczące charakteru i liczby zainteresowanych stron oraz efektów będących skutkiem zamierzonego zastosowania rezultatów LCA. Zależnie od kształtowania się wymienionych dwóch kryteriów możliwe jest wyróżnienie czterech kontekstów decyzyjnych. W przypadku kontekstu trzeciego chodzi o wykorzystanie zewnętrzne wyników analizy LCA, liczba zainteresowanych stron i wielkość grupy docelowej jest duża i zróżnicowana. Przykład może stanowić zastosowanie LCA w sektorze publicznym, przy analizach gospodarczych czy realizacji polityki prośrodowiskowej (opłaty produktowe, normy emisyjne, sposoby zagospodarowania odpadów itd.). Analiza środowiskowej oceny cyklu istnienia jest również wykorzystywana w znakowaniu środowiskowym, szczególnie w aspekcie deklaracji środowiskowych. Deklaracje środowiskowe zalicza się do III typu etykiet środowiskowych i stanowią one ilościową formę zaprezentowania wielkości potencjalnych wpływów środowiskowych, opartą na LCA. Deklaracje są powszechnie upubliczniane, mogą zatem trafić praktycznie do każdego zainteresowanego. Z tego powodu muszą podlegać specjalnym wymogom – rygorowi weryfikacyjnemu (konieczność przeglądu krytycznego i włączenie w proces walidacyjny niezależnej, trzeciej strony) oraz organizacyjnemu (konieczność wyłączenia ważenia i normalizowania, dokonywanie interpretacji na poziomie wskaźników kategorii wpływu, wkład danych ogólnych nie może przekraczać 10% udziału w wynikach wskaźników poszczególnych kategorii, itd.) [92–94].

W pracy została wykonana analiza porównawcza dwóch produktów – opony samochodowej starego typu oraz nowego, tzw. opony prośrodowiskowej

(przeznaczonej do samochodów osobowych). Wyniki zostaną opublikowane i przekazane do publicznej wiadomości, stąd rozbieżność interesów określono, jako niską (obiektywność rezultatów analizy), a potencjalny wpływ – jako umiarkowany. Pojęcie celu analiz zostało przedstawione w normie ISO 14040. Cel powinien jednoznacznie formułować zamierzone zastosowanie, powody prowadzenia analiz oraz zamierzonego odbiorcę. Etap ten swym zakresem obejmuje określenie i uzasadnienie doboru celu, zamierzone użycie wyników oraz zidentyfikowanie zainteresowanych stron (opis wykonującego analizy i ich zleceniodawcy, odbiorców docelowych, podmioty wykonujące przegląd, itd.). Należy jasno określić powody podjęcia decyzji o użyciu LCA, podać typ analizy (porównawcza lub nieporównawcza) oraz czy służy opisowi istniejącej rzeczywistości (status quo, LCA retrospektywne) lub modelowaniu przyszłych zmian (prospektywne LCA). Jednym z istotnych elementów systemów zarządzania środowiskowego jest komunikowanie się ze środowiskiem wewnętrznym oraz zewnętrznym. Powinno to dotyczyć również procedury i skutków eko-projektowania. [89,94–96].

Jednym z możliwych zastosowań metody LCA jest ocena technologii produkcji z punktu widzenia wpływu na środowisko przyrodnicze. Celem analizy, która zostanie przeprowadzona w niniejszej pracy, będzie porównanie oddziaływań środowiskowych związanych z cyklem istnienia konwencjonalnej opony starego typu oraz opony nowego typu, tzw. prośrodowiskowej (analiza porównawcza). Analiza LCA zostanie wykorzystana do określenia czy istnieją różnice w wielkości wpływu na otoczenie generowanego podczas cykli istnienia wybranych opon samochodowych wyprodukowanych w oparciu o dwie odmienne technologie. Oceniane opony zostały wytworzone przez firmę posiadającą czołową pozycję na europejskim i krajowym rynku. Zmiana technologii produkcji konwencjonalnych opon na opony prośrodowiskowe nastąpiła w ostatnich kilku latach i dotyczyła głównie tworzyw i materiałów wykorzystywanych do ich wytwarzania. Kluczowe kwestie dotyczyć będą efektów środowiskowych takiego przedsięwzięcia postrzeganego nie tyle z punktu widzenia miejsca wytwarzania, co z poziomu opon w nim wytwarzanych. W tym przypadku, niewątpliwą zaletą zastosowania metody LCA jest fakt, iż tego typu oszacowania można dokonać w niezwykle szeroko systemowy sposób, dla pełnych cykli istnienia rozpatrywanych opon samochodowych. Analiza ma służyć przede wszystkim opisowi istniejącej rzeczywistości (LCA retrospektywne), ale również modelowaniu przyszłych zmian, określeniu zaleceń mających na celu opracowanie bardziej prośrodowiskowych rozwiązań (LCA prospektywne). Postępowanie będzie miało charakter klasycznego procesowego badania LCA, którego zadaniem będzie określenie, czy dokonane zmiany, przyniosły redukcję negatywnego oddziaływania na środowisko. Jako odniesienie posłużyły konwencjonalne opony samochodowe starego typu. Punktem wyjścia analizy stała się teza, że prośrodowiskowe opony samochodowe oparte na nowej technologii

wytwarzania, generują niższe niekorzystne oddziaływanie na otoczenie aniżeli opony konwencjonalne.

Kluczowy punkt odniesienia w trakcie realizacji analiz stanowiły wytyczne i zalecenia znajdujące się w normach ISO 14040 i 14044. Zrealizowane zostały wszystkie cztery fazy LCA: określenie celu i zakresu, analiza zbioru wejść i wyjść, ocena wpływu cykli istnienia oraz interpretacja. Wykonane zostały następujące kroki: analiza LCA przeprowadzona przy użyciu oprogramowania SimaPro; użycie modelu Ekwoskażnik 99 H/A celem oceny LCIA; przeprowadzenie analizy zgodnej z wytycznymi dla badań porównawczych oraz z zaleceniami znajdującymi się w normach ISO 14040 i 14044 oraz najnowszych publikacjach z tego zakresu; gromadzenie danych drogą pobrania z baz udostępnionych w programie SimaPro lub wywiadu bezpośredniego z producentem opon; interpretacja uzyskanych wyników, na której podstawie zostaną zaproponowane wytyczne do udoskonalenia ocenianych obiektów badań.

Obszar analiz określany jest głównie za pomocą granic systemu oraz zakresu i typu zgromadzonych danych. W ramach tego etapu ustalany jest zakres czasowy, geograficzny i technologiczny oraz typ analizy. Istotnym jest ustalenie poziomu zaawansowania i szerokości systemu. Dla analiz porównawczych bardzo ważnym jest budowanie porównywalnych modeli LCI, a więc głębokość analizy w nich zastosowana powinna być podobna. Pojęcie zakresu terytorialnego, czasowego i technologicznego jest trudne. Nawet, gdy znane są informacje o miejscu i czasie realizacji danych procesów jednostkowych, szansa na posiadanie takiej wiedzy w zakresie całych systemów produktów jest niewielka. Powszechnie zaleca się ogólny opis zakresu geograficznego poprzez określenie go, jako globalny, krajowy, regionalny lub lokalny oraz ogólne scharakteryzowanie technologii, którą reprezentuje rozpatrywany system, np. przestarzała, przeciętna, nowoczesna, BAT. Istnieje stosunkowo bliska korelacja między użytymi danymi a charakterystyką analizowanego systemu produktu. Najlepsza opcja występuje wtedy, gdy te charakterystyki w pełni sobie odpowiadają. Poziom istniejących rozbieżności między wymaganiami wobec danych a ich faktycznym stanem umożliwia oszacowanie jakości danych. W zakresie badania należy również wskazać rodzaje wpływów środowiskowych oraz metody ich oszacowania, przez co nakreśla się podstawy do późniejszego klasyfikowania i charakteryzacji. Jeżeli w LCI zostały zastosowane procedury alokacji w tym miejscu również należy je wskazać [89].

Większość procesów realizowanych w ramach analizowanych etapów cykli istnienia opon samochodowych (wytwarzanie, eksploatacja, zagospodarowanie po zakończeniu eksploatacji) następuje w Europie. Ponieważ prowadzona analiza LCA ma charakter porównawczy, systemy analizowanych produktów zostały zbudowane w porównywalny sposób w zakresie głębokości i szerokości analizy, jak również jakości danych. Ponieważ głównym założeniem analizy jest zaprezentowanie różnic w wielkości oddziaływania na środowisko,

wynikających przede wszystkim ze zmian w zakresie produkcji i materiałów wykorzystywanych do wytwarzania opon samochodowych, zakres geograficzny i czasowy danych jest taki sam, natomiast zakres technologiczny – inny. Zakres geograficzny to obszar Europy, gdyż firma udostępniająca dane posiada bardzo silną pozycję praktycznie na całym europejskim rynku. Część danych, szczególnie tych dotyczących miejsca produkcji posiadała charakter specyficzny, miejscowy, pochodzący z określonego źródła, natomiast ze względu na europejski zasięg sprzedaży, eksploatacja i zagospodarowanie po zakończeniu eksploatacji mogą być realizowane na terenie całej Europy, a dane ich dotyczące mają charakter ogólnie kontynentalny. Zakresy czasowe obejmują ten sam przedział, ponieważ obecnie w ciągłej produkcji znajdują się zarówno konwencjonalne, jak i prośrodowiskowe opony samochodowe. Z przestrzennego punktu widzenia nie odnotowuje się istotnego wpływu, przyjmuje się to samo miejsce wytwarzania, prezentujące jednak odmienne sposoby produkcji, co prowadzi do powstawania opon o odmiennych parametrach – technologia konwencjonalna i nowoczesna (prośrodowiskowa). Wszystkie ograniczenia i wyłączenia dokonywane były równolegle dla wszystkich systemów produktów. W analizie pominięto etap magazynowania, sprzedaży i dystrybucji opon dla obu analizowanych technologii wytwarzania. W rezultacie systemy produktów w jednakowy sposób zostały obciążone takimi samymi uproszczeniami, które wprowadziły zbliżony poziom niepewności. Kryterium wyłączenia wynosiło poniżej 0,01% udziału zarówno na poziomie całego cyklu istnienia i udziału we wpływie środowiskowym na poziomie danego etapu cyklu istnienia obu rozpatrywanych typów opon.

Szczególnie duże znaczenie w analizach LCA posiada funkcja i jednostka funkcjonalna. W szerokiej perspektywie analiza polega na dokonaniu oszacowania potencjalnych efektów środowiskowych, które są związane z różnymi sposobami realizowania określonej funkcji przez różne produkty. Jeśli jest to możliwe i uzasadnione, w jednostce funkcjonalnej należy uwzględnić zakres czasowy. Określanie strumieni odniesienia bazuje natomiast na charakterystyce efektywności produktu, odnoszącej się do jego żywotności, wydajności, sprawności, sposobów eksploatacji, itp. Parametry mogą być pobierane na trzy różne sposoby: z wyników standaryzowanych testów przeprowadzonych w ściśle określonych warunkach; z zalecanych parametrów eksploatacji i wytycznych zamieszczonych w instrukcji lub na opakowaniu produktu; z rzeczywistych danych uzyskanych z badań wśród użytkowników [89,91]. Jednostka funkcjonalna stanowi ilościowy efekt systemu produktu będący jednostką odniesienia w analizach cyklu istnienia. Strumień odniesienia jest miarą wyjść albo procesów w systemie produktu, które są niezbędne do zrealizowania funkcji wyrażonej przez jednostkę funkcjonalną. Jeżeli analiza LCA obejmuje cały cykl istnienia, zalecanym jest obieranie jednostki funkcjonalnej z etapu eksploatacji, ponieważ najpełniej wyraża on i oddaje istotę pełnionej funkcji. Istnieją jednak przypadki, w których zasadnym jest również

dobieranie z etapu wytwarzania, np. dla pojedynczych gotowych produktów. Wybór jest ściśle zależny od specyfiki wykonywanej analizy. W przypadku porównawczych analiz LCA niezbędnym warunkiem jest równoważność funkcyjna rozpatrywanych obiektów. Aby możliwym było porównywanie dwóch lub więcej produktów muszą one spełniać tę samą funkcję. Z pojęciem funkcji i jednostki funkcjonalnej związana jest również problematyka alokacji. Przykład mogą stanowić procesy, w których równolegle powstają dwa lub więcej produktów (wyjścia ekonomiczne). Tego problemu można uniknąć poprzez podział procesów jednostkowych na podprocesy lub przez poszerzenie funkcji [91,97,98].

Kluczowe znaczenie dla całej analizy miało określenie jednostki funkcjonalnej i strumieni odniesienia. Punkt wyjścia stanowiło dokładne sprecyzowanie funkcji rozpatrywanych produktów. W przypadku opon samochodowych problem jest złożony. Główną kwestię stanowi fakt, iż opony nie stanowią autonomicznych jednostek, bowiem pracują w ściśle określonych układach (przeniesienia napędu). Do wypełnienia funkcji opony, niezbędnym jest wiele innych elementów, które mogłyby również zostać poddane analizie, ponieważ stanowi ona tylko fragment całego układu. Ze względu na fakt nieodnoszenia w aż tak precyzyjny sposób rozpatrywanych obiektów do ich zastosowań, opony samochodowe poddano analizie, jako odrębne jednostki, bez włączania ich w większy układ roboczy. Stanowi to pewne ogólne uproszczenie, mające na celu zwiększenie dokładności analizy samych opon. Ponieważ oba analizowane produkty stanowią opony do samochodów osobowych o takim samym obszarze zastosowań, zdecydowano funkcję odnieść do tego aspektu i określić ją, jako przejechanie normalnym stylem jazdy 50 tysięcy kilometrów w ciągu 5 lat eksploatacji. Wybór takiej a nie innej odległości do przejechania na jednostkę funkcjonalną wynikał z dostępnych danych na temat rozkładu średnich przebiegów opon w Europie, natomiast długość cyklu istnienia określono na podstawie zaleceń eksploatacyjnych producenta opon. Eksploatowanie opon starszych niż 5-letnie jest zdecydowanie mniej bezpieczne, ponieważ wraz z upływem czasu mieszanka bieżnika oraz inne elementy składowe opony tracą swoje właściwości, przez co nie zapewniają już tak dobrego poziomu przyczepności, hamowania i kierowności, w porównaniu do opon nowych. Opona staje się również bardziej podatna na awarie i uszkodzenia (dane producenta) [34].

Z uwagi na fakt, że do spełnienia założonej funkcji niezbędne są cztery opony, przyjęto, że są to opony tego samego typu (cztery opony konwencjonalne lub cztery opony prośrodowiskowe) i dokonano pewnego uproszczenia, przedstawiając wyniki analizy porównawczej dla jednej opony konwencjonalnej starego typu oraz jednej opony prośrodowiskowej.

W przypadku LCA analiza odnosi się do jednostki funkcjonalnej, nie zestawia się produktów jako takich, lecz całokształt procesów (modeli LCI), które kryją się za nimi. Z tego powodu stosuje się określenie „system produktu”.

Głównym zadaniem wykonawcy LCA jest zbudowanie tego typu systemów. W pierwszej fazie tworzony jest szkielet modeli LCI, a w drugiej (analiza zbioru) następuje ich modyfikacja i wypełnienie zebranymi danymi. LCA wbrew swojej nazwie nie musi obejmować całego cyklu istnienia. Jeżeli założony cel to uzasadnia, analiza może dotyczyć tylko wybranego etapu cyklu istnienia i np. obejmować wyłącznie produkcję łącznie z wydobyciem surowców mineralnych lub też skupiać się wyłącznie na różnych formach zagospodarowania po zakończeniu eksploatacji. Wymienione analizy mogą stanowić cenne źródło informacji, jednak same w sobie nie budują pełnego LCA [89,99].

Pierwszy element stanowi wybór etapów cyklu istnienia, które będą podlegały analizie, a drugi – głębokość analizy. Każde z wejść i wyjść środowiskowych modelowanych w LCI może być ujęte w bardziej ogólny lub szczegółowy sposób. W najlepszym przypadku rozpatrywane są strumienie elementarne, czyli energia lub materiały wchodzące albo opuszczające analizowany system produktu, bez przetworzenia przez człowieka. Byłby to system idealny, jednak gromadzenie odpowiednich danych dla tak głębokiej analizy jest zadaniem niemożliwym. Podczas prowadzenia analiz porównawczych można wprowadzać uproszczenie prowadzące do analizy różnic. Analizą obejmowane są wtedy wyłącznie te elementy i procesy, które różnią się między rozpatrywanymi systemami, a pomijane są te, które są takie same lub bardzo podobne [100,101].

W niniejszej publikacji analiza obejmowała niemal całe cykle istnienia rozważanych opon samochodowych, włączając etapy wydobycia surowców, wytwarzania, eksploatacji i zagospodarowania po zakończeniu eksploatacji. Analizie nie poddano etapów magazynowania, dystrybucji, sprzedaży i prób technicznych. Głównym powodem były zbyt duże rozbieżności danych uzyskanych na tych etapach (np. magazynowanie mogło trwać od kilku dni do kilkunastu miesięcy, dystrybucja mogła odbywać się na odległość od kilkudziesięciu do kilkuset i więcej kilometrów) lub brak danych (np. na temat prób technicznych). Ze względu na zapewnienie porównywalności granic rozpatrywanych systemów, w każdym przypadku zdecydowano się na wyłączenie wspomnianych obszarów cyklu istnienia. Zakres geograficzny to obszar Europy. Zakres czasowy obejmuje 5-letni cykl istnienia opony samochodowej. Zakres technologiczny obejmuje dwie różne technologie – tradycyjną (opony konwencjonalne) i nowoczesną (opony prośrodowiskowe).

Prowadzoną analizę można zaliczyć do typu dół-góra (*bottom-up*). Posłużyła ona głównie opisowi istniejącej rzeczywistości (analiza retrospektywna), ale także modelowaniu bardziej prośrodowiskowych rozwiązań (analiza prospektywna). Planowany poziom zaawansowania analizy klasyfikuje ją wśród analiz szczegółowych. Pojęcie wytwarzania w pracy jest rozumiane, jako całokształt procesów związanych z wytwarzaniem opon, poszczególnych ich materiałów i elementów oraz tam gdzie było to możliwe, procesów sięgających

strumieni elementarnych (wydobycie surowców i ostateczne emisje do otoczenia). Wyniki LCI dla etapów wytwarzania, eksploatacji i zagospodarowania po zakończeniu eksploatacji zostaną poddane pełnej ocenie LCA, włączając w to ocenę wpływu LCIA. Szczegółowe informacje i uzyskane wyniki analiz zostaną zaprezentowane w dalszej części pracy. Scharakteryzowanie kategorii danych wiąże się z przyjętym zakresem analizy. Kryteria przyjmowane podczas wyznaczania zakresu geograficznego, czasowego i technologicznego odnoszą się również do danych. Bardzo istotnym jest określenie źródła lub źródeł danych, ich kompletności, dokładności i reprezentatywności [89,102]. Dane użyte w analizie pozyskano od producenta opon samochodowych starego i nowego typu lub pobrano z baz danych programu SimaPro.

Dokonywanie pewnych wyłączeń w analizach LCA jest niemal zawsze konieczne. Wyłączenia uzależnione są od wyborów wykonującego lub wymuszone niezależnymi przyczynami, np. brakiem danych. Wyróżnia się kilka sposobów dokonywania wyłączeń. Najpopularniejsze z nich, to wyłączenia oparte o kryterium procentowego udziału masowego w całościowym fizycznym wyjściu oraz procentowego udziału w całkowitej wartości ekonomicznej wyjścia. Pozwala to na wyselekcjonowanie oraz wybór kluczowych elementów systemu. Dodatkowo uproszczeniu ulega model i sama analiza. Dokonane wybory powinny być jasno określone i udokumentowane [95,101]. W pracy dokonano pewnych wyłączeń w modelu LCI. Z wcześniej wymienionych powodów wyłączono procesy magazynowania, dystrybucji, sprzedaży i prób technicznych.

Istnieje kilka typów przeglądów mających za zadanie weryfikację poprawności analiz oraz sprawdzenie czy zostały one wykonane zgodnie z wymogami norm ISO i istniejącą wiedzą, m.in. pod względem jakości danych, dokumentacji czy metodyki. W przypadku upublicznianych analiz porównawczych, przegląd krytyczny stanowi niezbędny element przyjmujący formę przeglądu wewnętrznego przez eksperta znającego wymagania norm, ale równocześnie niezwiązanego w bezpośredni sposób z daną analizą LCA. Dopuszczalnym jest także wykonywanie przeglądu przez zainteresowane strony, w którym powoływany jest zewnętrzny ekspert przewodniczący grupie przedstawicieli zainteresowanych stron. W każdym przypadku przygotowywane są sprawozdania lub recenzje z przeglądu [89,90].

3.2.2. Bilans energo-materialny

Podstawą drugiej fazy LCA jest sporządzenie modelu LCI. Model ten jest obrazem analizy parametrów wejściowych i wyjściowych, jako struktury systemu produktu, którego najmniejsze elementy stanowią procesy jednostkowe. Jako proces jednostkowy rozumie się najmniejszą część systemu produktu,

dla której gromadzone są dane. Dodatkowo, procesy połączone są ze sobą strumieniami materiałowo-energetycznymi. Istotnym elementem jest także sprawdzenie kompletności oraz walidacja modelu. Umożliwia je bilansowanie materiałowo-energetyczne wszystkich pojedynczych procesów jednostkowych. Dane podlegają agregacji zgodnie z rodzajem inwentaryzacji i zostają zebrane w tablicy inwentaryzacyjnej [91]. Gromadząc dane, zyskuje się wiedzę na temat źródła ich pochodzenia, zakresu geograficznego, wieku, itd. Pojawiają się zatem informacje, umożliwiające czasowo-przestrzenne usytuowanie problemów. Jednak kluczowym kryterium klasyfikacyjnym na tym etapie jest przynależność do określonego typu inwentaryzacji. Efektem tego dane nie zostają przypisane ani do czasu, ani do miejsca. Z tego powodu LCA jest uważane za tzw. technikę ogólną. Podczas analizy gromadzenie informacji jest dostosowane do wymogów modeli i charakteru kategorii wpływów [95]. W porównaniu do pozostałych etapów analizy najwięcej czasu oraz największego nakładu pracy wymaga proces gromadzenia danych. Należy ustalić jakie informacje są niezbędne oraz określić szereg ich cech takich jak pożądany zakres czasowy, jednostki pomiarowe, rozważana technologia czy jakość źródła pochodzenia.

Dane w LCA obejmują prawie wszystkie fizyczne wejścia i wyjścia, przede wszystkim: surowców, półproduktów, materiałów pomocniczych, produktów równoległych, wody, energii, emisji do wody, gleby i atmosfery, odpadów, promieniowania, itd. Są one zbierane na podstawie diagramów przepływów. To ile zawierają one procesów jednostkowych, zależy od specyfiki struktury analizowanego systemu. Nie należy nadmiernie rozdrabniać systemu, by nie zgubić całościowego obrazu, jednak nie powinno się również zbyt uogólniać, ponieważ staje się wówczas przed problemem alokacji. Na każdym etapie rozważań można dokonać poszerzeń. W przypadku, gdy analiza ma dość ogólny charakter, ale istnieje obszar, który z pewnych względów należałoby uszczegółowić, zawsze można to zrobić. Dla poszczególnych procesów jednostkowych często przygotowywane są arkusze pomocnicze, z których dane są następnie przenoszone do modelu [89,103]. Porównywane systemy powinny posiadać jak najbardziej równoważną ilość, jakość i rodzaj danych. Nie zawsze jednak występuje pełna równowaga, np. gdy dla jednego systemu zgromadzono bardzo specyficzne dane, a dla drugiego – dość ogólne, pobrane z różnych baz danych. Gdy prowadzi się bardzo rozległe analizy, to samo zgromadzenie danych może zająć nawet kilkanaście miesięcy. W takich przypadkach w proces LCA może być zaangażowanych kilkanaście, a nawet kilkadziesiąt osób z różnych ośrodków [104,105]. W celu gromadzenia danych przygotowano specjalne arkusze. Każdy arkusz przypisano poszczególnemu procesowi jednostkowemu, z podziałem na wejścia do procesu, jego realizację oraz wyjścia. W ramach wejść do procesu brano pod uwagę materiały główne, pomocnicze i wodę, w ramach trwania etapu realizacji procesu – czas jego trwania oraz pobór mediów, a w ramach wyjść – produkt główny, odpady i emisje. Dane w arkuszach były odniesione do jednego produktu. Arkusze były

wypełniane systematycznie wraz z rozwojem analizy i uzyskiwaniem coraz nowszych informacji, zaczynając od źródła danych, miejsce i czas pobrania, przez cechy jakościowe, skończywszy na metodach walidacji. Informacje dotyczące kluczowych procesów zostały pozyskane bezpośrednio od producenta. Dane dotyczące procesów i materiałów mniej istotnych z punktu widzenia oddziaływania na środowisko pobrano z baz danych zawartych w oprogramowaniu SimaPro. Przyporządkowanie danych ma miejsce na bazie diagramu przepływów z zaznaczonymi procesami jednostkowymi oraz przypisanymi do nich wejściami i wyjściami. Często stosowaną praktyką, mającą na celu uporządkowanie i ułatwienie prowadzonych analiz, jest tworzenie specyficznych wzorców pojedynczych procesów jednostkowych i bezpośrednie gromadzenie informacji dla nich. Niezbędnym jest określenie jednostek (najlepiej zgodnych z układem SI), w których zostaną wyrażone wszystkie wejścia i wyjścia. Problemy może sprawiać odnoszenie danych do procesów. Zazwyczaj informacje pochodzące z miejsc produkcji, dotyczące wielkości zużycia energii, paliw oraz emisji, ewidencjonowane są w skali miesiąca lub roku i odnoszą się do całej linii technologicznej. W analizach LCA powinny być one odniesione do pojedynczego procesu, dlatego często pojawia się konieczność alokacji czy agregacji procesów [89,106,107]. Gromadzenie miejscowo specyficznych informacji miało miejsce dla danych o kluczowym znaczeniu z punktu widzenia oddziaływania na środowisko. Najbardziej szczegółowej analizie poddano procesy związane z wytwarzaniem tworzyw i materiałów budujących obiekty badań. W ich ramach wyodrębniono wiele procesów jednostkowych, które podlegały agregacji wraz z postępem analizy.

Główną formę walidacji modelu, w tym również danych, stanowi bilansowanie energetyczne i masowe wszystkich procesów jednostkowych. Może ono przybrać formę porównywania z danymi pochodzącymi z innych źródeł. Jeżeli nie występuje obustronne równoważenie się procesów, oznacza to, że brakuje jakiegoś elementu lub dane zostały źle oszacowane. Dane powinny posiadać możliwie dokładny opis i zostać udokumentowane. Coraz częściej opracowuje się specjalne formaty dla danych, które zawierają m.in. ich źródło i ocenę jakościową [89]. Po przypisaniu danych do procesów jednostkowych dokonano ich walidacji przez obustronny bilans energii i masy. Modele były systematycznie konstruowane i wypełniane danymi. Wielkość wejść równoważyła wielkość wyjść. Dzięki tej operacji możliwym była agregacja danych oraz przeliczenie na jednostkę funkcjonalną i strumienie odniesienia. Końcowym etapem analizy zbioru jest opracowanie tabeli LCI, zestawiającej wejścia i wyjścia w odniesieniu do jednostki funkcjonalnej. Z tego względu agregowane są dane ze wszystkich procesów jednostkowych, celem otrzymania ich wielkości dla całego systemu. Sumowanie odbywa się zgodnie z przyjętymi kryteriami. W takiej formie dane przechodzą do etapu LCIA [89,108]. Poprzez zsumowanie interwencji środowiskowych tego samego typu (wejścia materiałów, energii, odpadów, emisji, itd.) dla wszystkich procesów

jednostkowych, otrzymano macierze wejść i wyjść, które odniesiono do strumieni odniesienia. W ten sposób otrzymano tabele inwentaryzacyjne. Następnym krokiem było ich zaadaptowanie do formatu stosowanego w ramach programu SimaPro. Dzięki temu zabiegowi możliwym stało się wprowadzenie danych do programu obliczeniowego i przejście do kolejnego etapu analizy.

Jednym z podstawowych uproszczeń stosowanych w LCA jest uproszczenie dotyczące liniowości procesów. W rzeczywistości niewiele procesów przemysłowych cechuje się proporcjonalnością pomiędzy wejściami i wyjściami. Większość z nich wytwarza kilka produktów równoległych, wtedy ma się do czynienia z procesami wielowyjściowymi. Produkty wybrakowane mogą być również wykorzystywane, jako wejścia surowcowe – forma recyklingu wewnętrznego. Bardzo trudno w prosty sposób przypisać wejścia i wyjścia do pojedynczego, rozpatrywanego produktu wyjściowego. Rozwiązaniem może być podzielenie procesu jednostkowego na mniejsze lub poszerzenie systemu i włączenie dodatkowej funkcji, gdy brak jest równoważności funkcyjnej. W przypadku, gdy nie da się wprowadzić w życie wymienionych rozwiązań, dokonywana jest alokacja na podstawie zależności ekonomicznych albo relacji fizycznych. Wejścia i wyjścia mogą być przypisywane produktom równoległym proporcjonalnie do wartości ekonomicznej. Ten typ alokacji charakteryzuje wyjścia ekonomiczne. Analogicznie rzecz się ma w stosunku do procesów zamkniętego i otwartego recyklingu. Z punktu widzenia alokacji, największe znaczenie ma prawidłowe rozróżnienie produktu równoległego i ubocznego. Jeżeli proces jednostkowy generuje dwa wyjścia o znanej wartości ekonomicznej, nie zawsze należy dokonywać alokacji. Kiedy oba wyjścia stanowią pełnowartościowe, zamierzone produkty rozpatrywanego procesu, są one wyjściami równoległymi, produktami równoległymi. W takim przypadku najczęściej dokonywana jest alokacja. Jednak są przypadki, gdy generowany w procesie produkt uboczny posiada pewną wartość ekonomiczną, np. jest odpadem znajdującym nabywcę i wykorzystywanym w określony sposób. Wtedy alokacja nie jest konieczna, zależy wyłącznie od założonego celu analiz oraz decyzji podjętej przez wykonujących LCA [95,109]. Podczas analiz nie wystąpił problem alokacji. Informacje dostarczone przez producenta pozwoliły na precyzyjne wyznaczenie wielkości zużytych materiałów i energii w cyklu istnienia pojedynczej konwencjonalnej oraz próśrodowiskowej opony.

LCA jest typową techniką iteracyjną. Na każdym etapie analizy mogą zostać uzyskane informacje, które zmuszają do modyfikacji wcześniejszych założeń. W przypadku, gdy w pierwszej fazie określono wstępnie pewne granice systemu, a podczas gromadzenia danych okazało się, że uzyskanie odpowiednich informacji nie jest możliwe, niezbędne są modyfikacje. Może się również okazać, że istnieje wiele zbieżnych obszarów i istnieje możliwość wykorzystania opcji analizy różnic. System produktu obejmuje szereg poziomów składających się na jego głębokość. Rozpatrywany produkt składa się

z pewnych materiałów stanowiących główne dane. Materiały niezbędne do wytworzenia analizowanego produktu również powstają na drodze pewnych procesów wytwarzania i wymagają pewnych wejść oraz generują określone wyjścia. Stanowi to kolejny poziom analizy. Na każdym poziomie mają miejsce emisje do atmosfery, wody i gleby oraz zostają wygenerowane odpady, w tym te niepodlegające dalszej obróbce i trafiające na składowiska odpadów. Są to strumienie elementarne, które wyznaczają granice systemu produktu ze środowiskiem. W miejscu, w którym wchodzi lub wychodzi z systemu elementy nie pochodzące bezpośrednio ze środowiska (uprzednio przetworzone), występuje granica systemu z systemami innych produktów. W ten sposób granice systemu mogą być bardzo daleko poszerzane. Należy rozważyć jak dalece jest to uzasadnione, ponieważ za każdą tego typu decyzją kryje się potrzeba zgromadzenia dodatkowych danych. Powinno się rozsądnie nakreślać granice systemu w zależności od możliwości uzyskania informacji odpowiedniej jakości [89].

Na rozpatrywanym etapie analizy, po zgromadzeniu danych dotyczących cyklu istnienia konwencjonalnej i próśrodowskowej opony samochodowej, nie dokonano modyfikacji wcześniej wyznaczonych granic systemu. Wyniki wszystkich analiz powinny zostać udokumentowane. Interpretacja, która ma miejsce na tym poziomie dotyczy wyłącznie interwencji środowiskowych, a nie potencjalnych wpływów. Jest to spowodowane faktem, że w tym miejscu nie występuje żadna analiza przyczynowo-skutkowa, pozwalająca na powiązanie wejść i wyjść z ich ewentualnymi konsekwencjami [91].

3.2.3. Identyfikacja wpływu produktu w cyklu istnienia

Kluczowe znaczenie z punktu widzenia określenia wpływu cyklu istnienia danego obiektu na środowisko ma trzecia faza analizy. LCIA jest istotnie bardziej złożona od analizy zbioru. Wszelkie różnice metodyczne w podejściach do LCA, głównie odnoszą się do fazy LCIA. Analiza zbioru polega przede wszystkim na ilościowym zestawieniu interwencji środowiskowych, a jej wiarygodność zależy w głównej mierze od jakości danych oraz wyboru wartości i założeń przyjmowanych podczas konstruowania systemu produktu. Z kolei faza LCIA wprowadza pytanie „jak”, co wiąże się z pewną dozą subiektywizmu [89,110]. LCIA złożone jest z elementów obligatoryjnych i dobrowolnych. Do elementów obligatoryjnych zalicza się wybór kategorii wpływu, wskaźników kategorii, modeli charakteryzowania oraz klasyfikowanie i charakteryzowanie, a wśród elementów dobrowolnych wyróżnia się normalizowanie, grupowanie, ważenie i analizę jakości danych (rys. 3.2). Sekwencja obligatoryjnych elementów jest ściśle określona i taką należy zachowywać podczas analiz. Kwestią wyboru pozostaje czy i które z opcjonalnych kroków zostaną podjęte. W przypadku wyników o zastosowaniach zewnętrznych, np. wyniki

porównawcze przeznaczone do publicznej wiadomości, zazwyczaj pomijane jest normalizowanie i ważenie, a rezultaty są interpretowane na poziomie wyników profilu środowiskowego (kategorii wpływu). Analiza staje się mniej przejrzysta, trudniejsza, ale również pozbawiona subiektywności [110–112].

Elementy obligatoryjne	1. Ocena kategorii wpływu
	2. Identyfikacja wskaźników przyjętych kategorii
	3. Identyfikacja modeli charakteryzowania
	4. Klasyfikowanie
	5. Charakteryzowanie
Elementy uzupełniające	1. Normalizowanie
	2. Grupowanie
	3. Ważenie
	4. Analiza danych jakościowych

Rys. 3.2. Struktura fazy LCIA i relacje pomiędzy jej elementami. Opracowanie własne na podstawie [98]

Opierając się na różnych modelach charakteryzowania można wyróżnić kilka procedur obliczeniowych. Czasem różnice pomiędzy nimi są fundamentalne, dotyczą innych podejść metodycznych i z tego względu mogą generować odmienne wyniki. Kluczowa jest identyfikacja istotnych kategorii wpływu pod kątem specyfiki analizowanego obiektu i jego uwarunkowania przestrzennego, jak również wybór wskaźników kategorii oraz adekwatnych modeli charakteryzowania. Stanowi to podstawowy krok podczas oceny wielkości wpływu [89,113].

Analiza oceny wielkości wpływu została dokonana z wykorzystaniem programu obliczeniowego SimaPro opracowanego przez holenderską firmę PréConsultants. Jako bazową procedurę obliczeniową wybrano metodę Ekowskaźnik 99 opartą na punktach końcowych mechanizmu środowiskowego. Wybór właśnie Ekowskaźnika 99, jako podstawy do analiz został dokonany, ponieważ jest on metodą znaną i popularną, cieszącą się dużym uznaniem w kręgach naukowych, jest kompleksowa, posiada szerokie spektrum

zastosowań, jest bardzo dobrze opisana w literaturze i dostępne są informacje, co do niepewności użytych w niej modeli, prezentuje nowy, ale zarazem przyszłościowy kierunek rozwoju LCIA, pozwala na wykonanie analizy wrażliwości na wybory wartości ze względu na dostępność w trzech wersjach kulturowych (hierarchiczna, egalitarna, indywidualistyczna) oraz umożliwia otrzymanie wyników na sześciu poziomach agregacji, łącznie z pojedynczą wartością Ekowskaźnika. Ze względu na brak wyraźnych przesłanek do wyłączeń, analizie poddane zostaną wszystkie kategorie wpływu funkcjonujące w ramach Ekowskaźnika 99. Wskaźniki kategorii, modele charakteryzowania oraz ich parametry są przypisane do danej procedury obliczeniowej i wynikają bezpośrednio z metodycznych wyborów. Z tego powodu wykorzystane zostaną parametry charakteryzowane zawarte w programie SimaPro oraz opisane w literaturze modele charakteryzowania, które funkcjonują w ramach metody. Zarówno opona konwencjonalna, jak i prośrodowiskowa zostanie poddana analizie cyklu istnienia z wykorzystaniem trzech metod: Ekowskaźnik 99, CED (*Cumulative Energy Demand*) oraz IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*). Przypisywanie wyników LCI do poszczególnych kategorii wpływu określa się, jako klasyfikowanie. W przypadku każdej kategorii wpływu istnieje zbiór parametrów charakteryzowania dla ściśle zdefiniowanych związków. Zazwyczaj ten etap wykonuje się z wykorzystaniem specjalistycznego oprogramowania komputerowego [89,107]. Do analiz został wykorzystany program SimaPro, który automatycznie dokonał przypisania wyników LCI do poszczególnych kategorii wpływu, na podstawie wykazu substancji przynależnych do danych metod obliczeniowych i zawartych w programie baz danych.

Charakteryzowanie i przeliczanie wyników LCI na wyniki wskaźników kategorii wpływu, są procesami niezwykle złożonymi. Z technicznego punktu widzenia sprowadza się to tylko do przeliczenia wyników LCI przez odpowiednie parametry charakteryzowania i wykazanie w formie względnych udziałów w każdej z kategorii wpływu. Jednak od strony wyprowadzania parametrów z modeli środowiskowych, złożoność problemu ogromnie wzrasta. Jest to głównym argumentem za stosowaniem gotowych parametrów, które można łatwo publikować i wprowadzać do programów obliczeniowych. Obliczanie wyników na bazie pełnych modeli powodowałoby znaczny wzrost złożoności i tak nie najłatwiejszej procedury, większych wymagań czasowych, finansowych oraz sprzętowych (moc obliczeniowa komputerów) [109,114].

Główną procedurą obliczeniową użytą w niniejszej analizie jest metoda Ekowskaźnik 99, oparta na metodzie punktów końcowych. Dodatkowo wykorzystano jeszcze metodę CED i IPCC. Charakteryzowanie w niniejszej analizie zostało oparte na punktach końcowych mechanizmu środowiskowego. Wyniki tego kroku zostaną przedstawione w kolejnym rozdziale pracy.

Normalizacja rozumiana jest jako obliczanie wielkości wyników wskaźnika kategorii względem informacji odniesienia. Jest pomocna podczas określania

względne znaczenia wyników wskaźnika odniesionych do danego regionu (np. Polski, Europy), osoby (np. przeciętny mieszaniec Polski, Europy) w określonym przedziale czasu. Ten etap analizy może posłużyć także do przygotowania wyników LCIA dla kolejnych procedur, np. ważenia. Wyniki wskaźnika otrzymuje się w różnych jednostkach, więc trudno byłoby przypisywać im określone współczynniki wagowe i przemnażać. Przeliczanie na wspólną jednostkę na drodze normalizacji pozwala na późniejsze dokonywanie ważenia [91]. Zasadnicza analiza wyników została dokonana na poziomie wyników wskaźników kategorii wpływu. W analizie dokonana została również normalizacja z wykorzystaniem oprogramowania SimaPro. Jest ona etapem niezbędnym do przeprowadzenia kolejnych kroków – grupowania i ważenia.

W zależności od celu i zakresu analizy, wartościowanie kategorii wpływu może być różne. Jedne mogą wydawać się ważniejsze od innych. Dodatkowo mogą one zostać pogrupowane np. według wielkości emisji czy skali (lokalne, globalne). Gdy grupowanie ma miejsce na podstawie określonych kryteriów umożliwiających uszeregowanie kategorii wpływu, zaleca się by je określić i udokumentować. W metodzie Ekowskażnik 99 grupowanie ma miejsce w momencie zsumowania wyników wskaźników kategorii wpływu do trzech obszarów oddziaływania oraz podczas końcowej agregacji do ekowskażnika [80,89]. W przypadku Ekowskażnika 99 grupowania dokonano w dwóch zasadniczych momentach. Pierwszy z nich stanowiło łączenie wyników wskaźników kategorii wpływu w trzy obszary oddziaływania, a drugi – sumowanie zważonych wyników w pojedynczą wartość ekowskażnika. Grupowanie wykonano z wykorzystaniem programu SimaPro.

Proces ważenia natomiast polega na określeniu i przyporządkowaniu stopnia ważności (współczynnika wagowego) poszczególnym kategoriom wpływu oraz przemnażaniu przez nieznormalizowane wyniki wskaźnika. Zaleca się, aby ważenie było dokonywane na pełnych, międzynarodowo uznanych zbiorach współczynników wagowych, które zostały opracowane dla wszystkich kategorii wpływu. Ważenie powinno odbywać się w oparciu o metodę panelową, w której uczestniczą wszystkie zainteresowane strony [89,113]. Przeprowadzenie procesu ważenia pozwoli na uzyskanie wyników w punktach środowiskowych (Pt). Tysiąc punktów środowiskowych jest równe oddziaływaniu na otoczenie jednego Europejczyka w ciągu jednego roku. Proces ważenia zostanie wykonany w programie SimaPro, a jego wyniki będą zaprezentowane w kolejnym rozdziale pracy. Istotne w analizie LCA jest również zagadnienie jakości danych. Pojęcie jakości danych w odniesieniu do LCIA jest rozumiane również jako jakość parametrów wykorzystanych modeli. Celem tego kroku może stać się dokonanie cięć w ramach danych LCI poprzez wyłączenie wyników nieistotnych lub określenie czy różnice występujące po charakteryzowaniu są znaczące. Analizy jakości danych powinny być szczególnie dokładnie przeprowadzane gdy wyniki LCA mają zastosowanie zewnętrzne, ponieważ w tym przypadku problem wiarygodności jest niezwykle

istotny [89,115]. Jedną z głównych przyczyn wykorzystania w pracy metod Ekowskażnik 99, CED i IPCC był fakt, że firma PréConsultants publikuje informacje na temat niepewności danych użytych do konstrukcji modeli. Ze względu na powyższy fakt oraz otrzymanie szczegółowych informacji od producenta opon samochodowych, w pracy odstąpiono od szczegółowej analizy jakości danych.

Metoda Ekowskażnik 99 zaliczana jest do grupy metod modelujących wpływ środowiskowy na poziomie punktów końcowych mechanizmu środowiskowego. Proces charakteryzowania odbywa się dla jedenastu kategorii wpływu, mieszczących się w ramach trzech większych grup określanych jako obszary oddziaływania lub kategorie szkody. Wyróżnia się następujące obszary oddziaływania: zdrowie człowieka, jakość ekosystemu i zasoby surowców. Wyniki wskaźników obszarów oddziaływania podlegają dalszej analizie poprzez normalizowanie, grupowanie i ważenie w końcowy Ekowskażnik [89,114].

Zdrowie człowieka stanowi jeden z trzech obszarów oddziaływania w metodzie Ekowskażnik 99, który składa się z pięciu kategorii wpływu: zmiany klimatu, zubożenia warstwy ozonowej, rakotwórczości, zaburzeń oddechowych oraz promieniowania jonizującego. Dzięki obraniu wskaźnika obszaru oddziaływania z punktów końcowych mechanizmu środowiskowego, możliwym jest określenie wspólnej jednostki dla wszystkich kategorii wpływu w ramach zdrowia człowieka. Każda z nich może powodować oddziaływanie tego samego typu – zaburzenia zdrowotne u człowieka. Znanych jest wiele różnych rodzajów schorzeń spowodowanych zaburzeniami środowiskowymi, z tego powodu ważną jest kwestia określenia sposobu ich różnicowania. Celem ważenia porównawczego wprowadzona została skala DALY opracowana przez Murray'a dla Banku Światowego i WHO. Powstała dzięki wielu sesjom panelowym, w wyniku których, różnym schorzeniom przypisano wagi od 0 (idealne zdrowie) do 1 (zgon). DALY obliczane jest z trzech wielkości: liczby lat straconych na skutek przedwczesnej śmierci lub liczby lat przeżytych z określonym schorzeniem, wagi schorzenia w skali DALY oraz liczby przypadków (zarówno śmiertelnych, jak i nieprowadzących do zgonu) [113,116–118]. Wielkości te zostały wyliczone na podstawie poniższych zależności:

$$DALY \rightarrow Y \times G \times YLL \quad (4.1)$$

$$DALY \rightarrow Y \times G \times YLD \quad (4.2)$$

gdzie:

Y – liczba przypadków,

G – waga w skali DALY,

YLL – liczba lat straconych na skutek przedwczesnej śmierci (*Years Life Lost*),

YLD – liczba lat przeżytych z określonym schorzeniem (*Years Life Disabled*).

Obszar oddziaływania jakość ekosystemu jest dużo bardziej zróżnicowany i mniej jednorodny w porównaniu do obszaru zdrowia ludzkiego. Podłoże

powstawania różnych zjawisk modelowanych w jego zakresie jest często na tyle odmienne, że nie określono w jednoznaczny sposób wspólnej jednostki, jak w przypadku DALY. Obecnie stosowane jest tymczasowe rozwiązanie, pozwalające na przeliczanie jednostki PAF (*Potentially Affected Fraction*) na PDF (*Potentially Dissapeared Fraction*). Zmiany zachodzące w obszarach ekosystemów można opisać poprzez strumienie materii, energii i informacji. Aby scharakteryzować ekosystem przez tego typu przepływy, zakłada się, że ich wysoką jakość zapewniają takie warunki, w których rozpatrywane strumienie nie są w zauważalny sposób zakłócone przez ludzką aktywność i na odwrót – niska jakość odpowiada stanowi, w którym są one istotnie zaburzone. W procesach monitorowania ekosystemów, stopień zakłócenia staje się najważniejszym z parametrów. W przypadku Ekowskażnika 99, wskaźnik zaburzenia stanowi poziom różnorodności gatunkowej. Wyznacznik wielkości potencjalnej szkody, czyli wskaźnik kategorii, stanowi wielkość zakłócenia w liczbie gatunków w określonym czasie, na danym obszarze. W metodzie dokonano ograniczenia i selekcji grup gatunków, które podlegają modelowaniu, ponieważ teoretycznie wszystkie mogłyby być narażone. W ramach poszczególnych kategorii wpływu wybrane zostały reprezentatywne grupy. Dla ekotoksyczności były to niższe gatunki zwierząt lądowych i wodnych, z kolei eutrofizacja, zakwaszenie i problemy związane z użytkowaniem i przekształcaniem powierzchni ziemi zostały odniesione do wybranych gatunków roślin naczyniowych [117,119]. W ramach jakości ekosystemu wyróżniono trzy kategorie wpływu: ekotoksyczność, zakwaszenie/eutrofizacja, użytkowanie i przekształcanie powierzchni ziemi.

Modelowanie w ramach trzeciego obszaru oddziaływania – zasobów surowców, składa się z analizy zasobów (analogicznej do analizy losu) i analizy szkody. W Ekowskażniku 99 rozpatrywane są wyłącznie zasoby surowców mineralnych oraz paliwa kopalne. Inne dobra, np. dostępność czystej wody i powietrza czy bioróżnorodność, zostały objęte efektami w ramach wcześniej omawianych obszarów oddziaływania. Dla potrzeb metody został rozwinięty specjalny wskaźnik szkody, analogiczny do DALY, PAF i PDF. Jest nim nadwyżka energii (*surplus energy*) wyrażona w MJ. Podczas analizy zasobów modelowany jest spadek zawartości składnika użytecznego w złożu lub wybranie złoża, jako potencjalne efekty danego wydobywania. Szkody łączone są z dodatkową energią niezbędną do wydobywania rozpatrywanego zasobu w przyszłości, która wynika ze zmniejszenia podaży (skutek zubożenia lub wyczerpania złoża). Główne założenie opiera się na zależności, że jeżeli jakość określonego zasobu ulega zmniejszeniu (na skutek zwiększenia jego wydobywania), wzrastają wysiłki mające na celu uzyskanie go z innych źródeł. Mechanizmy rynkowe są swoistą gwarancją eksploatacji zasobów o najwyższej jakości (rozumianej jako najwyższe stężenie), co oznacza, że każdorazowe wykorzystanie jednego kilograma danego zasobu przekłada się na spadek jego jakości i zwiększenie wysiłków związanych z jego wydobywaniem (nadwyżka

energii). Im większa jest nadwyżka energii, będąca pochodną spadku stężenia, tym niższa jest jakość zasobu [85,116,120].

Metoda CED (*Cumulative Energy Demand*) pozwala określić skumulowane zapotrzebowanie na energię. Wskaźniki oddziaływań w rozpatrywanej metodzie podzielone są na 7 kategorii wpływu: 2 kategorie źródeł nieodnawialnych (energia jądrowa i paliwa kopalne) oraz 5 kategorii źródeł odnawialnych (energia Słońca, wody, wiatru, geotermalna i biomasy) [121,122].

Metoda IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change, Global Warming Potential*) pozwala na ilościową ocenę oddziaływania pojedynczych gazów cieplarnianych (GHG – *Greenhouse Gases*) na efekt cieplarniany, w stosunku do dwutlenku węgla. Horyzont czasowy w metodzie przyjmowany jest na 20, 100 albo 500 lat. Łączny wskaźnik oceny oddziaływania na efekt szklarniowy odniesiony do CO₂ wynosi 1 [109,121].

3.2.4. Interpretacja analizy cyklu istnienia produktu

Kluczowy cel finalnej części tego etapu stanowi analiza wyników oraz ich weryfikacja z punktu widzenia wcześniej założonego celu i zakresu. Interpretacja jako ostatni krok LCA pełni dodatkową rolę – sprawdza wiarygodność uzyskanych wyników. Do tego celu można wykorzystać wiele analiz interpretacyjnych, np. identyfikację znaczących kwestii, sprawdzenie kompletności, wrażliwości i zgodności oraz sformułowanie wniosków, rekomendacji i raportowanie. Istnieje podział metod wspomagających interpretację na podejścia numeryczne i proceduralne. Podejście proceduralne obejmuje ocenę danych i wyników opartą na ocenach ekspertów, raportach dotyczących podobnych produktów czy opinii podmiotów udostępniających dane. Przykładem tego podejścia może być metoda sprawdzenia kompletności i zgodności. Podejście numeryczne analizuje dane bez odnoszenia ich do innych źródeł informacji, np. analizy porównawcze, analizy udziału, analizy perturbacji, analizy niepewności czy analizy rozróżnialności. Zastosowanie konkretnej metody determinuje przede wszystkim ilość informacji o danych oraz cel analizy, np. analiza jednego systemu produktu, analiza porównawcza dwóch lub więcej produktów. Dodatkowo w procesach decyzyjnych o wysokim stopniu złożoności zastosowanie mogą znaleźć bardziej zaawansowane metody statystyczne, takie jak analiza głównych składowych lub analiza czynnikowa. Metody interpretacyjne LCA w dalszym ciągu są rozwijane [98,123]. Identyfikacja znaczących kwestii jest jednym z numerycznych podejść interpretacji. Główny jej cel stanowi dezagregacja wyników otrzymanych na etapie LCI, charakteryzowania, normalizacji, grupowania lub ważenia, do określonych elementów składowych (tab. 3.2.). Przykładem może być chęć poznania procentowych udziałów poszczególnych etapów cyklu istnienia w całkowitej emisji jakiegoś konkretnego związku chemicznego, np. CO₂. Tego

typu analizy mogą być również przeprowadzane na poziomie kategorii wpływu, wyników charakteryzowania lub wyniku końcowego (jak w metodzie Ekowskażnik 99). Przedmiot analizy mogą stanowić wejścia lub wyjścia z systemu. Pozyskiwane informacje mogą posłużyć zmodyfikowaniu etapów cyklu istnienia lub pojedynczych procesów. W tym przypadku analiza jest nakierowana na późniejsze, praktyczne zastosowanie. Technika identyfikacji znaczących kwestii może również zostać ukierunkowana na analizę. W tym przypadku służy do identyfikowania elementów o największym udziale procentowym w kategoriach wpływu lub emisjach. Stanowi zatem wyznacznik, które wejścia i wyjścia wymagają zwiększonej uwagi (powinny być najbardziej precyzyjne). Równocześnie elementy o najmniejszym udziale procentowym mogą zostać potraktowane znacznie łagodniej [91,123].

Tabela 3.2. Poziomy agregacji w metodzie Ekowskażnik 99 [89]

Lp.	Poziom	Działanie
1.	I	Analiza zbioru w oparciu o wyniki LCI
2.	II	Charakteryzowanie w oparciu o wskaźniki wpływu
3.	III	Grupowanie w oparciu o wskaźniki szkody
4.	IV	Normalizacja w oparciu o wskaźniki znormalizowane
5.	V	Ważenie w oparciu o wskaźniki ważone
6.	VI	Grupowanie wskaźników ważonych w oparciu o zgrupowane wskaźniki ważone

Rozpatrywana metoda może być zastosowana na każdym z wymienionych poziomów, a wraz z wyższym stopniem dochodzi dodatkowy kierunek (wymiar) interpretacyjny. Na poziomie analizy zbioru można rozpatrywać wyłącznie udział poszczególnych etapów cyklu istnienia lub procesów jednostkowych w wynikach LCI. W trakcie rozpatrywania poziomu charakteryzowania lub normalizacji, dodatkowo możliwym jest analizowanie ich udziałów w wynikach wskaźników (profil środowiskowy). Z kolei na poziomie ważenia pojawia się jeszcze jeden wymiar interpretacyjny – analiza pojedynczych kategorii wpływu w odniesieniu do ich procentowego udziału w wynikach wskaźnika po ważeniu. W metodzie Ekowskażnik 99 występuje dodatkowy poziom zgrupowania wyników po ważeniu, stanowiący najwyższy stopień agregacji [89,96].

Sprawdzenie kompletności jest przykładem podejścia proceduralnego. Celem metody jest sprawdzenie kompletności analizy oraz uzyskanie pewności, że wszystkie ważne informacje i dane potrzebne do interpretacji są kompletne i osiągalne. W przypadku, gdy po sprawdzeniu kompletności, okazałoby się, że brakuje jakiejś informacji, należy rozważyć jej istotność. Jeżeli okazałoby się, że jest ona mało ważna, dopuszczalne jest podjęcie decyzji o jej pominięciu.

Jeśli jednak jest istotna, powinno się ją uzupełnić i zrewidować wcześniejsze fazy analizy LCA. W trakcie analizy dokonano sprawdzenia jej kompletności z wynikiem pozytywnym. Wszystkie ważne informacje i dane niezbędne do interpretacji były kompletne oraz osiągalne bezpośrednio od producenta opon samochodowych, firmy zajmującej się ich recyklingiem z baz danych programu SimaPro. Celem sprawdzenia zgodności należy określić czy przyjęte założenia, wybrane wartości i wykorzystane metody są zgodne z założonym celem i zakresem analizy oraz czy ewentualne różnice w jakości danych w ramach jednego systemu produktu i systemu lub systemów alternatywnych, zgadzają się z celem i zakresem analizy. Porównywane systemy nie powinny się istotnie różnić pod względem głębokości analizy, szczegółowości i precyzji danych, itd. [91,95]. Podczas analizy dokonano sprawdzenia zgodności. Przyjęte założenia, wykorzystywane metody, głębokość analizy, szczegółowość i precyzja danych dla obu rozpatrywanych systemów są zgodne z założonym wcześniej celem i zakresem analizy.

Istotą analizy wrażliwości jest sprawdzenie czy otrzymane wyniki są wrażliwe na zmiany danych kryteriów, a zatem czy zmienne wyjściowe zmieniają się, a jeśli tak to o ile na skutek zmian określonych zmiennych wejściowych. Zmienne wejściowe są rozumiane jako fizyczne dane wejściowe oraz zmiany założeń, metodyki prezentowanej przez określone procedury obliczeniowe, itd. Podobnie jak w analizie identyfikacji znaczących kwestii, możliwa jest identyfikacja najważniejszych elementów, czyli tych, na których zmianę wyniki wykazują szczególną wrażliwość. W odniesieniu do różnych poziomów analizy zastosowanie znajdują różne analizy wrażliwości. Dla zasad alokacji, wyboru granic, struktury modelu i procesów zalecana jest analiza scentralizowana. Podczas rozpatrywania zmiennej wejściowej jaką jest pojedyncza dana oraz zmianę zmiennej wyjściowej, to obie przyjmują postać zmiennych ciągłych. Jednak, gdy pod zmienną wejściową kryje się zmiana granic systemu, zasad alokacji, wyboru modelu lub procesów, to zmienne posiadają postać dyskretną (skokową). Tego typu analizy mogą być dokonywane w odniesieniu do analiz porównawczych. W tym przypadku kluczowym staje się ustalenie stopnia wrażliwości wzajemnych relacji wyników na poszczególne zmiany parametrów. Pewną formą analizy wrażliwości jest analiza perturbacji, która jest formą podejścia numerycznego o cechach analizy marginalnej. [93,124,125]. Polega ona na wykonaniu analizy wrażliwości dla małych (zazwyczaj 1%) zmian danych wejściowych i obserwacji reakcji zmiennych wyjściowych (wyniki na różnym poziomie agregacji). Cel przeprowadzenia analizy perturbacji jest podobny do celu identyfikacji znaczących kwestii. Na podstawie wykazanej wrażliwości zmiennych wyjściowych ustalane są te elementy systemu, które powodują największe perturbacje. Im większy jest procentowy udział zmiennych końcowych w wynikach, tym wrażliwszy jest cały system. W ten sposób udaje się wykazać, które dane są najważniejsze i wymagają największej uwagi. Zazwyczaj analiza perturbacji przebiega

z wprowadzeniem współczynników na bazie wykazywanych zmian. Gdy jednoprocentowy wzrost danej wejściowej powoduje dwuprocentowy wzrost wyników, to przypisywany jest do niej mnożnik równy dwa. Analiza perturbacji może zostać wykorzystywana jako podstawa do przeprowadzania wyłączeń. Przyjmuje się, że szczególną uwagę należy zwrócić na elementy, których mnożniki są wyższe niż 0,8, a szczególnie zaś – wyższe od jednego [123,126].

W przeciwieństwie do analizy niepewności, analiza perturbacji może być przeprowadzana bez wiedzy o niepewności zmiennych wejściowych. Oszacowanie wrażliwości na zmianę pewnego parametru może zostać dokonane bez wnikania w jego niepewność. Analiza perturbacji może być prowadzona na różnych poziomach agregacji danych. Im niższy poziom dezagregacji, tym jest ona bardziej czasochłonna i złożona. Jednak im wyższej agregacji podlegają wyniki, tym większemu zniekształceniu ulegają i bardziej oddalają się od pierwotnych rezultatów, co powoduje, że wnioskowanie obarczone jest pewną niepewnością [93,123]. U podstaw analizy niepewności leży określenie niepewności wyników, która wynika z inherentnej niepewności danych wejściowych. Problem propagacji niepewności z danych na wyniki zazwyczaj jest badany z wykorzystaniem metod symulacyjnych. Do głównych metod ilościowego oszacowania ryzyka mających zastosowanie w LCA zaliczyć można metodę Monte Carlo i Latin Hipercube. Szczególnie często wykorzystywana jest pierwsza z nich. Analiza niepewności ma na celu zamianę określonego, deterministycznego modelu LCA, który operuje na warunkach pewności na model stochastyczny, funkcjonujący na warunkach niepewności. Kluczowy problem w analizie stanowi brak informacji w bazach danych o niepewności danych w nich zawartych. Istnieją jednak jakościowe techniki oszacowywania niepewności danych. Same w sobie są one, co prawda niewystarczające, ale stanowią dobrą podstawę do prowadzenia dalszej oceny. Zaleca się, by analiza niepewności obejmowała modele charakteryzowania, z tego powodu istotnym jest by jednostki, które opracowują procedury obliczeniowe na podstawie określonych modeli, udostępniały informacje na temat niepewności parametrów tych modeli [89].

Wysokiej jakości dane do analiz otrzymano bezpośrednio od producenta opon i firmy zajmującej się ich recyklingiem. Pozostałe dane uzyskano z baz danych programu SimaPro. Firma PréConsultants (producent oprogramowania SimaPro) w swoim raporcie [114] publikuje wielkości oszacowanych wariancji (kwadratów geometrycznych odchyłeń standardowych) jako kwantyfikatorów niepewności parametrów modeli dla poszczególnych kategorii wpływu. Wprowadzanie parametrów do programu SimaPro odbywa się na drodze uznanych i powszechnie akceptowanych mechanizmów i modeli, które są obarczone niewielką niepewnością przybliżeń i ekstrapolacji, zatem ich wiarygodność jest wysoka. Zgodnie z powyższym, w niniejszej monografii odstąpiono od przeprowadzenia analizy wrażliwości i niepewności.

Analiza porównawcza polega na zestawieniu wyników analizy LCA dla analizowanych systemów produktów na różnych poziomach agregacji i ocenie ich wzajemnej zależności. Przykładowo, gdy zestawieniu podlegają pogrupowane rezultaty charakteryzowania w ramach wszystkich przyjętych kategorii szkody dla różnych badanych systemów i zostaną podzielone przez skrajnie najwyższy lub najniższy wynik, to dla skrajnego wyniku uzyskiwana jest wartość jeden, a dla pozostałych – efekt dzielenia mniejszy lub większy od jeden. Jeżeli jako odniesienie przyjęto wynik najmniejszy, to w przejrzysty sposób możliwym jest zobrazowanie o ile większe są od niego pozostałe wyniki. Analiza porównawcza stanowi niezwykle prostą i szybką metodę, jednak nie ujmuje niepewności danych. Z tego względu zaleca się wspomaganie jej innymi ocenami o większym stopniu szczegółowości [89]. Ze względu na bardzo dużą ilość otrzymanych, szczegółowych wyników analiz, odstąpiono od zaprezentowania wyników dodatkowej analizy porównawczej wyżej opisaną metodą.

W metodzie LCA u jej podstaw leży porównanie wyników analizy dla rozpatrywanych systemów i określenie, w jakim stopniu różnią się analizowane obiekty oraz czy istnieją podstawy do stwierdzenia, że jeden system produktu jest istotnie lepszy od drugiego. Zgodnie z założeniami statystycznymi, aby uznać różnicę za znaczącą, musi istnieć 95% prawdopodobieństwo zajścia zdarzenia. Zatem aby uznać przewagę środowiskową jednego obiektu za znaczącą, wynik wskaźnika dla niego powinien być niższy w 95% przypadków. W analizie różnic bazuje się na jakościowej różnicy wyników, a nie ilościowej. Analiza różnic nie ocenia dystansu między wynikami (różnicy arytmetycznej), ale relację jakościową i liczbę przypadków. Wykorzystuje analizę porównawczą (końcowy element porównania) oraz analizę niepewności (generowanie wyników losowo pobranych zmiennych o znanym rozkładzie) [123].

Ostatnim krokiem w zakresie interpretacji jest sformułowanie wniosków, rekomendacji i przygotowanie raportu. Wstępne wnioski powinny być formułowane najpierw na podstawie wyników identyfikacji znaczących kwestii, a następnie przez wyniki analiz kompletności, wrażliwości i zgodności. Po ich sformułowaniu zaleca się sprawdzenie, czy są one zgodne z założonym celem i zakresem analizy. Jeżeli tak, to mogą zostać udokumentowane, jako ostateczne wnioski. Rekomendacje odnoszą się do osób podejmujących decyzje na podstawie wyników LCA. Ważne jest, by były powiązane z założonymi wcześniej zastosowaniami rezultatów oraz logicznie i bezpośrednio wynikały z wniosków. Wykonanie raportu z badań jest niezbędnym elementem stanowiącym bezstronne i kompletne rozliczenie analiz [89,91].

3.3. Autorski wskaźnik środowiskowej oceny produktu

Wykonanie środowiskowej analizy cyklu istnienia opon samochodowych (LCA) pozwoliło na opracowanie wskaźnika środowiskowej oceny produktu ($W_{\dot{S}OP}$), stanowiącego podstawę do zarządzania cyklem istnienia produktu (LCM), zgodnego z ideą myślenia kategoriami cyklu istnienia (LCT). W zależności od przyjmowanych przez wskaźnik wartości, możliwą stanie się ocena, czy analizowana opona nowego typu stanowi rozwiązanie, które w perspektywie całego cyklu istnienia (lub poszczególnych jego faz) umożliwi zmniejszenie negatywnego oddziaływania na otoczenie w porównaniu z produktem wykonanym w starszej technologii.

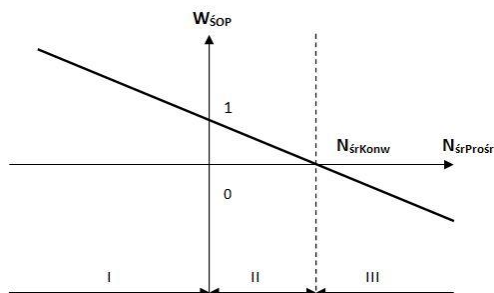
Wskaźnik środowiskowej oceny produktu ($W_{\dot{S}OP}$) może zostać opisany zależnością:

$$W_{\dot{S}OP} = \frac{\sum_{i=1}^{11} N_{\dot{S}r_{Konw}} - \sum_{i=1}^{11} N_{\dot{S}r_{Pro\dot{S}r}}}{\sum_{i=1}^{11} N_{\dot{S}r_{Konw}}} \quad (4.3)$$

gdzie:

- $N_{\dot{S}r_{Konw}}$ – nakłady środowiskowe w cyklu istnienia (lub jego etapie) produktu wytwarzanego konwencjonalnie (starszą technologią),
- $N_{\dot{S}r_{Pro\dot{S}r}}$ – nakłady środowiskowe w cyklu istnienia (lub jego etapie) produktu prośrodowiskowego (wytwarzanego nową technologią).

Graficzna interpretacja wskaźnika środowiskowej oceny produktu ($W_{\dot{S}OP}$) stanowi linia prosta, malejąca (rys. 4.5).



Rys. 4.5. Graficzna interpretacja wskaźnika środowiskowej oceny produktu ($W_{\dot{S}OP}$)
[opracowanie własne]

Zgodnie z zależnością (4.3.) i rysunkiem 4.5. wskaźnik środowiskowej oceny produktu przyjmuje następujące wartości przedstawione w poniższych podrozdziałach.

Zaproponowany nowy produkt, wytwarzany w nowej prośrodowiskowej technologii jest produktem całkowicie ekologicznym, ulepszającym środowisko, (na dzień dzisiejszy, dla całego cyklu istnienia nowego produktu, jest to stan całkowicie teoretyczny, choć możliwy w przypadku produktów biologicznych). Został on opisany zależnością:

$$\begin{cases} P < K \\ P \leq 0 \end{cases} \text{ i } K > 0 \Rightarrow P \in < 0, -\infty) \quad (4.4)$$

Wartość wskaźnika wynosi: $W_{\dot{S}OP} \geq 1$

Zaproponowany nowy produkt, wytwarzany w nowej, prośrodowiskowej technologii generuje procesy powodujące zmniejszenie negatywnego oddziaływania na otoczenie w całym cyklu istnienia (lub jego pojedynczych etapów) w odniesieniu do produktu istniejącego, stosowanego, wytwarzanego w konwencjonalnej technologii (zależność 4.5).

$$\begin{cases} P < K \\ P > 0 \end{cases} \text{ i } K > 0 \Rightarrow P = (0, K) \quad (4.5)$$

Wartość wskaźnika wynosi: $0 < W_{\dot{S}OP} < 1$

Zaproponowany nowy produkt, wytwarzany w nowej, prośrodowiskowej technologii generuje procesy pogarszające, w tym nie polepszające negatywnego oddziaływania na otoczenie w całym cyklu istnienia (lub jego pojedynczych etapów), w odniesieniu do produktu istniejącego, stosowanego, wytwarzanego w konwencjonalnej technologii (zależność 4.6).

$$\begin{cases} P \geq K \\ P > 0 \end{cases} \text{ i } K > 0 \Rightarrow P = < K, 0) \quad (4.6)$$

Wartość wskaźnika wynosi: $W_{\dot{S}OP} \leq 0$

4. Studium przypadku – wyniki i dyskusja

4.1. Wpływ produktu na środowisko

4.1.1. Analiza ekowpływu: charakteryzowanie

Wybrane wyniki, otrzymane na etapie charakteryzowania zaprezentowano w tabelach 4.1–4.15. Rezultaty analiz zostały przedstawione dla każdego etapu materialnego cyklu istnienia opony konwencjonalnej i prośrodowiskowej. Pod uwagę wzięto całkowite oddziaływanie cyklu istnienia opon samochodowych oraz wyodrębniono z niego oddziaływanie na środowisko atmosferyczne, wodne i glebowe. Wyniki zaprezentowano w czterech jednostkach, które są charakterystyczne dla metody Ekowskażnik 99: DALY (oddziaływanie na zdrowie ludzkie), $\text{PAF} \cdot \text{m}^2/\text{r}$ (wpływ na zwierzęta), $\text{PDF} \cdot \text{m}^2/\text{r}$ (oddziaływanie na rośliny) i MJ (zwiększone zużycie energii, niezbędne do wydobycia surowców). Poziom odcięcia był równy 0,05%. Analiza obejmowała jedenaście kategorii wpływu.

W tabeli 4.1 zaprezentowano wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej, z uwzględnieniem kategorii wpływów. Wśród substancji oddziałujących na zdrowie człowieka, najwyższą wielkością negatywnego wpływu cechują się związki nieorganiczne powodujące choroby układu oddechowego. Maksymalny poziom ich emisji odnotowano w przypadku eksploatacji konwencjonalnej opony ($1,09 \cdot 10^{-3}$ DALY). Procesy recyklingu pozwoliłyby na zmniejszenie tego typu szkodliwych wpływów w całym cyklu istnienia opony konwencjonalnej łącznie o $8,54 \cdot 10^{-7}$ DALY, a dla opony prośrodowiskowej łącznie o $1,49 \cdot 10^{-6}$ DALY. Spośród związków, które w szkodliwy sposób oddziałują na zwierzęta, największe niebezpieczeństwo dla ich zdrowia i istnienia stanowią substancje ekotoksyczne, których największa ilość powstaje podczas wytwarzania opony konwencjonalnej ($2,90 \cdot 10^1$ $\text{PAF} \cdot \text{m}^2/\text{r}$). Recykling po zakończeniu cyklu istnienia umożliwiłby minimalizację rozpatrywanego negatywnego oddziaływania na łącznym poziomie $2,87 \cdot 10^{-1}$ $\text{PAF} \cdot \text{m}^2/\text{r}$ w przypadku opony konwencjonalnej i $4,66 \cdot 10^{-1}$ $\text{PAF} \cdot \text{m}^2/\text{r}$ w przypadku opony prośrodowiskowej. Z kolei wśród substancji mających szkodliwy wpływ na organizmy roślinne, najwyższy poziom negatywnego oddziaływania w cyklu istnienia wywierają związki powodujące zakwaszenie lub eutrofizację środowiska. Najwyższy poziom ich emisji cechuje etap eksploatacji opony konwencjonalnej ($0,36 \cdot 10^1$ $\text{PDF} \cdot \text{m}^2/\text{r}$). Jej recykling pozwoliłby na zmniejszenie negatywnego wpływu w analizowanym zakresie, łącznie o $4,45 \cdot 10^{-2}$ $\text{PDF} \cdot \text{m}^2/\text{r}$ dla opony konwencjonalnej i o $-7,83 \cdot 10^{-2}$ $\text{PDF} \cdot \text{m}^2/\text{r}$ dla opony prośrodowiskowej. Ostatni analizowany typ oddziaływania związany był z potencjalnym zwiększonym zużyciem energii, niezbędnym podczas

wydobycia surowców. Największy poziom szkodliwego wpływu w tym zakresie odnotowano dla procesów związanych z wydobywaniem paliw kopalnych. Największego nakładu energetycznego będzie wymagała faza eksploatacji konwencjonalnej opopy ($4,11 \cdot 10^3$ MJ). Procesy recyklingu pozwoliłyby na łączną oszczędność energii potrzebnej do wydobycia surowców w całym cyklu istnienia opopy konwencjonalnej na poziomie $0,60 \cdot 10^1$ MJ, a w przypadku opopy prośrodowiskowej $0,83 \cdot 10^1$ MJ.

Tabela 4.1. Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opopy samochodowej, z uwzględnieniem kategorii wpływów

Kategoria wpływu, jednostka	Wytwarzanie		Eksploatacja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Związki rakotwórcze, DALY	$5,81 \cdot 10^{-5}$	$4,53 \cdot 10^{-5}$	$3,58 \cdot 10^{-8}$	$3,58 \cdot 10^{-8}$	$-1,55 \cdot 10^{-7}$	$1,17 \cdot 10^{-7}$
Związki organiczne powodujące choroby układu oddechowego, DALY	$8,97 \cdot 10^{-8}$	$5,77 \cdot 10^{-8}$	$6,60 \cdot 10^{-7}$	$6,25 \cdot 10^{-7}$	$-1,32 \cdot 10^{-8}$	$-2,22 \cdot 10^{-8}$
Związki nieorganiczne powodujące choroby układu oddechowego, DALY	$1,91 \cdot 10^{-4}$	$1,48 \cdot 10^{-4}$	$1,09 \cdot 10^{-3}$	$1,03 \cdot 10^{-3}$	$-8,54 \cdot 10^{-7}$	$-1,49 \cdot 10^{-6}$
Związki powodujące zmiany klimatu, DALY	$6,95 \cdot 10^{-5}$	$5,40 \cdot 10^{-5}$	$4,76 \cdot 10^{-4}$	$4,51 \cdot 10^{-4}$	$-4,41 \cdot 10^{-7}$	$-5,31 \cdot 10^{-8}$
Związki promieniotwórcze, DALY	$1,04 \cdot 10^{-7}$	$7,99 \cdot 10^{-8}$	$6,46 \cdot 10^{-12}$	$6,46 \cdot 10^{-12}$	-	-
Związki powodujące zwiększanie dziury ozonowej, DALY	$1,43 \cdot 10^{-8}$	$2,55 \cdot 10^{-9}$	$1,67 \cdot 10^{-13}$	$1,67 \cdot 10^{-13}$	$-4,22 \cdot 10^{-10}$	$-2,12 \cdot 10^{-10}$
Związki ekotoksyczne, $\text{PAF} \cdot \text{m}^2/\text{r}$	$2,90 \cdot 10^1$	$1,85 \cdot 10^1$	$3,44 \cdot 10^{-2}$	$3,44 \cdot 10^{-2}$	$2,87 \cdot 10^{-1}$	$4,66 \cdot 10^{-1}$

Kategoria wpływu, jednostka	Wytwarzanie		Eksplotacja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Związki powodujące zakwaszenie/eutrofizację PDF·m ² /r	$4,75 \cdot 10^0$	$3,69 \cdot 10^0$	$3,64 \cdot 10^1$	$3,45 \cdot 10^1$	$-4,45 \cdot 10^{-2}$	$-7,83 \cdot 10^{-2}$
Użytkowanie gruntów, PDF·m ² /r	$2,47 \cdot 10^0$	$2,30 \cdot 10^0$	$5,97 \cdot 10^{-5}$	$5,97 \cdot 10^{-5}$	-	-
Wydobycie minerałów, MJ	$5,16 \cdot 10^{-1}$	$3,52 \cdot 10^{-1}$	$2,82 \cdot 10^{-4}$	$2,82 \cdot 10^{-4}$	$-7,14 \cdot 10^{-2}$	$-1,65 \cdot 10^{-4}$
Wydobycie paliw kopalnych, MJ	$1,34 \cdot 10^2$	$9,78 \cdot 10^1$	$4,11 \cdot 10^3$	$3,89 \cdot 10^3$	$-5,88 \cdot 10^0$	$-8,32 \cdot 10^0$

Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla związków rakotwórczych występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej zaprezentowano w tabeli 4.2. Najwyższy wpływ na wielkość szkodliwego oddziaływania w rozpatrywanej kategorii miały emisje jonów arsenu i kadmu. Cechują się one działaniem mutagennym, spowodowanym wywoływaniem aberracji chromosomalnych i nasileniem procesów wymiany chromatyd siostrzanych. W największym stopniu powodują one rozwój nowotworów tkanki płucnej, nerek oraz skóry. Największy poziom ich emisji odnotowano dla etapu wytwarzania opony konwencjonalnej, było to $5,17 \cdot 10^{-5}$ DALY w przypadku jonów arsenu i $4,40 \cdot 10^{-6}$ DALY w przypadku jonów kadmu. Zastosowanie recyklingu, jako formy zagospodarowania po zakończeniu eksploatacji pozwoliłoby na łączne zmniejszenie poziomu tych szkodliwych oddziaływań w cyklu istnienia konwencjonalnej opony o $1,77 \cdot 10^{-7}$ DALY dla jonów arsenu i $5,17 \cdot 10^{-9}$ DALY dla jonów kadmu. Spośród wszystkich rozpatrywanych etapów cyklu istnienia opony, zarówno w przypadku tej konwencjonalnej, jak i prośrodowiskowej, najwyższym poziomem emisji związków rakotwórczych cechuje się etap wytwarzania, łącznie dla opony konwencjonalnej jest to oddziaływanie równe $5,81 \cdot 10^{-5}$ DALY, natomiast dla opony prośrodowiskowej – $4,526 \cdot 10^{-5}$ DALY.

Tabela 4.2. Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla związków rakotwórczych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, DALY		Eksplotacja, DALY		Recykling, DALY	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Arsen, jony	$5,17 \cdot 10^{-5}$	$4,02 \cdot 10^{-5}$	$2,99 \cdot 10^{-8}$	$2,99 \cdot 10^{-8}$	$-1,77 \cdot 10^{-7}$	$3,96 \cdot 10^{-8}$
Kadm, jony	$4,40 \cdot 10^{-6}$	$3,43 \cdot 10^{-6}$	$3,56 \cdot 10^{-9}$	$3,56 \cdot 10^{-9}$	$-5,17 \cdot 10^{-9}$	$1,10 \cdot 10^{-9}$

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, DALY		Eksploatacja, DALY		Recykling, DALY	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Cząstki pyłu < 2,5 µm	$7,81 \cdot 10^{-7}$	$6,10 \cdot 10^{-7}$	$2,33 \cdot 10^{-9}$	$2,33 \cdot 10^{-9}$	-	-
Kadm	$6,18 \cdot 10^{-7}$	$4,75 \cdot 10^{-7}$	$8,31 \cdot 10^{-12}$	$8,31 \cdot 10^{-12}$	$-1,17 \cdot 10^{-8}$	$3,99 \cdot 10^{-9}$
Arsen	$5,97 \cdot 10^{-7}$	$4,64 \cdot 10^{-7}$	$2,91 \cdot 10^{-12}$	$2,91 \cdot 10^{-12}$	-	-
Metale nieokreślone	$1,22 \cdot 10^{-11}$	-	-	-	$5,13 \cdot 10^{-8}$	-
Dioksyny	-	$3,87 \cdot 10^{-8}$	$1,04 \cdot 10^{-11}$	$1,04 \cdot 10^{-11}$	-	-

W tabeli 4.3 zaprezentowano wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla związków organicznych powodujących choroby układu oddechowego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej. Najwyższy poziom szkodliwych emisji w rozpatrywanej kategorii odnotowano dla węglowodorów powodujących choroby układu oddechowego oraz niemetanowych lotnych związków organicznych. Największa ilość węglowodorów powstaje podczas fazy eksploatacji, było to odpowiednio $6,58 \cdot 10^{-7}$ DALY dla opon konwencjonalnych oraz $6,23 \cdot 10^{-7}$ DALY dla opon prośrodowiskowych. Z kolei najwięcej NMVOC jest uwalnianych do otoczenia na etapie wytwarzania, dla opon konwencjonalnych jest to $6,57 \cdot 10^{-8}$ DALY, a dla prośrodowiskowych – $3,94 \cdot 10^{-8}$ DALY. Procesy związane z recyklingiem pozwoliłyby na łączne ograniczenie w całym cyklu istnienia emisji niemetanowych lotnych związków organicznych dla opon konwencjonalnych na poziomie $-1,31 \cdot 10^{-8}$ DALY, natomiast dla prośrodowiskowych na poziomie $-2,22 \cdot 10^{-8}$ DALY. W całym cyklu istnienia, to podczas etapu eksploatacji opon samochodowych powstaje największa ilość związków organicznych powodujących choroby układu oddechowego. W przypadku opon konwencjonalnych jest to łącznie $6,59 \cdot 10^{-7}$ DALY, a prośrodowiskowych $6,26 \cdot 10^{-7}$ DALY.

Tabela 4.3. Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla związków organicznych powodujących choroby układu oddechowego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, DALY		Eksploatacja, DALY		Recykling, DALY	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Węglowodory nieokreślone	$3,88 \cdot 10^{-10}$	$3,73 \cdot 10^{-11}$	$6,58 \cdot 10^{-7}$	$6,23 \cdot 10^{-7}$	$9,47 \cdot 10^{-11}$	$1,80 \cdot 10^{-10}$

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, DALY		Eksplotacja, DALY		Recykling, DALY	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
NMVOC, niemetanowe lotne związki organiczne	$6,57 \cdot 10^{-8}$	$3,94 \cdot 10^{-8}$	$1,88 \cdot 10^{-9}$	$1,88 \cdot 10^{-9}$	$-1,31 \cdot 10^{-8}$	$-2,22 \cdot 10^{-8}$
Metan, kopalny	$9,79 \cdot 10^{-9}$	$7,66 \cdot 10^{-9}$	$5,50 \cdot 10^{-11}$	$5,50 \cdot 10^{-11}$	-	-
Ksilen	$5,74 \cdot 10^{-9}$	$4,47 \cdot 10^{-9}$	$5,90 \cdot 10^{-15}$	$5,90 \cdot 10^{-15}$	-	-
Węglowodory aromatyczne	$1,94 \cdot 10^{-9}$	$1,46 \cdot 10^{-9}$	$2,21 \cdot 10^{-10}$	$2,21 \cdot 10^{-10}$	$1,98 \cdot 10^{-11}$	$2,74 \cdot 10^{-11}$
Węglowodory alifatyczne	$1,46 \cdot 10^{-9}$	$1,14 \cdot 10^{-9}$	$9,29 \cdot 10^{-16}$	$9,29 \cdot 10^{-16}$	-	-
Pentan	$7,24 \cdot 10^{-10}$	$5,37 \cdot 10^{-10}$	$1,71 \cdot 10^{-14}$	$1,71 \cdot 10^{-14}$	-	-
Węglowodory alifatyczne, alkeny	$5,89 \cdot 10^{-10}$	$4,55 \cdot 10^{-10}$	$1,05 \cdot 10^{-14}$	$1,05 \cdot 10^{-14}$	-	-
Benzen	$5,51 \cdot 10^{-10}$	$4,29 \cdot 10^{-10}$	$2,96 \cdot 10^{-15}$	$2,96 \cdot 10^{-15}$	$-5,14 \cdot 10^{-13}$	$5,76 \cdot 10^{-13}$
Toluen	$4,91 \cdot 10^{-10}$	$3,77 \cdot 10^{-10}$	$1,29 \cdot 10^{-14}$	$1,29 \cdot 10^{-14}$	-	-
Etan	$3,45 \cdot 10^{-10}$	$2,58 \cdot 10^{-10}$	$3,03 \cdot 10^{-15}$	$3,03 \cdot 10^{-15}$	-	-
Butan	$3,31 \cdot 10^{-10}$	$2,41 \cdot 10^{-10}$	$1,18 \cdot 10^{-14}$	$1,18 \cdot 10^{-14}$	-	-
Eten	$1,84 \cdot 10^{-10}$	$3,08 \cdot 10^{-10}$	$5,28 \cdot 10^{-15}$	$5,28 \cdot 10^{-15}$	-	-
Formaldehyd	$2,75 \cdot 10^{-10}$	$2,03 \cdot 10^{-10}$	$5,46 \cdot 10^{-15}$	$5,46 \cdot 10^{-15}$	-	-
Propan	$2,64 \cdot 10^{-10}$	$1,96 \cdot 10^{-10}$	$6,43 \cdot 10^{-15}$	$6,43 \cdot 10^{-15}$	-	-
Heksan	$2,11 \cdot 10^{-10}$	$1,57 \cdot 10^{-10}$	$7,69 \cdot 10^{-15}$	$7,69 \cdot 10^{-15}$	-	-
Propen	$1,67 \cdot 10^{-10}$	$1,57 \cdot 10^{-10}$	$2,06 \cdot 10^{-15}$	$2,06 \cdot 10^{-15}$	-	-
Heptan	$5,07 \cdot 10^{-11}$	$3,72 \cdot 10^{-11}$	$3,67 \cdot 10^{-15}$	$3,67 \cdot 10^{-15}$	-	-
1,2-dichloroetan	-	$6,38 \cdot 10^{-11}$	$8,75 \cdot 10^{-14}$	$8,75 \cdot 10^{-14}$	-	-
Fluor	$5,48 \cdot 10^{-11}$	-	$2,78 \cdot 10^{-13}$	$2,78 \cdot 10^{-13}$	-	-
Metan	$1,63 \cdot 10^{-10}$	-	-	-	$-1,16 \cdot 10^{-10}$	-
Aldehyd octowy	-	$2,38 \cdot 10^{-11}$	$3,17 \cdot 10^{-15}$	$3,17 \cdot 10^{-15}$	-	-
Etanol	-	$2,29 \cdot 10^{-11}$	-	-	-	-
Węglowodory, chlorowane	$3,62 \cdot 10^{-12}$	$2,70 \cdot 10^{-12}$	$8,75 \cdot 10^{-14}$	$8,75 \cdot 10^{-14}$	$-6,12 \cdot 10^{-11}$	$-2,40 \cdot 10^{-10}$

Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla związków nieorganicznych powodujących choroby układu oddechowego, występujących

w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej przedstawiono w tabeli 4.4. Wśród rozpatrywanych związków, najwyższy poziom emisji odnotowano dla tlenu siarki i dwutlenku azotu, które zostają uwolnione do otoczenia głównie na etapie eksploatacji. Emisja tlenu siarki podczas eksploatacji konwencjonalnej opony wynosi $6,09 \cdot 10^{-4}$ DALY, a opony prośrodowiskowej $5,77 \cdot 10^{-4}$ DALY. W przypadku dwutlenku siarki, emisje te wynoszą: dla opony konwencjonalnej $3,85 \cdot 10^{-4}$ DALY, natomiast dla prośrodowiskowej $3,65 \cdot 10^{-4}$ DALY. Recykling opon samochodowych po zakończeniu ich eksploatacji pozwala na ograniczenie negatywnego oddziaływania tlenu siarki w całym cyklu istnienia łącznie: w przypadku opony konwencjonalnej o $1,56 \cdot 10^{-7}$ DALY, a w przypadku opony prośrodowiskowej o $1,38 \cdot 10^{-7}$ DALY. Analizując wszystkie etapy cyklu istnienia rozpatrywanych opon samochodowych, najwyższy poziom emisji związków nieorganicznych powodujących choroby układu oddechowego charakteryzuje etap eksploatacji. Dla opony konwencjonalnej jest to łącznie $1,91 \cdot 10^{-4}$ DALY, z kolei dla opony prośrodowiskowej $1,48 \cdot 10^{-4}$ DALY.

Tabela 4.4. Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla związków nieorganicznych powodujących choroby układu oddechowego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, DALY		Eksploatacja, DALY		Recykling, DALY	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Tlenek siarki	$5,12 \cdot 10^{-7}$	-	$6,09 \cdot 10^{-4}$	$5,77 \cdot 10^{-4}$	$-1,56 \cdot 10^{-7}$	$-1,38 \cdot 10^{-7}$
Dwutlenek azotu	$3,50 \cdot 10^{-7}$	$5,41 \cdot 10^{-7}$	$3,85 \cdot 10^{-4}$	$3,65 \cdot 10^{-4}$	-	-
Cząstki pyłu, SPM	-	-	$9,54 \cdot 10^{-5}$	$9,04 \cdot 10^{-5}$	-	-
Dwutlenek siarki	$7,69 \cdot 10^{-5}$	$6,05 \cdot 10^{-5}$	$2,24 \cdot 10^{-7}$	$2,24 \cdot 10^{-7}$	-	-
Cząstki pyłu < 2,5 μm	$5,59 \cdot 10^{-5}$	$4,36 \cdot 10^{-5}$	$1,67 \cdot 10^{-7}$	$1,67 \cdot 10^{-7}$	-	-
Tlenek azotu	$5,03 \cdot 10^{-5}$	$3,86 \cdot 10^{-5}$	$4,44 \cdot 10^{-7}$	$4,44 \cdot 10^{-7}$	$-6,46 \cdot 10^{-7}$	$-1,18 \cdot 10^{-6}$
Cząstki pyłu 2,5-10 μm	$6,42 \cdot 10^{-6}$	$5,03 \cdot 10^{-6}$	$1,53 \cdot 10^{-7}$	$1,53 \cdot 10^{-7}$	-	-
Amoniak	$9,84 \cdot 10^{-8}$	$7,95 \cdot 10^{-8}$	$5,73 \cdot 10^{-11}$	$5,73 \cdot 10^{-11}$	$2,30 \cdot 10^{-10}$	$3,99 \cdot 10^{-10}$

W tabeli 4.5 zobrazowano wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla związków powodujących zmiany klimatu, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej. Spośród związków w analizowanej kategorii, najwyższym poziomem negatywnych emisji do środowiska cechuje się dwutlenek węgla. W przypadku obu typów opon, największe jego ilości powstają podczas etapu

eksploatacji, dla opony konwencjonalnej jest to wielkość $4,75 \cdot 10^{-4}$ DALY, a dla opony prośrodowiskowej $4,50 \cdot 10^{-4}$ DALY. Recykling opon po zakończeniu ich eksploatacji pozwala na ograniczenie wymienionych emisji w całym cyklu istnienia o $3,97 \cdot 10^{-7}$ DALY w przypadku opony konwencjonalnej oraz $4,77 \cdot 10^{-8}$ DALY w przypadku opony prośrodowiskowej. W przypadku związków powodujących zmiany klimatu, etap eksploatacji jest źródłem największych emisji szkodliwych substancji tego typu. Dla opon konwencjonalnych jest to obciążenie środowiska łącznie rzędu $4,76 \cdot 10^{-4}$ DALY, a dla opon prośrodowiskowych $4,51 \cdot 10^{-4}$ DALY.

Tabela 4.5. Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla związków powodujących zmiany klimatu, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, DALY		Eksploatacja, DALY		Recykling, DALY	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Dwutlenek węgla	$1,07 \cdot 10^{-6}$	$4,12 \cdot 10^{-7}$	$4,75 \cdot 10^{-4}$	$4,50 \cdot 10^{-4}$	$-3,97 \cdot 10^{-7}$	$-4,77 \cdot 10^{-8}$
Dwutlenek węgla, kopalny	$6,50 \cdot 10^{-5}$	$5,09 \cdot 10^{-5}$	$2,53 \cdot 10^{-7}$	$2,53 \cdot 10^{-7}$	-	-
Metan, kopalny	$3,36 \cdot 10^{-6}$	$2,63 \cdot 10^{-6}$	$1,89 \cdot 10^{-8}$	$1,89 \cdot 10^{-8}$	-	-
Dwutlenek węgla, biogeny	$6,24 \cdot 10^{-7}$	$4,87 \cdot 10^{-7}$	$1,28 \cdot 10^{-9}$	$1,28 \cdot 10^{-9}$	-	-
Tlenek diazotu	$1,74 \cdot 10^{-7}$	$1,36 \cdot 10^{-7}$	$2,48 \cdot 10^{-11}$	$2,48 \cdot 10^{-11}$	$3,28 \cdot 10^{-10}$	$9,97 \cdot 10^{-10}$
Tlenek węgla	-	-	$1,18 \cdot 10^{-7}$	$1,12 \cdot 10^{-7}$	-	-
Dwutlenek węgla, w powietrzu	$-8,68 \cdot 10^{-7}$	$-6,76 \cdot 10^{-7}$	$-6,71 \cdot 10^{-12}$	$-6,71 \cdot 10^{-12}$	-	-

Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla związków promieniotwórczych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej przedstawiono w tabeli 4.6. W cyklu istnienia obu typów opon, wśród wszystkich związków w analizowanej kategorii, najwyższym poziomem negatywnych emisji do otoczenia cechuje się izotop radonu ^{222}Rn . Najwięcej tego gazu szlachetnego o dużej zdolności jonizującej powstaje na etapie wytwarzania, dla opony konwencjonalnej jest to $7,03 \cdot 10^{-8}$ DALY, natomiast dla opony prośrodowiskowej jest to $5,36 \cdot 10^{-8}$ DALY. Rozpatrując wszystkie etapy cyklu istnienia opon samochodowych, widocznym jest, że łącznie, największy poziom emisji związków promieniotwórczych charakteryzuje fazę wytwarzania. W przypadku opon konwencjonalnych jest to szkodliwy wpływ na poziomie

$1,04 \cdot 10^{-7}$ DALY, a w przypadku próśrodo-wiskowych opon – na poziomie $7,98 \cdot 10^{-8}$ DALY.

Tabela 4.6. Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla związków promieniotwórczych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i próśrodo-wiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, DALY		Eksploatacja, DALY		Recykling, DALY	
	Konwen-cjonalna	Prośrodo-wiskowa	Konwen-cjonalna	Prośrodo-wiskowa	Konwen-cjonalna	Prośrodo-wiskowa
²²² Radon	$7,03 \cdot 10^{-8}$	$5,36 \cdot 10^{-8}$	$4,25 \cdot 10^{-12}$	$4,25 \cdot 10^{-12}$	-	-
¹⁴ Węgiel	$3,33 \cdot 10^{-8}$	$2,58 \cdot 10^{-8}$	$2,18 \cdot 10^{-12}$	$2,18 \cdot 10^{-12}$	-	-
¹²⁹ Jod	$1,51 \cdot 10^{-10}$	$1,16 \cdot 10^{-10}$	$7,83 \cdot 10^{-15}$	$7,83 \cdot 10^{-15}$	-	-
²¹⁰ Polon	$1,45 \cdot 10^{-10}$	$1,13 \cdot 10^{-10}$	$6,59 \cdot 10^{-17}$	$6,59 \cdot 10^{-17}$	-	-
²³⁸ Uran	$9,50 \cdot 10^{-11}$	$7,41 \cdot 10^{-11}$	$1,52 \cdot 10^{-15}$	$1,57 \cdot 10^{-16}$	-	-
²¹⁰ Ołów	$7,93 \cdot 10^{-11}$	$6,18 \cdot 10^{-11}$	$3,88 \cdot 10^{-17}$	$3,88 \cdot 10^{-17}$	-	-
¹³⁷ Cez	$1,06 \cdot 10^{-10}$	-	$4,66 \cdot 10^{-15}$	$4,66 \cdot 10^{-15}$	-	-

W tabeli 4.7 zaprezentowano wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla związków powodujących powiększanie dziury ozonowej, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i próśrodo-wiskowej opony samochodowej. W tej kategorii wpływu, największym poziomem negatywnego oddziaływania cechował się bromotrifluorometan (halon 1301) oraz bromochlorodifluorometan (halon 1211). Maksymalną ich emisję odnotowano na etapie wytwarzania i wynosiła ona: dla bromotrifluorometanu – $1,24 \cdot 10^{-8}$ DALY w przypadku opony konwencjonalnej i $1,11 \cdot 10^{-9}$ DALY w przypadku opony próśrodo-wiskowej, z kolei dla bromochlorodifluorometanu – $1,36 \cdot 10^{-9}$ DALY w odniesieniu do opony konwencjonalnej oraz $1,06 \cdot 10^{-9}$ DALY – do opony próśrodo-wiskowej. Recykling opon wycofanych z eksploatacji pozwala na ograniczenie szkodliwego wpływu bromotrifluorometanu w cyklu istnienia opony konwencjonalnej o $4,22 \cdot 10^{-10}$ DALY oraz opony próśrodo-wiskowej o $2,12 \cdot 10^{-10}$ DALY. Podczas analizy wszystkich etapów cyklu istnienia rozpatrywanych opon samochodowych, jest wyraźnie widocznym, że faza wytwarzania opon konwencjonalnych wywiera największy wpływ na powiększanie dziury ozonowej, poprzez emisję szkodliwych substancji na łącznym poziomie $1,43 \cdot 10^{-8}$ DALY.

Tabela 4.7. Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla związków powodujących powiększanie dziury ozonowej, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, DALY		Eksplotacja, DALY		Recykling, DALY	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Bromotrifluorometan, halon 1301	$1,24 \cdot 10^{-8}$	$1,11 \cdot 10^{-9}$	$1,49 \cdot 10^{-13}$	$1,49 \cdot 10^{-13}$	$-4,22 \cdot 10^{-10}$	$-2,12 \cdot 10^{-10}$
Bromochlorodifluorometan halon 1211	$1,36 \cdot 10^{-9}$	$1,06 \cdot 10^{-9}$	$1,03 \cdot 10^{-14}$	$1,03 \cdot 10^{-14}$	-	-
Dichlorodifluorometan, CFC-12	$2,63 \cdot 10^{-10}$	$1,96 \cdot 10^{-10}$	$1,77 \cdot 10^{-17}$	$1,77 \cdot 10^{-17}$	-	-
Chlorodifluorometan, HCFC-22	$9,41 \cdot 10^{-11}$	$7,33 \cdot 10^{-11}$	$3,30 \cdot 10^{-16}$	$3,30 \cdot 10^{-16}$	-	-
Tetrachlorometan, CFC-10	$8,74 \cdot 10^{-11}$	$6,75 \cdot 10^{-11}$	$3,25 \cdot 10^{-15}$	$3,25 \cdot 10^{-15}$	-	-
1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoroetan CFC-114	$6,61 \cdot 10^{-11}$	$4,55 \cdot 10^{-11}$	$4,03 \cdot 10^{-15}$	$4,03 \cdot 10^{-15}$	-	-

Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla związków ekotoksycznych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej zobrazowano w tabeli 4.8. W cyklu istnienia opony konwencjonalnej i prośrodowiskowej, najwyższy poziom emisji wśród związków ekotoksycznych cechował cynk i nikiel (szczególnie wysoki na etapie wytwarzania). W przypadku cynku było to negatywne oddziaływanie w fazie wytwarzania rzędu $1,06 \cdot 10^1$ PAF·m²/r dla opony konwencjonalnej i $4,5 \cdot 10^1$ PAF·m²/r dla opony prośrodowiskowej. Z kolei dla niklu było to $0,52 \cdot 10^1$ PAF·m²/r (opona konwencjonalna) i $0,40 \cdot 10^1$ PAF·m²/r (opona prośrodowiskowa). Zagospodarowanie opon w formie recyklingu pozwoliłoby na ograniczenie szkodliwego wpływu niklu w całym cyklu istnienia o $3,07 \cdot 10^{-2}$ PAF·m²/r w przypadku opony konwencjonalnej. Spośród wszystkich faz cyklu istnienia analizowanych opon, etap wytwarzania cechuje się najwyższym poziomem emisji związków ekotoksycznych. Wielkość tego negatywnego oddziaływania wynosi łącznie $2,90 \cdot 10^1$ PAF·m²/r (dla opony prośrodowiskowej jest to łącznie $1,85 \cdot 10^1$ PAF·m²/r dla etapu wytwarzania).

Tabela 4.8. Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla związków ekotoksycznych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, PAF·m ² /r		Eksploracja, PAF·m ² /r		Recykling, PAF·m ² /r	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Cynk	$1,06 \cdot 10^1$	$4,50 \cdot 10^0$	$5,61 \cdot 10^{-5}$	$5,61 \cdot 10^{-5}$	$2,95 \cdot 10^{-3}$	$9,87 \cdot 10^{-3}$
Nikiel	$5,21 \cdot 10^0$	$4,04 \cdot 10^0$	$3,02 \cdot 10^{-5}$	$3,02 \cdot 10^{-5}$	$-3,07 \cdot 10^{-2}$	$1,51 \cdot 10^{-1}$
Miedź, jony	$3,66 \cdot 10^0$	$2,86 \cdot 10^0$	$1,65 \cdot 10^{-2}$	$1,65 \cdot 10^{-2}$	$-9,65 \cdot 10^{-3}$	$2,06 \cdot 10^{-3}$
Nikiel, jony	$3,58 \cdot 10^0$	$2,79 \cdot 10^0$	$3,22 \cdot 10^{-3}$	$3,22 \cdot 10^{-3}$	$-9,55 \cdot 10^{-3}$	$1,84 \cdot 10^{-3}$
Ołów	$1,38 \cdot 10^0$	$8,02 \cdot 10^{-1}$	$6,58 \cdot 10^{-3}$	$6,58 \cdot 10^{-3}$	$1,59 \cdot 10^{-1}$	$9,01 \cdot 10^{-3}$
Chrom	$9,73 \cdot 10^{-1}$	$7,17 \cdot 10^{-1}$	$2,38 \cdot 10^{-5}$	$2,38 \cdot 10^{-5}$	$3,01 \cdot 10^{-3}$	-
Rtęć	$9,18 \cdot 10^{-1}$	$7,17 \cdot 10^{-1}$	$2,64 \cdot 10^{-3}$	$2,64 \cdot 10^{-3}$	$2,22 \cdot 10^{-4}$	$1,74 \cdot 10^{-4}$
Miedź	$7,32 \cdot 10^{-1}$	$5,64 \cdot 10^{-1}$	$1,03 \cdot 10^{-5}$	$1,03 \cdot 10^{-5}$	$4,93 \cdot 10^{-3}$	-
Chrom VI	$6,85 \cdot 10^{-1}$	$5,38 \cdot 10^{-1}$	$3,32 \cdot 10^{-3}$	$3,32 \cdot 10^{-3}$	-	-
Kadm	$3,60 \cdot 10^{-1}$	$2,75 \cdot 10^{-1}$	$5,57 \cdot 10^{-6}$	$5,57 \cdot 10^{-6}$	$-8,38 \cdot 10^{-3}$	$2,85 \cdot 10^{-3}$
Cynk, jony	$3,36 \cdot 10^{-1}$	$2,63 \cdot 10^{-1}$	$1,64 \cdot 10^{-3}$	$1,64 \cdot 10^{-3}$	$-2,18 \cdot 10^{-3}$	$5,20 \cdot 10^{-4}$
Kadm, jony	$2,97 \cdot 10^{-1}$	$2,31 \cdot 10^{-1}$	$2,40 \cdot 10^{-4}$	$2,40 \cdot 10^{-4}$	$-3,49 \cdot 10^{-4}$	$7,42 \cdot 10^{-5}$
Metale nieokreślone	$4,48 \cdot 10^{-5}$	-	-	-	$1,88 \cdot 10^{-1}$	$2,87 \cdot 10^{-1}$
Arsen	$1,44 \cdot 10^{-1}$	$1,12 \cdot 10^{-1}$	$7,01 \cdot 10^{-7}$	$7,01 \cdot 10^{-7}$	-	-
Arsen, jony	$8,97 \cdot 10^{-2}$	$6,98 \cdot 10^{-2}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$	$-3,08 \cdot 10^{-4}$	$6,87 \cdot 10^{-5}$

W tabeli 4.9 przedstawiono wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla związków powodujących zakwaszenie/eutrofizację, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej. Wśród wszystkich rozpatrywanych związków w tej kategorii, najwyższym poziomem emisji (szczególnie na etapie eksploatacji) cechował się dwutlenek azotu oraz tlenek siarki. W przypadku opony konwencjonalnej, na etapie eksploatacji, negatywne oddziaływanie dwutlenku azotu wynosiło $2,48 \cdot 10^1$ PDF·m²/r, a tlenku siarki $1,16 \cdot 10^1$ PDF·m²/r, natomiast w przypadku opony prośrodowiskowej, szkodliwy wpływ dwutlenku azotu był równy $2,35 \cdot 10^1$ PDF·m²/r, a tlenku siarki $1,10 \cdot 10^1$ PDF·m²/r. Zastosowanie procesów recyklingu po zakończeniu fazy eksploatacji pozwoliłoby na ograniczenie niekorzystnego oddziaływania tlenku siarki we wcześniejszych etapach cyklu istnienia opony konwencjonalnej o $2,98 \cdot 10^{-3}$ PDF·m²/r oraz opony prośrodowiskowej o $2,64 \cdot 10^{-3}$ PDF·m²/r.

Łącznym, najwyższym poziomem emisji związków powodujących zakwaszenie/eutrofizację środowiska, charakteryzował się etap eksploatacji. Poziom szkodliwego wpływu na otoczenie był wyższy dla opony konwencjonalnej i wynosił $3,64 \cdot 10^1 \text{ PDF} \cdot \text{m}^2/\text{r}$, z kolei w przypadku opony prośrodowiskowej przyjmował wartość $3,45 \cdot 10^1 \text{ PDF} \cdot \text{m}^2/\text{r}$.

Tabela 4.9. Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla związków powodujących zakwaszenie/eutrofizację, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, $\text{PDF} \cdot \text{m}^2/\text{r}$		Eksploatacja, $\text{PDF} \cdot \text{m}^2/\text{r}$		Recykling, $\text{PDF} \cdot \text{m}^2/\text{r}$	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Dwutlenek azotu	$2,26 \cdot 10^{-2}$	$3,48 \cdot 10^{-2}$	$2,48 \cdot 10^1$	$2,35 \cdot 10^1$	-	-
Tlenek siarki	$9,75 \cdot 10^{-3}$	-	$1,16 \cdot 10^1$	$1,10 \cdot 10^1$	$-2,98 \cdot 10^{-3}$	$-2,64 \cdot 10^{-3}$
Tlenek azotu	$3,24 \cdot 10^0$	$2,49 \cdot 10^0$	$2,86 \cdot 10^{-2}$	$2,86 \cdot 10^{-2}$	$-4,16 \cdot 10^{-2}$	$-7,57 \cdot 10^{-2}$
Dwutlenek siarki	$1,47 \cdot 10^0$	$1,15 \cdot 10^0$	$4,27 \cdot 10^{-3}$	$4,27 \cdot 10^{-3}$	-	-
Amoniak	$1,80 \cdot 10^{-2}$	$1,46 \cdot 10^{-2}$	$1,05 \cdot 10^{-5}$	$1,05 \cdot 10^{-5}$	$4,21 \cdot 10^{-5}$	$7,32 \cdot 10^{-5}$

Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla procesów związanych z użytkowaniem gruntów, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej zobrazowano w tabeli 4.10. Spośród wszystkich rozpatrywanych procesów w analizowanej kategorii wpływu, najwyższym poziomem negatywnego wpływu cechował się proces zajęcia gruntów przez obszar przemysłowy, występujący głównie na etapie wytwarzania. Dla opony konwencjonalnej wielkość tego oddziaływania wynosiła $8,06 \cdot 10^{-1} \text{ PDF} \cdot \text{m}^2/\text{r}$, a dla opony prośrodowiskowej przyjęła wartość $0,10 \cdot 10^1 \text{ PDF} \cdot \text{m}^2/\text{r}$. Etap wytwarzania opon samochodowych stanowił główne źródło negatywnych następstw środowiskowych związanych z użytkowaniem gruntów. W przypadku konwencjonalnej opony łączna wielkość tego szkodliwego wpływu wynosiła $0,25 \cdot 10^1 \text{ PDF} \cdot \text{m}^2/\text{r}$, a dla opony prośrodowiskowej $0,23 \cdot 10^1 \text{ PDF} \cdot \text{m}^2/\text{r}$.

Tabela 4.10. Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla procesów związanych z użytkowaniem gruntów, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Proces negatywnie oddziałujący na środowisko	Wytwarzanie, PDF·m ² /r		Eksplotacja, PDF·m ² /r		Recykling, PDF·m ² /r	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Zajęcie przez obszar przemysłowy	$8,06 \cdot 10^{-1}$	$1,04 \cdot 10^0$	$7,44 \cdot 10^{-7}$	$7,44 \cdot 10^{-7}$	-	-
Zajęcie przez obszar leśny, uprawa intensywna	$7,33 \cdot 10^{-1}$	$5,71 \cdot 10^{-1}$	$8,56 \cdot 10^{-6}$	$8,56 \cdot 10^{-6}$	-	-
Zajęcie przez wysypisko odpadów	$5,28 \cdot 10^{-1}$	$4,12 \cdot 10^{-1}$	$2,93 \cdot 10^{-5}$	$2,93 \cdot 10^{-5}$	-	-
Przekształcenie w obszar wydobywania minerałów	$2,94 \cdot 10^{-1}$	$2,29 \cdot 10^{-1}$	$3,32 \cdot 10^{-5}$	$3,32 \cdot 10^{-5}$	-	-
Przekształcenie w obszar przemysłowy	$1,91 \cdot 10^{-1}$	$1,49 \cdot 10^{-1}$	$4,07 \cdot 10^{-7}$	$4,07 \cdot 10^{-7}$	-	-
Przekształcenie w grunty orne	$1,72 \cdot 10^{-1}$	$1,34 \cdot 10^{-1}$	$6,83 \cdot 10^{-7}$	$6,83 \cdot 10^{-7}$	-	-
Przekształcenie w obszar leśny, uprawa intensywna	$1,48 \cdot 10^{-1}$	$1,16 \cdot 10^{-1}$	$2,07 \cdot 10^{-6}$	$2,07 \cdot 10^{-6}$	-	-
Zajęcie przez obszar wydobywania minerałów	$1,36 \cdot 10^{-1}$	$1,06 \cdot 10^{-1}$	$9,88 \cdot 10^{-6}$	$9,88 \cdot 10^{-6}$	-	-
Przekształcenie w grunty orne, nienawadniane	$1,30 \cdot 10^{-1}$	$1,02 \cdot 10^{-1}$	$3,22 \cdot 10^{-5}$	$3,22 \cdot 10^{-5}$	-	-
Przekształcenie w wysypisko odpadów	$1,26 \cdot 10^{-1}$	$9,82 \cdot 10^{-2}$	$3,11 \cdot 10^{-7}$	$3,11 \cdot 10^{-7}$	-	-
Zajęcie przez nasypy drogowe	$5,50 \cdot 10^{-2}$	$4,29 \cdot 10^{-2}$	$8,06 \cdot 10^{-7}$	$8,06 \cdot 10^{-7}$	-	-
Zajęcie przez nawierzchnię drogową	$4,63 \cdot 10^{-2}$	$3,62 \cdot 10^{-2}$	$4,21 \cdot 10^{-5}$	$4,21 \cdot 10^{-5}$	-	-
Przekształcenie w wysypisko odpadów, bentos	$4,05 \cdot 10^{-2}$	$3,12 \cdot 10^{-2}$	$1,07 \cdot 10^{-6}$	$1,07 \cdot 10^{-6}$	-	-
Przekształcenie w sztuczne zbiorniki wodne	$3,65 \cdot 10^{-2}$	$2,85 \cdot 10^{-2}$	$6,99 \cdot 10^{-6}$	$6,99 \cdot 10^{-6}$	-	-

Proces negatywnie oddziałujący na środowisko	Wytwarzanie, PDF·m ² /r		Eksploatacja, PDF·m ² /r		Recykling, PDF·m ² /r	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Przekształcenie w miejsce składowania pozostałego materiału	$1,97 \cdot 10^{-2}$	$1,54 \cdot 10^{-2}$	$2,64 \cdot 10^{-5}$	$2,64 \cdot 10^{-5}$	-	-
Przekształcenie w nawierzchnię drogową	$1,93 \cdot 10^{-2}$	$1,50 \cdot 10^{-2}$	$1,66 \cdot 10^{-5}$	$1,66 \cdot 10^{-5}$	-	-
Zajęcie przez sieć kolejową	$1,90 \cdot 10^{-2}$	$1,49 \cdot 10^{-2}$	$2,99 \cdot 10^{-7}$	$2,99 \cdot 10^{-7}$	-	-
Zajęcie przez nasypy kolejowe	$1,72 \cdot 10^{-2}$	$1,35 \cdot 10^{-2}$	$2,70 \cdot 10^{-7}$	$2,70 \cdot 10^{-7}$	-	-
Zajęcie przez grunty orne	$2,63 \cdot 10^{-2}$	-	-	-	-	-
Przekształcenie w sztuczne cieki wodne	$1,33 \cdot 10^{-2}$	$1,04 \cdot 10^{-2}$	$2,43 \cdot 10^{-7}$	$2,43 \cdot 10^{-7}$	-	-
Przekształcenie w nasypy drogowe	$1,11 \cdot 10^{-2}$	$8,65 \cdot 10^{-3}$	$1,69 \cdot 10^{-7}$	$1,69 \cdot 10^{-7}$	-	-
Przekształcenie w niejednorodne obszary rolne	$8,59 \cdot 10^{-3}$	$6,65 \cdot 10^{-3}$	-	$3,62 \cdot 10^{-7}$	-	-
Zajęcie przez obszar z roślinnością ruderalną	$7,05 \cdot 10^{-3}$	$5,49 \cdot 10^{-3}$	$8,57 \cdot 10^{-7}$	$8,57 \cdot 10^{-7}$	-	-
Przekształcenie w obszar z roślinnością ruderalną	$5,20 \cdot 10^{-3}$	$4,05 \cdot 10^{-3}$	$5,20 \cdot 10^{-7}$	$5,20 \cdot 10^{-7}$	-	-
Zajęcie przez obszar budowy	$4,80 \cdot 10^{-3}$	$3,74 \cdot 10^{-3}$	$4,74 \cdot 10^{-6}$	$4,74 \cdot 10^{-6}$	-	-
Zajęcie przez budynki na obszarze przemysłowym	$4,32 \cdot 10^{-3}$	$3,31 \cdot 10^{-3}$	$9,68 \cdot 10^{-7}$	$9,68 \cdot 10^{-7}$	-	-
Przekształcenie w obszar leśny	$4,23 \cdot 10^{-3}$	$3,30 \cdot 10^{-3}$	$4,80 \cdot 10^{-6}$	$4,80 \cdot 10^{-6}$	-	-
Zajęcie przez sieć drogową	$5,98 \cdot 10^{-3}$	-	-	-	-	-
Przekształcenie w budynki na obszarze przemysłowym	$3,21 \cdot 10^{-3}$	$2,47 \cdot 10^{-3}$	$6,25 \cdot 10^{-7}$	$6,25 \cdot 10^{-7}$	-	-

Proces negatywnie oddziałujący na środowisko	Wytwarzanie, PDF·m ² /r		Eksploatacja, PDF·m ² /r		Recykling, PDF·m ² /r	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Przekształcenie w obszar z roślinnością twardolistną	$2,78 \cdot 10^{-3}$	$2,17 \cdot 10^{-3}$	$3,68 \cdot 10^{-6}$	$3,68 \cdot 10^{-6}$	-	-
Zajęcie przez grunty rolne, nienawadniane	$2,36 \cdot 10^{-3}$	$1,84 \cdot 10^{-3}$	$5,82 \cdot 10^{-7}$	$5,82 \cdot 10^{-7}$	-	-
Użytkowanie gruntów II-IV klasy	$7,71 \cdot 10^{-3}$	-	-	-	-	-
Zajęcie przez obszar miejski, zabudowany	$2,16 \cdot 10^{-3}$	-	-	$3,67 \cdot 10^{-10}$	-	-
Przekształcenie w miejsce składowania materiału obojętnego środowiskowo	$1,42 \cdot 10^{-3}$	-	$5,63 \cdot 10^{-8}$	$5,63 \cdot 10^{-8}$	-	-
Przekształcenie w sieć kolejową	$1,32 \cdot 10^{-3}$	-	$2,07 \cdot 10^{-8}$	$2,07 \cdot 10^{-8}$	-	-
Rekultywacja miejsc składowania materiału obojętnego środowiskowo	$-1,42 \cdot 10^{-3}$	-	$-5,63 \cdot 10^{-8}$	$-5,63 \cdot 10^{-8}$	-	-
Rekultywacja obszaru z roślinnością twardolistną	$-3,27 \cdot 10^{-3}$	$-2,55 \cdot 10^{-3}$	$-3,69 \cdot 10^{-6}$	$-3,69 \cdot 10^{-6}$	-	-
Rekultywacja poprzez zalesienie	$-1,70 \cdot 10^{-2}$	$-1,32 \cdot 10^{-2}$	$-6,47 \cdot 10^{-7}$	$-6,47 \cdot 10^{-7}$	-	-
Rekultywacja miejsc składowania pozostałego materiału	$-1,97 \cdot 10^{-2}$	$-1,54 \cdot 10^{-2}$	$-2,64 \cdot 10^{-5}$	$-2,64 \cdot 10^{-5}$	-	-
Rekultywacja obszarów nadmorskich i oceanicznych	$-4,05 \cdot 10^{-2}$	$-3,13 \cdot 10^{-2}$	$-1,07 \cdot 10^{-6}$	$-1,07 \cdot 10^{-6}$	-	-
Rekultywacja poprzez tworzenie łąk i pastwisk	$-4,69 \cdot 10^{-2}$	$-3,67 \cdot 10^{-2}$	$-2,59 \cdot 10^{-8}$	$-5,39 \cdot 10^{-5}$	-	-

Proces negatywnie oddziałujący na środowisko	Wytwarzanie, PDF·m ² /r		Eksploracja, PDF·m ² /r		Recykling, PDF·m ² /r	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Rekultywacja poprzez tworzenie gruntów ornych, nienawadnianych	$-1,30 \cdot 10^{-1}$	$-1,02 \cdot 10^{-1}$	$-2,49 \cdot 10^{-9}$	$-3,21 \cdot 10^{-5}$	-	-
Rekultywacja obszarów wydobywania minerałów	$-1,32 \cdot 10^{-1}$	$-1,03 \cdot 10^{-1}$	$-9,13 \cdot 10^{-6}$	$-9,13 \cdot 10^{-6}$	-	-
Rekultywacja poprzez ekstensywne zalesianie	$-1,50 \cdot 10^{-1}$	$-1,17 \cdot 10^{-1}$	$-2,11 \cdot 10^{-6}$	$-2,11 \cdot 10^{-6}$	-	-
Rekultywacja innego typu	$-6,22 \cdot 10^{-1}$	$-4,85 \cdot 10^{-1}$	$-4,21 \cdot 10^{-5}$	$-4,21 \cdot 10^{-5}$	-	-

W tabeli 4.11 przedstawiono wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla procesów związanych z wydobywaniem minerałów, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej. Procesem stwarzającym największe zagrożenie dla środowiska w rozpatrywanej kategorii jest wydobywanie niklu. Najwyższym poziomem tego negatywnego oddziaływania cechuje się etap wytwarzania i jest ono równe $2,18 \cdot 10^{-1}$ MJ dla opony konwencjonalnej i $1,69 \cdot 10^{-1}$ MJ dla prośrodowiskowej. Podczas analizy wszystkich etapów cyklu istnienia widocznym jest, że najczęściej negatywnych następstw środowiskowych w zakresie procesów związanych z wydobywaniem minerałów cechuje faza wytwarzania. Łącznie są to wpływy rzędu $5,16 \cdot 10^{-1}$ MJ dla opony konwencjonalnej oraz $3,52 \cdot 10^{-1}$ MJ w przypadku opony prośrodowiskowej.

Tabela 4.11. Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla procesów związanych z wydobywaniem minerałów, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, MJ		Eksploracja, MJ		Recykling, MJ	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Nikiel, 1,98% w krzemianach, 1,04% w rudzie, kopalny	$2,18 \cdot 10^{-1}$	$1,69 \cdot 10^{-1}$	$3,26 \cdot 10^{-5}$	$3,26 \cdot 10^{-5}$	-	-

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, MJ		Eksploatacja, MJ		Recykling, MJ	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Miedź, 2,19% w siarczках, Cu 1,83% i Mo 8,2·10 ⁻³ % w rudzie, kopalna	6,83·10 ⁻²	5,30·10 ⁻²	4,50·10 ⁻⁶	4,50·10 ⁻⁶	-	-
Miedź, 1,18% w siarczках, Cu 0,39% i Mo 8,2·10 ⁻³ % w rudzie, kopalna	5,18·10 ⁻²	4,02·10 ⁻²	3,41·10 ⁻⁶	3,41·10 ⁻⁶	-	-
Żelazo, kopalne	6,29·10 ⁻²	-	-	-	-	-
Molibden, 0,11% w siarczках, Mo 4,1·10 ⁻² % i Cu 0,36% w rudzie, kopalny	3,13·10 ⁻²	2,45·10 ⁻²	1,09·10 ⁻⁶	1,09·10 ⁻⁶	-	-
Żelazo, 46% w rudzie, kopalne	1,91·10 ⁻²	1,49·10 ⁻²	2,37·10 ⁻⁵	2,37·10 ⁻⁵	-	-
Aluminium, 24% w boksytach, 11% w rudzie, kopalne	1,60·10 ⁻²	1,44·10 ⁻²	2,13·10 ⁻⁴	2,13·10 ⁻⁴	-	-
Molibden, 0,022% w siarczках, Mo 8,2·10 ⁻³ % i Cu 0,36% w rudzie, kopalny	1,55·10 ⁻²	1,21·10 ⁻²	5,42·10 ⁻⁷	5,42·10 ⁻⁷	-	-
Miedź, 1,42% w siarczках, Cu 0,81% i Mo 8,2·10 ⁻³ % w rudzie, kopalna	1,37·10 ⁻²	1,07·10 ⁻²	9,04·10 ⁻⁷	9,04·10 ⁻⁷	-	-

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, MJ		Eksploatacja, MJ		Recykling, MJ	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Miedź, 0,99% w siarczках, Cu 0,36% i Mo 8,2·10 ⁻³ % w rudzie, kopalna	9,49·10 ⁻³	7,67·10 ⁻³	6,17·10 ⁻⁷	6,17·10 ⁻⁷	-	-
Cyna, 79% w kasyterytach, 0,1% w rudzie, kopalna	2,89·10 ⁻³	2,23·10 ⁻³	6,20·10 ⁻⁷	6,20·10 ⁻⁷	-	-
Chrom, 25,5% w chromitach, 11,6% w rudzie, kopalna	1,88·10 ⁻³	1,45·10 ⁻³	3,88·10 ⁻⁷	3,88·10 ⁻⁷	-	-
Molibden, 0,010% w siarczках, Mo 8,2·10 ⁻³ % i Cu 1,83% w rudzie, kopalny	1,42·10 ⁻³	1,10·10 ⁻³	9,34·10 ⁻⁸	9,34·10 ⁻⁸	-	-
Miedź, kopalna	2,36·10 ⁻³	-	-	-	-	-
Molibden, 0,025% w siarczках, Mo 8,2·10 ⁻³ % i Cu 0,39% w rudzie, kopalny	7,39·10 ⁻⁴	5,73·10 ⁻⁴	4,86·10 ⁻⁸	4,86·10 ⁻⁸	-	-
Magnez, 35,7% w osadach, 14,2% w rudzie, kopalny	3,39·10 ⁻⁴	2,65·10 ⁻⁴	2,34·10 ⁻⁷	2,34·10 ⁻⁷	-	-
Rudy żelaza, kopalne	7,12·10 ⁻⁸	-	-	-	-7,14·10 ⁻²	-

Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla procesów związanych z wydobywaniem paliw kopalnych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej zobrazowano w tabeli 4.12. Wśród wszystkich analizowanych procesów w tej kategorii wpływu, najwyższym poziomem szkodliwych dla otoczenia

oddziaływań cechowały się procesy ściśle związane z wydobyciem jednego z najważniejszych na świecie paliw kopalnych – gazu ziemnego. Najwyższy poziom niekorzystnych wpływów tego tzw. błękitnego paliwa odnotowano na etapie eksploatacji. W przypadku opony konwencjonalnej było to $4,10 \cdot 10^3$ MJ, natomiast dla opony próśrodo-wiskowej $3,89 \cdot 10^3$ MJ. W przypadku opony konwencjonalnej, istotne oddziaływania w tym zakresie odnotowano również na etapie wytwarzania – $1,11 \cdot 10^{-1}$ MJ. Najwięcej negatywnych następstw środowiskowych z zakresu procesów związanych z wydobyciem paliw kopalnych odnotowano dla etapu eksploatacji. W przypadku opony konwencjonalnej poziom szkodliwych wpływów był najwyższy i wynosił łącznie $1,34 \cdot 10^2$ MJ, natomiast dla opony próśrodo-wiskowej $9,78 \cdot 10^1$ MJ.

Tabela 4.12. Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych dla procesów związanych z wydobyciem paliw kopalnych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i próśrodo-wiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, MJ		Eksploatacja, MJ		Recykling, MJ	
	Konwen-cjonalna	Prośrodo-wiskowa	Konwen-cjonalna	Prośrodo-wiskowa	Konwen-cjonalna	Prośrodo-wiskowa
Gaz ziemny, 42,7 MJ/kg, kopalny	$1,11 \cdot 10^{-1}$	-	$4,10 \cdot 10^3$	$3,89 \cdot 10^3$	-	-
Gaz ziemny, kopalny	$4,69 \cdot 10^1$	$3,82 \cdot 10^1$	$2,97 \cdot 10^0$	$2,97 \cdot 10^0$	-	-
Ropa naftowa, kopalna	$4,65 \cdot 10^1$	$3,79 \cdot 10^1$	$2,71 \cdot 10^0$	$2,71 \cdot 10^0$	-	-
Węgiel kamienny, kopalny	$1,78 \cdot 10^1$	$1,39 \cdot 10^1$	$8,23 \cdot 10^{-3}$	$8,23 \cdot 10^{-3}$	-	-
Ropa naftowa, 42,6 MJ/kg, kopalna	$1,25 \cdot 10^1$	-	-	-	$-7,09 \cdot 10^{-1}$	$-2,01 \cdot 10^{-1}$
Gaz ziemny z gazów odlotowych powstających w procesach wydobycia węgla/m ³	$5,62 \cdot 10^0$	$4,38 \cdot 10^0$	$1,83 \cdot 10^{-5}$	$1,83 \cdot 10^{-5}$	-	-
Gaz ziemny, 30,3 MJ/kg, kopalny	$2,81 \cdot 10^0$	$3,53 \cdot 10^0$	-	-	-	-
Gaz ziemny, 35 MJ/m ³ , kopalny	$1,35 \cdot 10^0$	-	-	-	$3,13 \cdot 10^{-1}$	$5,96 \cdot 10^{-1}$
Gaz ziemny, surowiec, 35 MJ/m ³ , kopalny	-	-	-	-	$-1,80 \cdot 10^0$	$-2,68 \cdot 10^0$

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, MJ		Eksploracja, MJ		Recykling, MJ	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Gaz ziemny, 36,6 MJ/m ³ , kopalny	-	-	-	-	-1,73·10 ⁰	-3,03·10 ⁰
Ropa naftowa, surowiec, 41 MJ/kg, kopalna	-	-	-	-	-1,83·10 ⁰	-3,05·10 ⁰

W cyklu istnienia opon samochodowych powstaje wiele substancji, które mogą stanowić zagrożenie zarówno dla środowiska atmosferycznego, jak i wodnego czy glebowego. Szczególnie niebezpieczne są zanieczyszczenia powietrza, ze względu na ich bardzo łatwe rozprzestrzenianie się na ogromne odległości oraz fakt, iż mogą ujemnie wpływać nie tylko na zdrowie człowieka czy kondycję zwierząt i roślin, ale także na inne elementy środowiska, takie jak woda oraz gleba. Mobilność tego typu zanieczyszczeń powoduje, że mogą one skazić na bardzo dużych obszarach praktycznie wszystkie istniejące komponenty środowiska przyrodniczego.

Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych w odniesieniu do emisji do środowiska atmosferycznego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej zaprezentowano w tabeli 4.13. Do substancji o największym negatywnym wpływie, na jakość powietrza, w cyklu istnienia obu typów opon, można zaliczyć amoniak i dwutlenek azotu. W przypadku amoniaku, największa jego ilość zanieczyszcza atmosferę podczas procesów wytwarzania. Dla opon konwencjonalnych jest to $1,80 \cdot 10^{-2}$ DALY, a dla prośrodowiskowych $1,46 \cdot 10^{-2}$ DALY. Z kolei najwyższy poziom emisji dwutlenku azotu ma miejsce podczas etapu eksploatacji i dla opon konwencjonalnych przyjmuje wartość $2,48 \cdot 10^1$ PDF·m²/r, natomiast dla opon prośrodowiskowych $2,35 \cdot 10^1$ PDF·m²/r.

Tabela 4.13. Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych w odniesieniu do emisji do środowiska atmosferycznego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska, jednostka	Wytwarzanie		Eksploracja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Amoniak, DALY	$1,80 \cdot 10^{-2}$	$1,46 \cdot 10^{-2}$	$1,05 \cdot 10^{-5}$	$1,05 \cdot 10^{-5}$	$4,21 \cdot 10^{-5}$	$7,32 \cdot 10^{-5}$
Dwutlenek węgla, DALY	$1,07 \cdot 10^{-6}$	$4,12 \cdot 10^{-7}$	$4,75 \cdot 10^{-4}$	$4,50 \cdot 10^{-4}$	$-3,97 \cdot 10^{-7}$	$-4,77 \cdot 10^{-8}$

Substancja emitowana do środowiska, jednostka	Wytwarzanie		Eksploatacja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Cząstki pyłu, SPM, DALY	-	-	$9,54 \cdot 10^{-5}$	$9,04 \cdot 10^{-5}$	-	-
Dwutlenek węgla, kopalny, DALY	$6,50 \cdot 10^{-5}$	$5,09 \cdot 10^{-5}$	$2,53 \cdot 10^{-7}$	$2,53 \cdot 10^{-7}$	-	-
Cząstki pyłu < 2,5 µm, DALY	$5,67 \cdot 10^{-5}$	$4,43 \cdot 10^{-5}$	$1,69 \cdot 10^{-7}$	$1,69 \cdot 10^{-7}$	-	-
Cząstki pyłu 2,5-10 µm, DALY	$6,42 \cdot 10^{-6}$	$5,03 \cdot 10^{-6}$	$1,53 \cdot 10^{-7}$	$1,53 \cdot 10^{-7}$	-	-
Metan, kopalny, DALY	$3,37 \cdot 10^{-6}$	$2,64 \cdot 10^{-6}$	$1,90 \cdot 10^{-8}$	$1,90 \cdot 10^{-8}$	-	-
Węglowodory, nieokreślone, DALY	$3,88 \cdot 10^{-10}$	$3,73 \cdot 10^{-11}$	$6,58 \cdot 10^{-7}$	$6,23 \cdot 10^{-7}$	$9,47 \cdot 10^{-11}$	$1,80 \cdot 10^{-10}$
Dwutlenek węgla, biogeny, DALY	$6,24 \cdot 10^{-7}$	$4,87 \cdot 10^{-7}$	$1,28 \cdot 10^{-9}$	$1,28 \cdot 10^{-9}$	-	-
Tlenek di azotu, DALY	$1,74 \cdot 10^{-7}$	$1,36 \cdot 10^{-7}$	$2,48 \cdot 10^{-11}$	$2,48 \cdot 10^{-11}$	$3,28 \cdot 10^{-10}$	$9,97 \cdot 10^{-10}$
Dioksyny, DALY	-	$3,87 \cdot 10^{-8}$	$7,66 \cdot 10^{-8}$	$7,66 \cdot 10^{-8}$	-	-
²²² Radon, DALY	$7,03 \cdot 10^{-8}$	$5,36 \cdot 10^{-8}$	$4,25 \cdot 10^{-12}$	$4,25 \cdot 10^{-12}$	-	-
NMVOC, niemietanowe lotne związki organiczne, DALY	$6,57 \cdot 10^{-8}$	$3,94 \cdot 10^{-8}$	$1,88 \cdot 10^{-9}$	$1,88 \cdot 10^{-9}$	$-1,31 \cdot 10^{-8}$	$-2,22 \cdot 10^{-8}$
¹⁴ Węgiel, DALY	$3,33 \cdot 10^{-8}$	$2,58 \cdot 10^{-8}$	$2,18 \cdot 10^{-12}$	$2,18 \cdot 10^{-12}$	-	-
Bromotrifluorometan, halon 1301, DALY	$1,24 \cdot 10^{-8}$	$1,11 \cdot 10^{-9}$	$1,49 \cdot 10^{-13}$	$1,49 \cdot 10^{-13}$	$-4,22 \cdot 10^{-10}$	$-2,12 \cdot 10^{-10}$
Ksylen, DALY	$5,74 \cdot 10^{-9}$	$4,47 \cdot 10^{-9}$	$5,90 \cdot 10^{-15}$	$5,90 \cdot 10^{-15}$	-	-
Węglowodory, aromatyczne, DALY	$1,94 \cdot 10^{-9}$	$1,46 \cdot 10^{-9}$	$2,21 \cdot 10^{-10}$	$2,21 \cdot 10^{-10}$	$1,98 \cdot 10^{-11}$	$2,74 \cdot 10^{-11}$

Substancja emitowana do środowiska, jednostka	Wytwarzanie		Eksplotacja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Węglowodory, kalifacyjne, DALY	$1,46 \cdot 10^{-9}$	$1,14 \cdot 10^{-9}$	$9,29 \cdot 10^{-16}$	$9,29 \cdot 10^{-16}$	-	-
Bromochlorodifluorometan, halon 1211, DALY	$1,36 \cdot 10^{-9}$	$1,06 \cdot 10^{-9}$	$1,03 \cdot 10^{-14}$	$1,03 \cdot 10^{-14}$	-	-
Pentan, DALY	$7,24 \cdot 10^{-10}$	$5,37 \cdot 10^{-10}$	$1,71 \cdot 10^{-14}$	$1,71 \cdot 10^{-14}$	-	-
Benzen, DALY	$5,51 \cdot 10^{-10}$	$4,29 \cdot 10^{-10}$	$2,96 \cdot 10^{-15}$	$1,74 \cdot 10^{-10}$	$-5,14 \cdot 10^{-13}$	$5,76 \cdot 10^{-13}$
Węglowodory, alifatyczne, alkeny, DALY	$5,89 \cdot 10^{-10}$	$4,55 \cdot 10^{-10}$	$1,05 \cdot 10^{-14}$	$1,05 \cdot 10^{-14}$	-	-
Toluen, DALY	$4,91 \cdot 10^{-10}$	$3,77 \cdot 10^{-10}$	$1,29 \cdot 10^{-14}$	$1,29 \cdot 10^{-14}$	-	-
Etan, DALY	$3,45 \cdot 10^{-10}$	$2,58 \cdot 10^{-10}$	$3,03 \cdot 10^{-15}$	$3,03 \cdot 10^{-15}$	-	-
Butan, DALY	$3,31 \cdot 10^{-10}$	$2,41 \cdot 10^{-10}$	$1,18 \cdot 10^{-14}$	$1,18 \cdot 10^{-14}$	-	-
Eten, DALY	$1,84 \cdot 10^{-10}$	$3,08 \cdot 10^{-10}$	$5,28 \cdot 10^{-15}$	$5,28 \cdot 10^{-15}$	-	-
Formaldehyd, DALY	$2,75 \cdot 10^{-10}$	$2,03 \cdot 10^{-10}$	$5,46 \cdot 10^{-15}$	$5,46 \cdot 10^{-15}$	-	-
Propan, DALY	$2,64 \cdot 10^{-10}$	$1,96 \cdot 10^{-10}$	$6,43 \cdot 10^{-15}$	$6,43 \cdot 10^{-15}$	-	-
Dichlorodifluorometan, CFC-12, DALY	$2,63 \cdot 10^{-10}$	$1,96 \cdot 10^{-10}$	$1,77 \cdot 10^{-17}$	$1,77 \cdot 10^{-17}$	-	-
Heksan, DALY	$2,11 \cdot 10^{-10}$	$1,57 \cdot 10^{-10}$	$7,69 \cdot 10^{-15}$	$7,69 \cdot 10^{-15}$	-	-
Propen, DALY	$1,67 \cdot 10^{-10}$	$1,57 \cdot 10^{-10}$	$2,06 \cdot 10^{-15}$	$2,06 \cdot 10^{-15}$	-	-
¹²⁹ Jod, DALY	$1,51 \cdot 10^{-10}$	$1,16 \cdot 10^{-10}$	$7,83 \cdot 10^{-15}$	$7,83 \cdot 10^{-15}$	-	-
²¹⁰ Polon, DALY	$1,45 \cdot 10^{-10}$	$1,13 \cdot 10^{-10}$	$6,59 \cdot 10^{-17}$	$6,59 \cdot 10^{-17}$	-	-
²³⁸ Uran, DALY	$9,50 \cdot 10^{-1}$	$7,41 \cdot 10^{-11}$	$1,52 \cdot 10^{-15}$	$1,57 \cdot 10^{-16}$	-	-
Chlorodifluorometan, HCFC-22, DALY	$9,41 \cdot 10^{-11}$	$7,33 \cdot 10^{-11}$	$3,30 \cdot 10^{-16}$	$3,30 \cdot 10^{-16}$	-	-
Tetrachlorometan, CFC-10, DALY	$8,74 \cdot 10^{-11}$	$6,75 \cdot 10^{-11}$	$3,25 \cdot 10^{-15}$	$3,25 \cdot 10^{-15}$	-	-

Substancja emitowana do środowiska, jednostka	Wytwarzanie		Eksplotacja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
²¹⁰ Ołów, DALY	$7,93 \cdot 10^{-11}$	$6,18 \cdot 10^{-11}$	$3,88 \cdot 10^{-17}$	$3,88 \cdot 10^{-17}$	-	-
1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoroetan, CFC-114, DALY	$6,61 \cdot 10^{-11}$	$4,55 \cdot 10^{-11}$	$4,03 \cdot 10^{-15}$	$4,03 \cdot 10^{-15}$	-	-
Heptan, DALY	$5,07 \cdot 10^{-11}$	$3,72 \cdot 10^{-11}$	$3,67 \cdot 10^{-15}$	$3,67 \cdot 10^{-15}$	-	-
1,2-dichloroetan, DALY	-	$6,38 \cdot 10^{-11}$	$7,45 \cdot 10^{-12}$	$7,45 \cdot 10^{-12}$	-	-
Fluor, DALY	$5,48 \cdot 10^{-11}$	-	$2,78 \cdot 10^{-13}$	$2,78 \cdot 10^{-13}$	-	-
Metan, DALY	$1,63 \cdot 10^{-10}$	-	-	-	$-1,16 \cdot 10^{-10}$	-
Aldehyd octowy, DALY	-	$2,38 \cdot 10^{-11}$	$3,17 \cdot 10^{-15}$	$3,17 \cdot 10^{-15}$	-	-
Etanol, DALY	-	$2,29 \cdot 10^{-11}$	-	-	-	-
Węglowodory, chlorowane, DALY	$3,62 \cdot 10^{-12}$	$2,70 \cdot 10^{-12}$	$8,75 \cdot 10^{-14}$	$8,75 \cdot 10^{-14}$	$-6,12 \cdot 10^{-11}$	$-2,40 \cdot 10^{-10}$
Dwutlenek azotu, PDF·m ² /r	$2,26 \cdot 10^{-2}$	$3,48 \cdot 10^{-2}$	$2,48 \cdot 10^1$	$2,35 \cdot 10^1$	-	-
Tlenek siarki, PDF·m ² /r	$9,75 \cdot 10^{-3}$	-	$1,16 \cdot 10^1$	$1,10 \cdot 10^1$	$-2,98 \cdot 10^{-3}$	$-2,64 \cdot 10^{-3}$
Cynk, PAF·m ² /r	$1,05 \cdot 10^1$	$4,43 \cdot 10^0$	$3,73 \cdot 10^{-5}$	$3,73 \cdot 10^{-5}$	$2,95 \cdot 10^{-3}$	$9,87 \cdot 10^{-3}$
Nikiel, PAF·m ² /r	$5,21 \cdot 10^0$	$4,04 \cdot 10^0$	$3,02 \cdot 10^{-5}$	$3,02 \cdot 10^{-5}$	$-3,07 \cdot 10^{-2}$	$1,51 \cdot 10^{-1}$
Ołów, PAF·m ² /r	$1,36 \cdot 10^0$	$7,86 \cdot 10^{-1}$	$6,37 \cdot 10^{-3}$	$6,37 \cdot 10^{-3}$	$1,60 \cdot 10^{-1}$	$8,84 \cdot 10^{-3}$
Chrom, PAF·m ² /r	$9,25 \cdot 10^{-1}$	$6,98 \cdot 10^{-1}$	$2,29 \cdot 10^{-5}$	$2,29 \cdot 10^{-5}$	$3,01 \cdot 10^{-3}$	-
Rtęć, PAF·m ² /r	$8,86 \cdot 10^{-1}$	$6,92 \cdot 10^{-1}$	$2,07 \cdot 10^{-3}$	$2,07 \cdot 10^{-3}$	$2,18 \cdot 10^{-4}$	$1,75 \cdot 10^{-4}$
Miedź, PAF·m ² /r	$7,32 \cdot 10^{-1}$	$5,64 \cdot 10^{-1}$	$1,03 \cdot 10^{-5}$	$1,03 \cdot 10^{-5}$	$4,93 \cdot 10^{-3}$	-
Kadm, PAF·m ² /r	$3,60 \cdot 10^{-1}$	$2,75 \cdot 10^{-1}$	$1,56 \cdot 10^{-11}$	$5,57 \cdot 10^{-6}$	$-8,38 \cdot 10^{-3}$	$2,85 \cdot 10^{-3}$
Metale nieokreślone, PAF·m ² /r	$4,48 \cdot 10^{-5}$	-	-	-	$1,88 \cdot 10^{-1}$	$2,87 \cdot 10^{-1}$
Chrom VI, PAF·m ² /r	$7,51 \cdot 10^{-2}$	$5,85 \cdot 10^{-2}$	$5,96 \cdot 10^{-7}$	$5,96 \cdot 10^{-7}$	-	-

Substancja emitowana do środowiska, jednostka	Wytwarzanie		Eksplatacja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Tlenek azotu, PAF·m ² /r	3,24·10 ⁰	2,49·10 ⁰	2,86·10 ⁻²	2,86·10 ⁻²	-4,16·10 ⁻²	-7,57·10 ⁻²
Dwutlenek siarki, PAF·m ² /r	1,47·10 ⁰	1,15·10 ⁰	4,27·10 ⁻³	4,27·10 ⁻³	-	-
Arsen, PAF·m ² /r	1,44·10 ⁻¹	1,12·10 ⁻¹	5,83·10 ⁻¹²	7,01·10 ⁻⁷	-	-

Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych w odniesieniu do emisji do środowiska wodnego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej przedstawiono w tabeli 4.14. Wśród wszystkich substancji negatywnie wpływających na jakość wód, najwyższym poziomem szkodliwego oddziaływania cechują się emisje jonów miedzi i niklu oraz radioaktywnego i zarazem bardzo reaktywnego izotopu cezu ¹³⁷Cs. Największe źródło wszystkich wymienionych substancji stanowi etap wytwarzania. W przypadku opony konwencjonalnej wielkość negatywnych następstw środowiskowych wynikających z emisji cezu jest równa 1,06·10⁻¹⁰ DALY, jonów miedzi wynosi 0,37·10¹ PAF·m²/r, a jonów niklu – 0,36·10¹ PAF·m²/r. Z kolei dla opony prośrodowiskowej wielkości te wynoszą kolejno: 0,29·10¹ PAF·m²/r odnośnie jonów miedzi i 0,28·10¹ PAF·m²/r odnośnie jonów niklu. W przypadku poddania opony konwencjonalnej procesom recyklingu możliwym jest ograniczenie szkodliwego oddziaływania jonów miedzi o 9,65·10⁻³ PAF·m²/r oraz jonów niklu o 9,55·10⁻³ PAF·m²/r.

Tabela 4.14. Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych w odniesieniu do emisji do środowiska wodnego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska, jednostka	Wytwarzanie		Eksplatacja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
¹³⁷ Cez, DALY	1,06·10 ⁻¹⁰	-	4,66·10 ⁻¹⁵	4,66·10 ⁻¹⁵	-	-
Miedź, jony, PAF·m ² /r	3,66·10 ⁰	2,86·10 ⁰	1,65·10 ⁻²	1,65·10 ⁻²	-9,65·10 ⁻³	2,06·10 ⁻³
Nikiel, jony, PAF·m ² /r	3,58·10 ⁰	2,79·10 ⁰	3,22·10 ⁻³	3,22·10 ⁻³	-9,55·10 ⁻³	1,84·10 ⁻³
Chrom VI, PAF·m ² /r	5,73·10 ⁻¹	4,51·10 ⁻¹	3,32·10 ⁻³	3,32·10 ⁻³	-	-
Cynk, jony, PAF·m ² /r	3,36·10 ⁻¹	2,63·10 ⁻¹	1,64·10 ⁻³	1,64·10 ⁻³	-2,18·10 ⁻³	5,20·10 ⁻⁴

Substancja emitowana do środowiska, jednostka	Wytwarzanie		Eksploatacja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Kadm, jony PAF·m ² /r	$2,97 \cdot 10^{-1}$	$2,31 \cdot 10^{-1}$	$2,40 \cdot 10^{-4}$	$2,40 \cdot 10^{-4}$	$-3,49 \cdot 10^{-4}$	$7,42 \cdot 10^{-5}$
Arsen, jony, PAF·m ² /r	$8,97 \cdot 10^{-2}$	$6,99 \cdot 10^{-2}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$	$5,19 \cdot 10^{-5}$	$-3,08 \cdot 10^{-4}$	$6,87 \cdot 10^{-5}$
Rtęć, PAF·m ² /r	$3,21 \cdot 10^{-2}$	$2,50 \cdot 10^{-2}$	$5,63 \cdot 10^{-4}$	$5,63 \cdot 10^{-4}$	$3,26 \cdot 10^{-6}$	$-1,04 \cdot 10^{-6}$
Ołów, PAF·m ² /r	$2,10 \cdot 10^{-2}$	$1,63 \cdot 10^{-2}$	$2,03 \cdot 10^{-4}$	$2,03 \cdot 10^{-4}$	$-4,61 \cdot 10^{-4}$	$1,68 \cdot 10^{-4}$

W tabeli 4.15 zestawiono wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych w odniesieniu do emisji do środowiska glebowego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej. Spośród wszystkich rozpatrywanych substancji, największym negatywnym wpływem na jakość gleby wyróżnia się emisja kancerogennego kadmu oraz cynku. Największa ilość wymienionych substancji zostaje uwolniona do otoczenia podczas procesów wytwórczych. Emisja kadmu podczas wytwarzania konwencjonalnych opon jest na poziomie $1,15 \cdot 10^{-7}$ DALY, natomiast cynku wynosi $1,33 \cdot 10^{-1}$ PAF·m²/r. W trakcie wytwarzania opon prośrodowiskowych emisja kadmu wywiera na środowisko szkodliwy wpływ równy $8,94 \cdot 10^{-8}$ DALY, a cynku – $6,52 \cdot 10^{-2}$ PAF·m²/r.

Tabela 4.15. Wyniki charakteryzowania następstw środowiskowych w odniesieniu do emisji do środowiska glebowego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska, jednostka	Wytwarzanie		Eksploatacja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Kadm, DALY	$1,15 \cdot 10^{-7}$	$8,94 \cdot 10^{-8}$	$2,02 \cdot 10^{-8}$	$2,02 \cdot 10^{-8}$	-	-
Cynk, PAF·m ² /r	$1,33 \cdot 10^{-1}$	$6,52 \cdot 10^{-2}$	$1,88 \cdot 10^{-5}$	$1,88 \cdot 10^{-5}$	-	-
Chrom, PAF·m ² /r	$4,85 \cdot 10^{-2}$	$1,91 \cdot 10^{-2}$	$8,86 \cdot 10^{-7}$	$8,86 \cdot 10^{-7}$	-	-
Chrom VI, PAF·m ² /r	$3,71 \cdot 10^{-2}$	$2,86 \cdot 10^{-2}$	$4,77 \cdot 10^{-6}$	$4,77 \cdot 10^{-6}$	-	-

4.1.2. Analiza ekowpływu: normalizacja

Drugi etap analiz stanowiła normalizacja wyników uzyskanych podczas charakteryzowania. Aby dokonać normalizowania wartości wskaźnika kategorii należy obliczyć wartość tego wskaźnika w stosunku do określonej wartości odniesienia (iloraz otrzymanej wartości wskaźnika i wartości odniesienia). Jako wartość odniesienia, przyjęto uśrednioną roczną wielkość szkodliwego wpływu przypadającą na Europejczyka. Normalizacja pozwoliła na określenie udziału danego szkodliwego efektu oddziaływania opony konwencjonalnej i próśrodkowej w efekcie całkowitym oraz uzyskanie znormalizowanego profilu środowiskowego. Etap normalizacji pozwolił na uzyskanie bezwymiarowych wyników i stanowił podstawę do realizacji kolejnych kroków, czyli grupowania i ważenia. Normalizacja dała możliwość oceny dystansu między rozpatrywaną wielkością, a osiągniętą wielkością docelową. Stanowi zatem etap ilustrujący, które efekt jest mniej lub bardziej reprezentowany w wyniku końcowym wpływu opony samochodowej użytkowanej w środowisku. Wybrane wyniki, otrzymane na etapie normalizowania zaprezentowano w tabelach 4.16–4.27. Rezultaty analiz przedstawiono dla każdego etapu materialnego cyklu istnienia opony konwencjonalnej i próśrodkowej. Wzięto pod uwagę całkowite oddziaływanie cyklu istnienia opon samochodowych. Poziom odcięcia był równy 0,05%. Analiza obejmowała jedenaście kategorii wpływu. Ponieważ etap normalizacji stanowił punkt wyjścia do kroku grupowania i ważenia (najbardziej obrazowego obszaru analizy), zasygnalizowano w nim wyłącznie najważniejsze z otrzymanych w tym kroku wyników.

Wyniki normalizacji następstw środowiskowych występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i próśrodkowej opony samochodowej z uwzględnieniem kategorii wpływów, zaprezentowano w tabeli 4.16. Dla obu typów opon, kategoriami wpływu, wykazującymi najwyższy poziom negatywnego oddziaływania na otoczenie, w całym cyklu istnienia były procesy związane z wydobyciem paliw kopalnych oraz związki nieorganiczne powodujące choroby układu oddechowego. W przypadku paliw kopalnych, największym szkodliwym wpływem cechował się etap eksploatacji, który niósł ze sobą oddziaływania rzędu $4,89 \cdot 10^{-1}$ dla opony konwencjonalnej oraz $4,63 \cdot 10^{-1}$ dla opony próśrodkowej. Zastosowanie procesów recyklingu pozwoliłoby na zminimalizowanie wymienionych, negatywnych wpływów w cyklu istnienia opony konwencjonalnej o $7,00 \cdot 10^{-4}$, natomiast opony próśrodkowej o $9,90 \cdot 10^{-4}$. Największe emisje związków nieorganicznych powodujących choroby układu oddechowego mają miejsce na etapie wytwarzania i wynoszą: dla opon konwencjonalnych $1,24 \cdot 10^{-2}$, a dla opon próśrodkowych $9,67 \cdot 10^{-3}$. Recykling po zakończeniu eksploatacji umożliwiłby ograniczenie szkodliwego

wpływu w analizowanej kategorii o $5,56 \cdot 10^{-5}$ w odniesieniu do opony konwencjonalnej oraz o $9,71 \cdot 10^{-5}$ w odniesieniu do opony prośrodowiskowej.

Tabela 4.16. Wyniki normalizacji następstw środowiskowych występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej, z uwzględnieniem kategorii wpływów

Kategoria wpływu	Wytwarzanie		Eksploracja		Recykling	
	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa
Związki rakotwórcze	$3,79 \cdot 10^{-3}$	$2,95 \cdot 10^{-3}$	$2,33 \cdot 10^{-6}$	$2,33 \cdot 10^{-6}$	$-1,01 \cdot 10^{-5}$	$7,64 \cdot 10^{-6}$
Związki organiczne powodujące choroby układu oddechowego	$5,84 \cdot 10^{-6}$	$3,76 \cdot 10^{-6}$	$4,30 \cdot 10^{-5}$	$4,07 \cdot 10^{-5}$	$-8,59 \cdot 10^{-7}$	$-1,45 \cdot 10^{-6}$
Związki nieorganiczne powodujące choroby układu oddechowego	$1,24 \cdot 10^{-2}$	$9,67 \cdot 10^{-3}$	$7,09 \cdot 10^{-2}$	$6,72 \cdot 10^{-2}$	$-5,56 \cdot 10^{-5}$	$-9,71 \cdot 10^{-5}$
Związki powodujące zmiany klimatu	$4,52 \cdot 10^{-3}$	$3,51 \cdot 10^{-3}$	$3,10 \cdot 10^{-2}$	$2,93 \cdot 10^{-2}$	$-2,87 \cdot 10^{-5}$	$-3,46 \cdot 10^{-6}$
Związki promieniotwórcze	$6,79 \cdot 10^{-6}$	$5,20 \cdot 10^{-6}$	$4,20 \cdot 10^{-10}$	$4,20 \cdot 10^{-10}$	-	-
Związki powodujące zwiększanie dziury ozonowej	$9,29 \cdot 10^{-7}$	$1,66 \cdot 10^{-7}$	$1,08 \cdot 10^{-11}$	$1,08 \cdot 10^{-11}$	$-2,74 \cdot 10^{-8}$	$-1,38 \cdot 10^{-8}$
Związki ekotoksyczne	$5,66 \cdot 10^{-4}$	$3,61 \cdot 10^{-4}$	$6,70 \cdot 10^{-7}$	$6,70 \cdot 10^{-7}$	$5,60 \cdot 10^{-6}$	$9,08 \cdot 10^{-6}$
Związki powodujące zakwaszenie/ eutrofizację	$9,27 \cdot 10^{-4}$	$7,20 \cdot 10^{-4}$	$7,10 \cdot 10^{-3}$	$6,73 \cdot 10^{-3}$	$-8,68 \cdot 10^{-6}$	$-1,53 \cdot 10^{-5}$
Użytkowanie gruntów	$4,82 \cdot 10^{-4}$	$4,48 \cdot 10^{-4}$	$1,16 \cdot 10^{-8}$	$1,16 \cdot 10^{-8}$	-	-
Wydobycie minerałów	$6,14 \cdot 10^{-5}$	$4,19 \cdot 10^{-5}$	$3,36 \cdot 10^{-8}$	$3,36 \cdot 10^{-8}$	$-8,50 \cdot 10^{-6}$	$-1,96 \cdot 10^{-8}$
Wydobycie paliw kopalnych	$1,59 \cdot 10^{-2}$	$1,16 \cdot 10^{-2}$	$4,89 \cdot 10^{-1}$	$4,63 \cdot 10^{-1}$	$-7,00 \cdot 10^{-4}$	$-9,90 \cdot 10^{-4}$

W tabeli 4.17 przedstawiono wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla związków rakotwórczych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej. Najwyższy poziom szkodliwych emisji odnotowano dla jonów arsenu i kadmu. Największa ilość tych rakotwórczych substancji jest uwalniana podczas wytwarzania obu typów opon. Dla opony konwencjonalnej są to negatywne oddziaływania na poziomie $3,36 \cdot 10^{-3}$ (jony arsenu) i $2,86 \cdot 10^{-4}$ (jony kadmu), natomiast dla prośrodowiskowej $2,62 \cdot 10^{-3}$ (jony arsenu) i $2,23 \cdot 10^{-4}$ (jony kadmu). Recykling konwencjonalnych opon, które nie nadają się już do dalszej eksploatacji, umożliwiłby zminimalizowanie szkodliwych wpływów jonów arsenu o $1,16 \cdot 10^{-5}$ oraz jonów kadmu o $3,37 \cdot 10^{-7}$.

Tabela 4.17. Wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla związków rakotwórczych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie		Eksploracja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Arsen, jony	$3,36 \cdot 10^{-3}$	$2,62 \cdot 10^{-3}$	$1,95 \cdot 10^{-6}$	$1,95 \cdot 10^{-6}$	$-1,16 \cdot 10^{-5}$	$2,58 \cdot 10^{-6}$
Kadm, jony	$2,86 \cdot 10^{-4}$	$2,23 \cdot 10^{-4}$	$2,32 \cdot 10^{-7}$	$2,32 \cdot 10^{-7}$	$-3,37 \cdot 10^{-7}$	$7,16 \cdot 10^{-8}$
Cząstki pyłu < 2,5 µm	$5,09 \cdot 10^{-5}$	$3,97 \cdot 10^{-5}$	$1,51 \cdot 10^{-7}$	$1,51 \cdot 10^{-7}$	-	-
Kadm	$4,02 \cdot 10^{-5}$	$3,09 \cdot 10^{-5}$	$5,41 \cdot 10^{-10}$	$5,41 \cdot 10^{-10}$	$-7,63 \cdot 10^{-7}$	$2,60 \cdot 10^{-7}$
Arsen	$3,89 \cdot 10^{-5}$	$3,02 \cdot 10^{-5}$	$1,90 \cdot 10^{-10}$	$1,90 \cdot 10^{-10}$	-	-
Metale nieokreślone	$7,96 \cdot 10^{-10}$	-	-	-	$3,34 \cdot 10^{-6}$	$5,10 \cdot 10^{-6}$
Dioksyny	-	$2,52 \cdot 10^{-6}$	$6,76 \cdot 10^{-10}$	$6,76 \cdot 10^{-10}$	-	-

Wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla związków organicznych powodujących choroby układu oddechowego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej zestawiono w tabeli 4.18. Wśród wszystkich substancji analizowanych w tej kategorii, największy negatywny wpływ na otoczenie cechował emisje węglowodorów powodujących choroby układu oddechowego oraz niemietanowych lotnych związków organicznych. Najwyższy poziom emisji węglowodorów odnotowano na etapie eksploatacji i wynosił on $4,28 \cdot 10^{-5}$ dla opony konwencjonalnej i $4,06 \cdot 10^{-5}$ dla opony prośrodowiskowej. Z kolei najwięcej niemietanowych lotnych związków organicznych jest uwalnianych do otoczenia podczas fazy wytwarzania. Są to wielkości równe $4,28 \cdot 10^{-6}$ dla konwencjonalnej opony oraz $2,56 \cdot 10^{-6}$ dla prośrodowiskowej. Wykorzystanie procesów recyklingu jako formy zagospodarowania po zakończeniu eksploatacji umożliwiłoby zmniejszenie negatywnego wpływu NMVOC na środowisko o $8,55 \cdot 10^{-7}$ w przypadku cyklu istnienia opony konwencjonalnej i o $1,44 \cdot 10^{-6}$ w przypadku opony prośrodowiskowej.

Tabela 4.18. Wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla związków organicznych powodujących choroby układu oddechowego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie		Eksploracja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Węglowodory, nieokreślone	$2,53 \cdot 10^{-8}$	$2,43 \cdot 10^{-9}$	$4,28 \cdot 10^{-5}$	$4,06 \cdot 10^{-5}$	$6,17 \cdot 10^{-9}$	$1,17 \cdot 10^{-8}$

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie		Eksploatacja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
NMVOC, niemietanowe lotne związki organiczne	$4,28 \cdot 10^{-6}$	$2,56 \cdot 10^{-6}$	$1,23 \cdot 10^{-7}$	$1,23 \cdot 10^{-7}$	$-8,55 \cdot 10^{-7}$	$-1,44 \cdot 10^{-6}$
Metan, kopalny	$6,37 \cdot 10^{-7}$	$4,99 \cdot 10^{-7}$	$3,58 \cdot 10^{-9}$	$3,58 \cdot 10^{-9}$	-	-
Ksylen	$3,74 \cdot 10^{-7}$	$2,91 \cdot 10^{-7}$	$3,84 \cdot 10^{-13}$	$3,84 \cdot 10^{-13}$	-	-
Węglowodory, aromatyczne	$1,26 \cdot 10^{-7}$	$9,52 \cdot 10^{-8}$	$1,44 \cdot 10^{-8}$	$1,44 \cdot 10^{-8}$	$1,29 \cdot 10^{-9}$	$1,79 \cdot 10^{-9}$
Węglowodory, alifatyczne	$9,52 \cdot 10^{-8}$	$7,42 \cdot 10^{-8}$	$6,05 \cdot 10^{-14}$	$6,05 \cdot 10^{-14}$	-	-
Pentan	$4,71 \cdot 10^{-8}$	$3,49 \cdot 10^{-8}$	$1,11 \cdot 10^{-12}$	$1,11 \cdot 10^{-12}$	-	-
Węglowodory, alifatyczne, alkeny	$3,84 \cdot 10^{-8}$	$2,96 \cdot 10^{-8}$	$6,83 \cdot 10^{-13}$	$6,83 \cdot 10^{-13}$	-	-
Benzen	$3,59 \cdot 10^{-8}$	$2,79 \cdot 10^{-8}$	$1,93 \cdot 10^{-13}$	$1,93 \cdot 10^{-13}$	$-3,35 \cdot 10^{-11}$	$3,75 \cdot 10^{-11}$
Toluen	$3,19 \cdot 10^{-8}$	$2,45 \cdot 10^{-8}$	$8,43 \cdot 10^{-13}$	$8,43 \cdot 10^{-13}$	-	-
Etan	$2,25 \cdot 10^{-8}$	$1,68 \cdot 10^{-8}$	$1,97 \cdot 10^{-13}$	$1,97 \cdot 10^{-13}$	-	-
Butan	$2,16 \cdot 10^{-8}$	$1,57 \cdot 10^{-8}$	$7,68 \cdot 10^{-13}$	$7,68 \cdot 10^{-13}$	-	-
Eten	$1,20 \cdot 10^{-8}$	$2,01 \cdot 10^{-8}$	$3,43 \cdot 10^{-13}$	$3,43 \cdot 10^{-13}$	-	-
Formaldehyd	$1,79 \cdot 10^{-8}$	$1,32 \cdot 10^{-8}$	$3,56 \cdot 10^{-13}$	$3,56 \cdot 10^{-13}$	-	-
Propan	$1,72 \cdot 10^{-8}$	$1,28 \cdot 10^{-8}$	$4,19 \cdot 10^{-13}$	$4,19 \cdot 10^{-13}$	-	-
Heksan	$1,37 \cdot 10^{-8}$	$1,02 \cdot 10^{-8}$	$5,01 \cdot 10^{-13}$	$5,01 \cdot 10^{-13}$	-	-
Propen	$1,09 \cdot 10^{-8}$	$1,02 \cdot 10^{-8}$	$1,34 \cdot 10^{-13}$	$1,34 \cdot 10^{-13}$	-	-
Heptan	$3,30 \cdot 10^{-9}$	$2,42 \cdot 10^{-9}$	$2,39 \cdot 10^{-13}$	$2,39 \cdot 10^{-13}$	-	-
1,2-dichloroetan	-	$4,15 \cdot 10^{-9}$	$5,70 \cdot 10^{-12}$	$5,70 \cdot 10^{-12}$	-	-
Fluor	$3,56 \cdot 10^{-9}$	-	$1,81 \cdot 10^{-11}$	$1,81 \cdot 10^{-11}$	-	-
Metan	$1,06 \cdot 10^{-8}$	-	-	-	$-7,57 \cdot 10^{-9}$	-
Aldehyd Octowy		$1,55 \cdot 10^{-9}$	$2,06 \cdot 10^{-13}$	$2,06 \cdot 10^{-13}$	-	-
Etanol		$1,49 \cdot 10^{-9}$	-	-	-	-
Węglowodory, chlorowane	$2,36 \cdot 10^{-10}$	$1,76 \cdot 10^{-10}$	$5,70 \cdot 10^{-12}$	$5,70 \cdot 10^{-12}$	$-3,99 \cdot 10^{-9}$	$-1,57 \cdot 10^{-8}$

W tabeli 4.19 zobrazowano wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla związków nieorganicznych powodujących choroby układu oddechowego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej. Wśród wszystkich rozpatrywanych substancji, największy poziom negatywnych emisji odnotowano dla tlenku siarki oraz dwutlenku azotu, które w największym stopniu powstają na etapie

eksploatacji. Dla opony konwencjonalnej są to wpływy rzędu $3,33 \cdot 10^{-5}$ (tlenek siarki) i $2,28 \cdot 10^{-5}$ (dwutlenek azotu), a dla próśrodo-wiskowej $3,52 \cdot 10^{-5}$ (dwutlenek azotu). Zagospodarowanie w formie recyklingu umożliwiłoby zmniejszenie szkodliwego wpływu tlenu siarki w cyklu istnienia opony konwencjonalnej o $1,02 \cdot 10^{-5}$ oraz opony próśrodo-wiskowej o $9,00 \cdot 10^{-6}$.

Tabela 4.19. Wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla związków nieorganicznych powodujących choroby układu oddechowego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i próśrodo-wiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie		Eksploatacja		Recykling	
	Konwen-cjonalna	Prośrodo-wiskowa	Konwen-cjonalna	Prośrodo-wiskowa	Konwen-cjonalna	Prośrodo-wiskowa
Tlenek siarki	$3,33 \cdot 10^{-5}$	-	$3,96 \cdot 10^{-2}$	$3,75 \cdot 10^{-2}$	$-1,02 \cdot 10^{-5}$	$-9,00 \cdot 10^{-6}$
Dwutlenek azotu	$2,28 \cdot 10^{-5}$	$3,52 \cdot 10^{-5}$	$2,51 \cdot 10^{-2}$	$2,37 \cdot 10^{-2}$	-	-
Cząstki pyłu, SPM	-	-	$6,21 \cdot 10^{-3}$	$5,89 \cdot 10^{-3}$	-	-
Dwutlenek siarki	$5,00 \cdot 10^{-3}$	$3,94 \cdot 10^{-3}$	$1,46 \cdot 10^{-5}$	$1,46 \cdot 10^{-5}$	-	-
Cząstki pyłu < 2,5 µm	$3,64 \cdot 10^{-3}$	$2,84 \cdot 10^{-3}$	$1,08 \cdot 10^{-5}$	$1,08 \cdot 10^{-5}$	-	-
Tlenek azotu	$3,27 \cdot 10^{-3}$	$2,51 \cdot 10^{-3}$	$2,89 \cdot 10^{-5}$	$2,89 \cdot 10^{-5}$	$-4,20 \cdot 10^{-5}$	$-7,65 \cdot 10^{-5}$
Cząstki pyłu 2,5-10 µm	$4,18 \cdot 10^{-4}$	$3,28 \cdot 10^{-4}$	$9,98 \cdot 10^{-6}$	$9,98 \cdot 10^{-6}$	-	-
Amoniak	$6,41 \cdot 10^{-6}$	$5,17 \cdot 10^{-6}$	$3,73 \cdot 10^{-9}$	$3,73 \cdot 10^{-9}$	$1,50 \cdot 10^{-8}$	$2,60 \cdot 10^{-8}$

Wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla związków powodujących zmiany klimatu, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i próśrodo-wiskowej opony samochodowej przedstawiono w tabeli 4.20. W cyklu istnienia obu typów opon, największy wpływ na zmiany klimatu mają emisje dwutlenku węgla, które w największym stopniu odbywają się podczas fazy eksploatacji. W przypadku opony konwencjonalnej jest to szkodliwe oddziaływanie rzędu $3,10 \cdot 10^{-2}$, a w przypadku próśrodo-wiskowej $2,93 \cdot 10^{-2}$. Recykling pozwoliłby na obniżenie negatywnych wpływów, które nieodłącznie związane są z tego typu emisjami o $2,58 \cdot 10^{-5}$ dla opon konwencjonalnych i o $3,11 \cdot 10^{-6}$ dla próśrodo-wiskowych.

Tabela 4.20. Wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla związków powodujących zmiany klimatu, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie		Eksplotacja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Dwutlenek węgla	$6,94 \cdot 10^{-5}$	$2,68 \cdot 10^{-5}$	$3,10 \cdot 10^{-2}$	$2,93 \cdot 10^{-2}$	$-2,58 \cdot 10^{-5}$	$-3,11 \cdot 10^{-6}$
Dwutlenek węgla, kopalny	$4,23 \cdot 10^{-3}$	$3,32 \cdot 10^{-3}$	$1,65 \cdot 10^{-5}$	$1,65 \cdot 10^{-5}$	-	-
Metan, kopalny	$2,19 \cdot 10^{-4}$	$1,72 \cdot 10^{-4}$	$1,23 \cdot 10^{-6}$	$1,23 \cdot 10^{-6}$	-	-
Dwutlenek węgla, biogeny	$4,06 \cdot 10^{-5}$	$3,17 \cdot 10^{-5}$	$8,36 \cdot 10^{-8}$	$8,36 \cdot 10^{-8}$	-	-
Tlenek diazotu	$1,14 \cdot 10^{-5}$	$8,88 \cdot 10^{-6}$	$1,61 \cdot 10^{-9}$	$1,61 \cdot 10^{-9}$	$2,13 \cdot 10^{-8}$	$6,49 \cdot 10^{-8}$
Tlenek węgla	-	-	$7,70 \cdot 10^{-6}$	$7,29 \cdot 10^{-6}$	-	-
Dwutlenek węgla, w powietrzu	$-5,65 \cdot 10^{-5}$	$-4,40 \cdot 10^{-5}$	$-4,37 \cdot 10^{-10}$	$-4,37 \cdot 10^{-10}$	-	-

W tabeli 4.21 zestawiono wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla związków promieniotwórczych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej. Spośród wszystkich rozpatrywanych pierwiastków promieniotwórczych występujących w cyklu istnienia obu analizowanych typów opon, największe zagrożenie dla środowiska stanowią emisje izotopu radonu ^{222}Rn oraz węgla ^{14}C . Dla opony konwencjonalnej jest to oddziaływanie wynoszące $4,58 \cdot 10^{-6}$ (^{222}Rn) oraz $2,17 \cdot 10^{-6}$ (^{14}C), z kolei dla opony prośrodowiskowej $3,49 \cdot 10^{-6}$ (^{222}Rn) i $1,68 \cdot 10^{-6}$ (^{14}C). Najwyższy poziom emisji wymienionych pierwiastków promieniotwórczych ma miejsce w fazie wytwarzania.

Tabela 4.21. Wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla związków promieniotwórczych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie		Eksplotacja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
$^{222}\text{Radon}$	$4,58 \cdot 10^{-6}$	$3,49 \cdot 10^{-6}$	$2,77 \cdot 10^{-10}$	$2,77 \cdot 10^{-10}$	-	-
$^{14}\text{Węgiel}$	$2,17 \cdot 10^{-6}$	$1,68 \cdot 10^{-6}$	$1,42 \cdot 10^{-10}$	$1,42 \cdot 10^{-10}$	-	-
^{129}Jod	$9,85 \cdot 10^{-9}$	$7,55 \cdot 10^{-9}$	$5,09 \cdot 10^{-13}$	$5,09 \cdot 10^{-13}$	-	-
$^{210}\text{Polon}$	$9,42 \cdot 10^{-9}$	$7,35 \cdot 10^{-9}$	$4,29 \cdot 10^{-15}$	$4,29 \cdot 10^{-15}$	-	-
$^{238}\text{Uran}$	$6,19 \cdot 10^{-9}$	$4,82 \cdot 10^{-9}$	$1,18 \cdot 10^{-14}$	$1,02 \cdot 10^{-14}$	-	-

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie		Eksploatacja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
²¹⁰ Ołów	$5,16 \cdot 10^{-9}$	$4,03 \cdot 10^{-9}$	$2,52 \cdot 10^{-15}$	$2,52 \cdot 10^{-15}$	-	-
¹³⁷ Cez	$6,87 \cdot 10^{-9}$	-	$3,03 \cdot 10^{-13}$	$3,03 \cdot 10^{-13}$	-	-

Wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla związków powodujących powiększanie dziury ozonowej występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej zobrazowano w tabeli 4.22. Najwyższy poziom negatywnego oddziaływania na środowisko w rozpatrywanej kategorii wpływu odnotowano dla bromotrifluorometanu (halon 1301) i bromochlorodifluorometanu (halon 1211), których największe emisje występują na etapie wytwarzania. Oddziaływanie bromotrifluorometanu w przypadku opony konwencjonalnej jest na poziomie $8,07 \cdot 10^{-7}$, a prośrodowiskowej $7,25 \cdot 10^{-8}$. Zastosowanie recyklingu, jako formy zagospodarowania po zakończeniu eksploatacji pozwoliłoby na minimalizację szkodliwego wpływu analizowanej substancji o $2,74 \cdot 10^{-8}$ dla opony konwencjonalnej i o $1,38 \cdot 10^{-8}$ dla prośrodowiskowej. Wielkość niekorzystnego oddziaływania na otoczenie bromochlorodifluorometanu podczas wytwarzania opony konwencjonalnej wynosi natomiast $8,87 \cdot 10^{-8}$, z kolei prośrodowiskowej $6,90 \cdot 10^{-8}$.

Tabela 4.22. Wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla związków powodujących powiększanie dziury ozonowej, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie		Eksploatacja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Bromotrifluorometan, halon 1301	$8,07 \cdot 10^{-7}$	$7,25 \cdot 10^{-8}$	$9,67 \cdot 10^{-12}$	$9,67 \cdot 10^{-12}$	$-2,74 \cdot 10^{-8}$	$-1,38 \cdot 10^{-8}$
Bromochlorodifluorometan, halon 1211	$8,87 \cdot 10^{-8}$	$6,90 \cdot 10^{-8}$	$6,72 \cdot 10^{-13}$	$6,72 \cdot 10^{-13}$	-	-
Dichlorodifluorometan, CFC-12	$1,71 \cdot 10^{-8}$	$1,27 \cdot 10^{-8}$	$1,15 \cdot 10^{-15}$	$1,15 \cdot 10^{-15}$	-	-
Chlorodifluorometan, HCFC-22	$6,13 \cdot 10^{-9}$	$4,77 \cdot 10^{-9}$	$2,15 \cdot 10^{-14}$	$2,15 \cdot 10^{-14}$	-	-
Tetrachlorometan, CFC-10	$5,69 \cdot 10^{-9}$	$4,39 \cdot 10^{-9}$	$2,12 \cdot 10^{-13}$	$2,12 \cdot 10^{-13}$	-	-
1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoroetan, CFC-114	$4,30 \cdot 10^{-9}$	$2,96 \cdot 10^{-9}$	$2,62 \cdot 10^{-13}$	$2,62 \cdot 10^{-13}$	-	-

W tabeli 4.23 zestawiono wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla związków ekotoksycznych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej. Spośród analizowanych substancji, najwyższym poziomem szkodliwych emisji cechuje się cynk i nikiel, które są uwalniane do otoczenia głównie podczas etapu wytwarzania obu opon. Wielkość negatywnego oddziaływania cynku w przypadku opony konwencjonalnej jest na poziomie $2,08 \cdot 10^{-4}$, a w przypadku prośrodowiskowej opony $8,77 \cdot 10^{-5}$. Z kolei niekorzystny wpływ niklu podczas wytwarzania opony konwencjonalnej jest rzędu $1,02 \cdot 10^{-4}$, a podczas wytwarzania prośrodowiskowej $7,89 \cdot 10^{-5}$. Recykling rozpatrywanych typów opon pozwoliłby na ograniczenie toksycznych emisji niklu o $5,98 \cdot 10^{-7}$ w odniesieniu do cyklu istnienia opony konwencjonalnej.

Tabela 4.23. Wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla związków ekotoksycznych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie		Eksplotacja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Cynk	$2,08 \cdot 10^{-4}$	$8,77 \cdot 10^{-5}$	$1,09 \cdot 10^{-9}$	$1,09 \cdot 10^{-9}$	$5,75 \cdot 10^{-8}$	$1,92 \cdot 10^{-7}$
Nikiel	$1,02 \cdot 10^{-4}$	$7,89 \cdot 10^{-5}$	$5,89 \cdot 10^{-10}$	$5,89 \cdot 10^{-10}$	$-5,98 \cdot 10^{-7}$	$2,94 \cdot 10^{-6}$
Miedź, jony	$7,13 \cdot 10^{-5}$	$5,57 \cdot 10^{-5}$	$3,23 \cdot 10^{-7}$	$3,23 \cdot 10^{-7}$	$-1,88 \cdot 10^{-7}$	$4,02 \cdot 10^{-8}$
Nikiel, jony	$6,97 \cdot 10^{-5}$	$5,43 \cdot 10^{-5}$	$6,28 \cdot 10^{-8}$	$6,28 \cdot 10^{-8}$	$-1,86 \cdot 10^{-7}$	$3,59 \cdot 10^{-8}$
Ołów	$2,70 \cdot 10^{-5}$	$1,56 \cdot 10^{-5}$	$1,28 \cdot 10^{-7}$	$1,28 \cdot 10^{-7}$	$3,11 \cdot 10^{-6}$	$1,76 \cdot 10^{-7}$
Chrom	$1,90 \cdot 10^{-5}$	$1,40 \cdot 10^{-5}$	$4,63 \cdot 10^{-10}$	$4,63 \cdot 10^{-10}$	$5,88 \cdot 10^{-8}$	-
Rtęć	$1,79 \cdot 10^{-5}$	$1,40 \cdot 10^{-5}$	$5,14 \cdot 10^{-8}$	$5,14 \cdot 10^{-8}$	$4,32 \cdot 10^{-9}$	$3,39 \cdot 10^{-9}$
Miedź	$1,43 \cdot 10^{-5}$	$1,10 \cdot 10^{-5}$	$2,00 \cdot 10^{-10}$	$2,00 \cdot 10^{-10}$	$9,61 \cdot 10^{-8}$	-
Chrom VI	$1,34 \cdot 10^{-5}$	$1,05 \cdot 10^{-5}$	$6,48 \cdot 10^{-8}$	$6,48 \cdot 10^{-8}$	-	-
Kadm	$7,01 \cdot 10^{-6}$	$5,37 \cdot 10^{-6}$	$1,09 \cdot 10^{-10}$	$1,09 \cdot 10^{-10}$	$-1,63 \cdot 10^{-7}$	$5,56 \cdot 10^{-8}$
Cynk, jony	$6,55 \cdot 10^{-6}$	$5,12 \cdot 10^{-6}$	$3,21 \cdot 10^{-8}$	$3,21 \cdot 10^{-8}$	$-4,25 \cdot 10^{-8}$	$1,01 \cdot 10^{-8}$
Kadm, jony	$5,78 \cdot 10^{-6}$	$4,51 \cdot 10^{-6}$	$4,68 \cdot 10^{-9}$	$4,68 \cdot 10^{-9}$	$-6,80 \cdot 10^{-9}$	$1,45 \cdot 10^{-9}$
Metale nieokreślone	$8,73 \cdot 10^{-10}$	-	-	-	$3,67 \cdot 10^{-6}$	$5,59 \cdot 10^{-6}$
Arsen	$2,80 \cdot 10^{-6}$	$2,18 \cdot 10^{-6}$	$1,37 \cdot 10^{-11}$	$1,37 \cdot 10^{-11}$	-	-
Arsen, jony	$1,75 \cdot 10^{-6}$	$1,36 \cdot 10^{-6}$	$1,01 \cdot 10^{-9}$	$1,01 \cdot 10^{-9}$	$-6,00 \cdot 10^{-9}$	$1,34 \cdot 10^{-9}$

Wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla związków powodujących zakwaszenie/eutrofizację, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej pokazano w tabeli 4.24. Najwyższy poziom negatywnego oddziaływania na środowisko

w tej kategorii odnotowano dla dwutlenku azotu i tlenku siarki, które są emitowane w największym stopniu podczas eksploatacji obu typów opon. W przypadku opony konwencjonalnej wpływ dwutlenku azotu jest na poziomie $4,83 \cdot 10^{-3}$, a tlenku siarki wynosi $2,26 \cdot 10^{-3}$. Eksploatacja opony prośrodowiskowej wiąże się z oddziaływaniem dwutlenku azotu równym $4,58 \cdot 10^{-3}$ oraz tlenku siarki wynoszącym $2,14 \cdot 10^{-3}$. Recykling opon nienadających się do dalszej eksploatacji, pozwala na zmniejszenie negatywnego wpływu tlenku siarki w całym cyklu istnienia opony konwencjonalnej łącznie o $5,81 \cdot 10^{-7}$, a prośrodowiskowej o $5,14 \cdot 10^{-7}$.

Tabela 4.24. Wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla związków powodujących zakwaszenie/eutrofizację, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie		Eksploatacja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Dwutlenek azotu	$4,40 \cdot 10^{-6}$	$6,79 \cdot 10^{-6}$	$4,83 \cdot 10^{-3}$	$4,58 \cdot 10^{-3}$	-	-
Tlenek siarki	$1,90 \cdot 10^{-6}$	-	$2,26 \cdot 10^{-3}$	$2,14 \cdot 10^{-3}$	$-5,81 \cdot 10^{-7}$	$-5,14 \cdot 10^{-7}$
Tlenek azotu	$6,31 \cdot 10^{-4}$	$4,85 \cdot 10^{-4}$	$5,58 \cdot 10^{-6}$	$5,58 \cdot 10^{-6}$	$-8,11 \cdot 10^{-6}$	$-1,48 \cdot 10^{-5}$
Dwutlenek siarki	$2,86 \cdot 10^{-4}$	$2,25 \cdot 10^{-4}$	$8,33 \cdot 10^{-7}$	$8,33 \cdot 10^{-7}$	-	-
Amoniak	$3,52 \cdot 10^{-6}$	$2,84 \cdot 10^{-6}$	$2,05 \cdot 10^{-9}$	$2,05 \cdot 10^{-9}$	$8,21 \cdot 10^{-9}$	$1,43 \cdot 10^{-8}$

W tabeli 4.25 przybliżono wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla procesów związanych z użytkowaniem gruntów, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej. Spośród wszystkich analizowanych procesów, zajęcie gruntów przez obszar przemysłowy wywiera największy negatywny wpływ na środowisko w rozpatrywanej kategorii. Jego szkodliwe oddziaływanie jest najbardziej widoczne na etapie wytwarzania opon, gdzie w przypadku konwencjonalnego rozwiązania wynosi ono $1,57 \cdot 10^{-4}$, a dla rozwiązania prośrodowiskowego $2,02 \cdot 10^{-4}$. Zastosowanie recyklingu nie pozwala na zminimalizowanie negatywnych następstw środowiskowych związanych z występowaniem tego procesu w cyklu istnienia opon.

Tabela 4.25. Wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla procesów związanych z użytkowaniem gruntów, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Proces	Wytwarzanie		Eksploracja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Zajęcie przez obszar przemysłowy	$1,57 \cdot 10^{-4}$	$2,02 \cdot 10^{-4}$	$1,45 \cdot 10^{-10}$	$1,45 \cdot 10^{-10}$	-	-
Zajęcie przez obszar leśny, uprawa intensywna	$1,43 \cdot 10^{-4}$	$1,11 \cdot 10^{-4}$	$1,31 \cdot 10^{-11}$	$1,67 \cdot 10^{-9}$	-	-
Zajęcie przez wysypisko odpadów	$1,03 \cdot 10^{-4}$	$8,03 \cdot 10^{-5}$	$5,71 \cdot 10^{-9}$	$5,71 \cdot 10^{-9}$	-	-
Przekształcenie w obszar wydobywania minerałów	$5,73 \cdot 10^{-5}$	$4,46 \cdot 10^{-5}$	-	$6,48 \cdot 10^{-9}$	-	-
Przekształcenie w obszar przemysłowy	$3,73 \cdot 10^{-5}$	$2,91 \cdot 10^{-5}$	$7,93 \cdot 10^{-11}$	$7,93 \cdot 10^{-11}$	-	-
Przekształcenie w grunty orne	$3,36 \cdot 10^{-5}$	$2,62 \cdot 10^{-5}$	$1,33 \cdot 10^{-10}$	$1,33 \cdot 10^{-10}$	-	-
Przekształcenie w obszar leśny, uprawa intensywna	$2,89 \cdot 10^{-5}$	$2,25 \cdot 10^{-5}$	$4,04 \cdot 10^{-10}$	$4,04 \cdot 10^{-10}$	-	-
Zajęcie przez obszar wydobywania minerałów	$2,65 \cdot 10^{-5}$	$2,07 \cdot 10^{-5}$	$1,93 \cdot 10^{-9}$	$1,93 \cdot 10^{-9}$	-	-
Przekształcenie w grunty orne, nienawadniane	$2,54 \cdot 10^{-5}$	$1,99 \cdot 10^{-5}$	$6,27 \cdot 10^{-9}$	$6,27 \cdot 10^{-9}$	-	-
Przekształcenie w wysypisko odpadów	$2,45 \cdot 10^{-5}$	$1,91 \cdot 10^{-5}$	$6,07 \cdot 10^{-11}$	$6,07 \cdot 10^{-11}$	-	-
Zajęcie przez nasypy drogowe	$1,07 \cdot 10^{-5}$	$8,37 \cdot 10^{-6}$	$1,57 \cdot 10^{-10}$	$1,57 \cdot 10^{-10}$	-	-
Zajęcie przez nawierzchnię drogową	$9,03 \cdot 10^{-6}$	$7,06 \cdot 10^{-6}$	$8,21 \cdot 10^{-9}$	$8,21 \cdot 10^{-9}$	-	-
Przekształcenie w wysypisko odpadów, bentos	$7,89 \cdot 10^{-6}$	$6,09 \cdot 10^{-6}$	$2,09 \cdot 10^{-10}$	$2,09 \cdot 10^{-10}$	-	-

Proces	Wytwarzanie		Eksploatacja		Recykling	
	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa
Przekształcenie w sztuczne zbiorniki wodne	$7,13 \cdot 10^{-6}$	$5,56 \cdot 10^{-6}$	$1,36 \cdot 10^{-9}$	$1,36 \cdot 10^{-9}$	-	-
Przekształcenie w miejsce składowania pozostałego materiału	$3,83 \cdot 10^{-6}$	$3,00 \cdot 10^{-6}$	$5,16 \cdot 10^{-9}$	$5,16 \cdot 10^{-9}$	-	-
Przekształcenie w nawierzchnię drogową	$3,76 \cdot 10^{-6}$	$2,93 \cdot 10^{-6}$	$3,23 \cdot 10^{-9}$	$3,23 \cdot 10^{-9}$	-	-
Zajęcie przez sieć kolejową	$3,71 \cdot 10^{-6}$	$2,91 \cdot 10^{-6}$	$5,83 \cdot 10^{-11}$	$5,83 \cdot 10^{-11}$	-	-
Zajęcie przez nasypy kolejowe	$3,36 \cdot 10^{-6}$	$2,63 \cdot 10^{-6}$	$5,27 \cdot 10^{-11}$	$5,27 \cdot 10^{-11}$	-	-
Zajęcie przez grunty orne	$5,14 \cdot 10^{-6}$	-	-	-	-	-
Przekształcenie w sztuczne ciek wodne	$2,59 \cdot 10^{-6}$	$2,02 \cdot 10^{-6}$	$4,73 \cdot 10^{-11}$	$4,73 \cdot 10^{-11}$	-	-
Przekształcenie w nasypy drogowe	$2,16 \cdot 10^{-6}$	$1,69 \cdot 10^{-6}$	$3,30 \cdot 10^{-11}$	$3,30 \cdot 10^{-11}$	-	-
Przekształcenie w niejednorod- ne obszary rolne	$1,67 \cdot 10^{-6}$	$1,30 \cdot 10^{-6}$	$7,06 \cdot 10^{-11}$	$7,06 \cdot 10^{-11}$	-	-
Zajęcie przez obszar z roślinnością ruderalną	$1,38 \cdot 10^{-6}$	$1,07 \cdot 10^{-6}$	$1,67 \cdot 10^{-10}$	$1,67 \cdot 10^{-10}$	-	-
Przekształcenie w obszar z roślinnością ruderalną	$1,01 \cdot 10^{-6}$	$7,90 \cdot 10^{-7}$	$1,01 \cdot 10^{-10}$	$1,01 \cdot 10^{-10}$	-	-
Zajęcie przez obszar budowy	$9,36 \cdot 10^{-7}$	$7,30 \cdot 10^{-7}$	$9,24 \cdot 10^{-10}$	$9,24 \cdot 10^{-10}$	-	-
Zajęcie przez budynki na obszarze przemysłowym	$8,43 \cdot 10^{-7}$	$6,46 \cdot 10^{-7}$	$1,89 \cdot 10^{-10}$	$1,89 \cdot 10^{-10}$	-	-
Przekształcenie w obszar leśny	$8,24 \cdot 10^{-7}$	$6,44 \cdot 10^{-7}$	$9,37 \cdot 10^{-10}$	$9,37 \cdot 10^{-10}$	-	-
Zajęcie przez sieć drogową	$1,17 \cdot 10^{-6}$	-	-	-	-	-

Proces	Wytwarzanie		Eksploatacja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Przekształcenie w budynku na obszarze przemysłowym	$6,27 \cdot 10^{-7}$	$4,82 \cdot 10^{-7}$	$1,22 \cdot 10^{-10}$	$1,22 \cdot 10^{-10}$	-	-
Przekształcenie w obszar z roślinnością twarolistną	$5,43 \cdot 10^{-7}$	$4,24 \cdot 10^{-7}$	$7,18 \cdot 10^{-10}$	$7,18 \cdot 10^{-10}$	-	-
Zajęcie przez grunty rolne, nienawadniane	$4,60 \cdot 10^{-7}$	$3,60 \cdot 10^{-7}$	$1,13 \cdot 10^{-10}$	$1,13 \cdot 10^{-10}$	-	-
Użytkowanie gruntów II-IV klasy	$15,02 \cdot 10^{-7}$	-	-	-	-	-
Zajęcie przez obszar miejski, zabudowany	$4,21 \cdot 10^{-7}$	-	$7,16 \cdot 10^{-14}$	$7,16 \cdot 10^{-14}$	-	-
Przekształcenie w miejsce składowania materiału obojętnego środowiskowo	$2,77 \cdot 10^{-7}$	-	$1,10 \cdot 10^{-11}$	$1,10 \cdot 10^{-11}$	-	-
Przekształcenie w sieć kolejową	$2,57 \cdot 10^{-7}$	-	$4,04 \cdot 10^{-12}$	$4,04 \cdot 10^{-12}$	-	-
Rekultywacja miejsc składowania materiału obojętnego środowiskowo	$-2,77 \cdot 10^{-7}$	-	$-1,10 \cdot 10^{-11}$	$-1,10 \cdot 10^{-11}$	-	-
Rekultywacja obszaru z roślinnością twarolistną	$-6,37 \cdot 10^{-7}$	$-4,98 \cdot 10^{-7}$	$-7,20 \cdot 10^{-10}$	$-7,20 \cdot 10^{-10}$	-	-
Rekultywacja poprzez zalesienie	$-3,32 \cdot 10^{-6}$	$-2,57 \cdot 10^{-6}$	$-1,26 \cdot 10^{-10}$	$-1,26 \cdot 10^{-10}$	-	-
Rekultywacja miejsc składowania pozostałego materiału	$-3,83 \cdot 10^{-6}$	$-3,00 \cdot 10^{-6}$	$-5,16 \cdot 10^{-9}$	$-5,16 \cdot 10^{-9}$	-	-
Rekultywacja obszarów nadmorskich i oceanicznych	$-7,89 \cdot 10^{-6}$	$-6,10 \cdot 10^{-6}$	$-0,09 \cdot 10^{-10}$	$-2,09 \cdot 10^{-10}$	-	-

Proces	Wytwarzanie		Eksploatacja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Rekultywacja poprzez tworzenie łąk i pastwisk	$-9,15 \cdot 10^{-6}$	$-7,15 \cdot 10^{-6}$	$-1,05 \cdot 10^{-8}$	$-1,05 \cdot 10^{-8}$	-	-
Rekultywacja przez tworzenie gruntów ornych, nienawadnianych	$-2,54 \cdot 10^{-5}$	$-1,99 \cdot 10^{-5}$	$-6,27 \cdot 10^{-9}$	$-6,27 \cdot 10^{-9}$	-	-
Rekultywacja obszarów wydobywania minerałów	$-2,57 \cdot 10^{-5}$	$-2,00 \cdot 10^{-5}$	$-1,78 \cdot 10^{-9}$	$-1,78 \cdot 10^{-9}$	-	-
Rekultywacja poprzez ekstensywne zalesianie	$-2,92 \cdot 10^{-5}$	$-2,28 \cdot 10^{-5}$	$-4,11 \cdot 10^{-10}$	$-4,11 \cdot 10^{-10}$	-	-
Rekultywacja innego typu	$-1,21 \cdot 10^{-4}$	$-9,46 \cdot 10^{-5}$	$-8,22 \cdot 10^{-9}$	$-8,22 \cdot 10^{-9}$	-	-

Wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla procesów związanych z wydobywaniem minerałów, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej zaprezentowano w tabeli 4.26. Najwięcej niekorzystnych oddziaływań w tej kategorii odnotowano dla procesów związanych z wydobywaniem niklu, które mają miejsce głównie na etapie wytwarzania obu typów opon. Dla opony konwencjonalnej wielkość tego szkodliwego wpływu jest na poziomie $2,59 \cdot 10^{-5}$, natomiast w przypadku opony prośrodowiskowej wynosi $2,01 \cdot 10^{-5}$. Jest to zjawisko tym bardziej niebezpieczne dla środowiska, że nawet zagospodarowanie w formie recyklingu nie jest w stanie istotnie zminimalizować strat w ekosystemach wywołanych na skutek wymienionych procesów.

Tabela 4.26. Wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla procesów związanych z wydobywaniem minerałów, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie		Eksploatacja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Nikiel, 1,98% w krzemianach, 1,04% w rudzie, kopalny	$2,59 \cdot 10^{-5}$	$2,01 \cdot 10^{-5}$	$3,87 \cdot 10^{-9}$	$3,87 \cdot 10^{-9}$	-	-

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie		Eksploracja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Miedź, 2,19% w siarczках, Cu 1,83% i Mo $8,2 \cdot 10^{-3}\%$ w rudzie, kopalna	$8,12 \cdot 10^{-6}$	$6,30 \cdot 10^{-6}$	$5,35 \cdot 10^{-10}$	$5,35 \cdot 10^{-10}$	-	-
Miedź, 1,18% w siarczках, Cu 0,39% i Mo $8,2 \cdot 10^{-3}\%$ w rudzie, kopalna	$6,17 \cdot 10^{-6}$	$4,78 \cdot 10^{-6}$	$4,06 \cdot 10^{-10}$	$4,06 \cdot 10^{-10}$	-	-
Żelazo, kopalne	$7,49 \cdot 10^{-6}$	-	-	-	-	-
Molibden, 0,11% w siarczках, Mo $4,1 \cdot 10^{-2}\%$ i Cu 0,36% w rudzie, kopalny	$3,73 \cdot 10^{-6}$	$2,91 \cdot 10^{-6}$	$1,30 \cdot 10^{-10}$	$1,30 \cdot 10^{-10}$	-	-
Żelazo, 46% w rudzie, kopalne	$2,27 \cdot 10^{-6}$	$1,77 \cdot 10^{-6}$	$2,82 \cdot 10^{-9}$	$2,82 \cdot 10^{-9}$	-	-
Aluminium, 24% w boksytach, 11% w rudzie, kopalne	$1,91 \cdot 10^{-6}$	$1,71 \cdot 10^{-6}$	$2,54 \cdot 10^{-8}$	$2,54 \cdot 10^{-8}$	-	-
Molibden, 0,022% w siarczках, Mo $8,2 \cdot 10^{-3}\%$ i Cu 0,36% w rudzie, kopalny	$1,85 \cdot 10^{-6}$	$1,44 \cdot 10^{-6}$	$6,45 \cdot 10^{-11}$	$6,45 \cdot 10^{-11}$	-	-
Miedź, 1,42% w siarczках, Cu 0,81% i Mo $8,2 \cdot 10^{-3}\%$ w rudzie, kopalna	$1,64 \cdot 10^{-6}$	$1,27 \cdot 10^{-6}$	$1,08 \cdot 10^{-10}$	$1,08 \cdot 10^{-10}$	-	-
Miedź, 0,99% w siarczках, Cu 0,36% i Mo $8,2 \cdot 10^{-3}\%$ w rudzie, kopalna	$1,13 \cdot 10^{-6}$	$9,13 \cdot 10^{-7}$	$7,34 \cdot 10^{-11}$	$7,34 \cdot 10^{-11}$	-	-

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie		Eksploracja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Cyna, 79% w kasyterytach, 0,1% w rudzie, kopalna	$3,44 \cdot 10^{-7}$	$2,66 \cdot 10^{-7}$	$7,38 \cdot 10^{-11}$	$7,38 \cdot 10^{-11}$	-	-
Chrom, 25,5% w chromitach, 11,6% w rudzie, kopalna	$2,23 \cdot 10^{-7}$	$1,73 \cdot 10^{-7}$	$4,62 \cdot 10^{-11}$	$4,62 \cdot 10^{-11}$	-	-
Molibden, 0,010% w siarczках, Mo $8,2 \cdot 10^{-3}\%$ i Cu 1,83% w rudzie, kopalny	$1,69 \cdot 10^{-7}$	$1,31 \cdot 10^{-7}$	$1,11 \cdot 10^{-11}$	$1,11 \cdot 10^{-11}$	-	-
Miedź, kopalna	$2,81 \cdot 10^{-7}$	-	-	-	-	-
Molibden, 0,025% w siarczках, Mo $8,2 \cdot 10^{-3}\%$ i Cu 0,39% w rudzie, kopalny	$8,79 \cdot 10^{-8}$	$6,82 \cdot 10^{-8}$	$5,79 \cdot 10^{-12}$	$5,79 \cdot 10^{-12}$	-	-
Magnez, 35,7% w osadach, 14,2% w rudzie, kopalny	$4,04 \cdot 10^{-8}$	$3,15 \cdot 10^{-8}$	$2,79 \cdot 10^{-11}$	$2,79 \cdot 10^{-11}$	-	-
Rudy żelaza, kopalne	$8,48 \cdot 10^{-12}$	-	-	-	$-8,50 \cdot 10^{-6}$	-

W tabeli 4.27 przedstawiono wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla procesów związanych z wydobywaniem paliw kopalnych występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej. Największe zagrożenie dla jakości środowiska przyrodniczego w rozpatrywanej kategorii niesie ze sobą wydobywanie gazu ziemnego, na którego zapotrzebowanie jest największe na etapie eksploatacji obu typów opon. W przypadku opony konwencjonalnej wielkość szkodliwych wpływów wynosi $4,88 \cdot 10^{-1}$, natomiast dla opony prośrodowiskowej jest równa $4,63 \cdot 10^{-1}$.

Tabela 4.27. Wyniki normalizacji następstw środowiskowych dla procesów związanych z wydobyciem paliw kopalnych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie		Eksploracja		Recykling	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Gaz ziemny, 42,7 MJ/kg, kopalny	$1,32 \cdot 10^{-5}$	-	$4,88 \cdot 10^{-1}$	$4,63 \cdot 10^{-1}$	-	-
Gaz ziemny, kopalny	$5,58 \cdot 10^{-3}$	$4,54 \cdot 10^{-3}$	$3,54 \cdot 10^{-4}$	$3,54 \cdot 10^{-4}$	-	-
Ropa naftowa, kopalna	$5,53 \cdot 10^{-3}$	$4,51 \cdot 10^{-3}$	$3,22 \cdot 10^{-4}$	$3,22 \cdot 10^{-4}$	-	-
Węgiel kamienny, kopalny	$2,11 \cdot 10^{-3}$	$1,65 \cdot 10^{-3}$	$9,80 \cdot 10^{-7}$	$9,80 \cdot 10^{-7}$	-	-
Ropa naftowa, 42,6 MJ/kg, kopalna	$1,48 \cdot 10^{-3}$	-	-	-	$-8,43 \cdot 10^{-5}$	$-2,39 \cdot 10^{-5}$
Gaz ziemny z gazów odlotowych powstających w procesach wydobycia węgla/m ³	$6,69 \cdot 10^{-4}$	$5,22 \cdot 10^{-4}$	$2,18 \cdot 10^{-9}$	$2,18 \cdot 10^{-9}$	-	-
Gaz ziemny, 30,3 MJ/kg, kopalny	$3,34 \cdot 10^{-4}$	$4,20 \cdot 10^{-4}$	-	-	-	-
Gaz ziemny, 35 MJ/m ³ , kopalny	$1,61 \cdot 10^{-4}$	-	-	-	$3,72 \cdot 10^{-5}$	$7,09 \cdot 10^{-5}$
Gaz ziemny, surowiec, 35 MJ/m ³ , kopalny	-	-	-	-	$-2,14 \cdot 10^{-4}$	$-3,19 \cdot 10^{-4}$
Gaz ziemny, 36,6 MJ/m ³ , kopalny	-	-	-	-	$-2,06 \cdot 10^{-4}$	$-3,60 \cdot 10^{-4}$
Ropa naftowa, surowiec, 41 MJ/kg, kopalna	-	-	-	-	$-2,18 \cdot 10^{-4}$	$-3,63 \cdot 10^{-4}$

4.1.3. Analiza ekowpływu: grupowanie i ważenie

Grupowanie i ważenie stanowiło trzeci etap analizy środowiskowego oddziaływania cyklu istnienia konwencjonalnych i prośrodowiskowych opon samochodowych. Wybrane wyniki otrzymane na etapie grupowania i ważenia zaprezentowano w tabelach 4.28-4.45. Rezultaty analiz przedstawiono dla każdego etapu materialnego cyklu istnienia opony konwencjonalnej i prośrodowiskowej. Wzięto pod uwagę całkowite oddziaływanie cyklu istnienia opon samochodowych, dodatkowo wyodrębniono z niego oddziaływanie na środowisko atmosferyczne, wodne i glebowe, jak i wielkość oddziaływania w trzech obszarach wpływu – zdrowie człowieka, jakość środowiska i zasoby surowców. Efektem przeprowadzenia tego etapu były współczynniki środowiskowe, które wyrażone są w Pt (punktach środowiskowych), stanowiących zagregowane jednostki pozwalające na porównywanie rezultatów prowadzonych ekobilansów. Tysiąc punktów środowiskowych jest równe oddziaływaniu na otoczenie, które wywiera przeciętny Europejczyk w ciągu roku. Poziom odcięcia był równy 0,05%. Analiza obejmowała jedenaście kategorii wpływu i trzy obszary oddziaływania.

W tabeli 4.28 przedstawiono wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej, z uwzględnieniem kategorii wpływów. Najwyższy poziom negatywnego oddziaływania na otoczenie odnotowano dla kategorii procesów związanych z wydobyciem paliw kopalnych, w przypadku opony konwencjonalnej wynosiło ono na etapie eksploatacji $9,78 \cdot 10^1$ Pt, a w przypadku opony prośrodowiskowej $9,27 \cdot 10^1$ Pt. Zastosowanie recyklingu pozwoliłoby na zmniejszenie szkodliwych wpływów w analizowanym obszarze o $1,40 \cdot 10^{-1}$ Pt dla cyklu istnienia opony konwencjonalnej oraz o $2,00 \cdot 10^{-1}$ Pt dla opony prośrodowiskowej. W cyklu istnienia opon samochodowych, szczególnie niekorzystny wpływ na środowisko wywierają również kategorie związków nieorganicznych powodujących choroby układu oddechowego oraz związków powodujących zmiany klimatu. Dla obu, najwyższy poziom szkodliwego oddziaływania odnotowano na etapie eksploatacji. Z kolei kategoria związków powodujących zwiększanie dziury ozonowej cechowała się najniższym poziomem negatywnych emisji zarówno w przypadku cyklu istnienia opony konwencjonalnej, jak i prośrodowiskowej.

Tabela 4.28. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej, z uwzględnieniem kategorii wpływów

Kategoria wpływu	Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Związki rakotwórcze	$1,51 \cdot 10^0$	$1,18 \cdot 10^0$	$9,33 \cdot 10^{-4}$	$9,33 \cdot 10^{-4}$	$-4,04 \cdot 10^{-3}$	$3,06 \cdot 10^{-3}$
Związki organiczne powodujące choroby układu oddechowego	$2,34 \cdot 10^{-3}$	$1,50 \cdot 10^{-3}$	$1,72 \cdot 10^{-2}$	$1,63 \cdot 10^{-2}$	$-3,44 \cdot 10^{-4}$	$-5,78 \cdot 10^{-4}$
Związki nieorganiczne powodujące choroby układu oddechowego	$4,96 \cdot 10^0$	$3,87 \cdot 10^0$	$2,84 \cdot 10^1$	$2,69 \cdot 10^1$	$-2,22 \cdot 10^{-2}$	$-3,88 \cdot 10^{-2}$
Związki powodujące zmiany klimatu	$1,81 \cdot 10^0$	$1,41 \cdot 10^0$	$1,24 \cdot 10^1$	$1,17 \cdot 10^1$	$-1,15 \cdot 10^{-2}$	$-1,38 \cdot 10^{-3}$
Związki promieniotwórcze	$2,72 \cdot 10^{-3}$	$2,08 \cdot 10^{-3}$	$1,68 \cdot 10^{-7}$	$1,68 \cdot 10^{-7}$	-	-
Związki powodujące zwiększanie dziury ozonowej	$3,72 \cdot 10^{-4}$	$6,65 \cdot 10^{-5}$	$4,34 \cdot 10^{-9}$	$4,34 \cdot 10^{-9}$	$-1,10 \cdot 10^{-5}$	$-5,51 \cdot 10^{-6}$
Związki ekotoksyczne	$2,26 \cdot 10^{-1}$	$1,44 \cdot 10^{-1}$	$2,68 \cdot 10^{-4}$	$2,68 \cdot 10^{-4}$	$2,24 \cdot 10^{-3}$	$3,63 \cdot 10^{-3}$
Związki powodujące zakwaszenie/eutrofizację	$3,71 \cdot 10^{-1}$	$2,88 \cdot 10^{-1}$	$2,84 \cdot 10^0$	$2,69 \cdot 10^0$	$-3,47 \cdot 10^{-3}$	$-6,10 \cdot 10^{-3}$
Użytkowanie gruntów	$1,93 \cdot 10^{-1}$	$1,79 \cdot 10^{-1}$	$4,66 \cdot 10^{-6}$	$4,66 \cdot 10^{-6}$	-	-
Wydobycie minerałów	$1,23 \cdot 10^{-2}$	$8,39 \cdot 10^{-3}$	$6,71 \cdot 10^{-6}$	$6,71 \cdot 10^{-6}$	$-1,70 \cdot 10^{-3}$	$-3,93 \cdot 10^{-6}$
Wydobycie paliw kopalnych	$3,18 \cdot 10^0$	$2,33 \cdot 10^0$	$9,78 \cdot 10^1$	$9,27 \cdot 10^1$	$-1,40 \cdot 10^{-1}$	$-1,98 \cdot 10^{-1}$

Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków rakotwórczych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej przedstawiono w tabeli 4.29. Największy negatywny wpływ na otoczenie w przypadku związków o działaniu kancerogennym odnotowano na etapie wytwarzania i było to $0,15 \cdot 10^1$ Pt dla opony konwencjonalnej oraz $0,12 \cdot 10^1$ Pt dla opony prośrodowiskowej. Szczególnie wysokie emisje miały miejsce w przypadku jonów arsenu i kadmu. Dla jonów arsenu były one równe $0,14 \cdot 10^1$ Pt (opona konwencjonalna) i $0,11 \cdot 10^1$ Pt (opona prośrodowiskowa), a dla jonów kadmu: $0,12 \cdot 10^1$ Pt (opona

konwencjonalna) i $1,10 \cdot 10^{-1}$ Pt (opona prośrodowiskowa). Zastosowanie w cyklu istnienia procesów recyklingu dla opon, które nie nadają się już do dalszej eksploatacji spowodowałoby ograniczenie szkodliwych emisji w rozpatrywanym zakresie o $4,62 \cdot 10^{-3}$ Pt (jony arsenu) i $1,35 \cdot 10^{-4}$ Pt (jony kadmu) dla opony konwencjonalnej.

Tabela 4.29. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków rakotwórczych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Arsen, jony	$1,35 \cdot 10^0$	$1,05 \cdot 10^0$	$7,79 \cdot 10^{-4}$	$7,79 \cdot 10^{-4}$	$-4,62 \cdot 10^{-3}$	$1,03 \cdot 10^{-3}$
Kadm, jony	$1,15 \cdot 10^{-1}$	$8,93 \cdot 10^{-2}$	$9,28 \cdot 10^{-5}$	$9,28 \cdot 10^{-5}$	$-1,35 \cdot 10^{-4}$	$2,87 \cdot 10^{-5}$
Cząstki pyłu < 2,5 μm	$2,03 \cdot 10^{-2}$	$1,59 \cdot 10^{-2}$	$6,06 \cdot 10^{-5}$	$6,06 \cdot 10^{-5}$	-	-
Kadm	$1,61 \cdot 10^{-2}$	$1,24 \cdot 10^{-2}$	$2,16 \cdot 10^{-7}$	$2,16 \cdot 10^{-7}$	$-3,05 \cdot 10^{-4}$	$1,04 \cdot 10^{-4}$
Arsen	$1,55 \cdot 10^{-2}$	$1,21 \cdot 10^{-2}$	$7,59 \cdot 10^{-8}$	$7,59 \cdot 10^{-8}$	-	-
Metale nieokreślone	$3,18 \cdot 10^{-7}$	-	-	-	$1,34 \cdot 10^{-3}$	$2,04 \cdot 10^{-3}$
Dioksyny	-	$1,01 \cdot 10^{-3}$	$2,71 \cdot 10^{-7}$	$2,71 \cdot 10^{-7}$	-	-

W tabeli 4.30 zobrazowano wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków organicznych powodujących choroby układu oddechowego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej. Najwyższy poziom negatywnych oddziaływań dla obu rozpatrywanych obiektów odnotowano na etapie eksploatacji i było to łącznie $1,70 \cdot 10^{-2}$ Pt dla opony konwencjonalnej i $1,60 \cdot 10^{-2}$ Pt dla opony prośrodowiskowej. Wśród substancji organicznych mogących wywoływać choroby dróg oddechowych, najwyższym poziomem emisji cechowały się węglowodory, wywierające szkodliwy wpływ na ludzi oraz zwierzęta, na poziomie $1,71 \cdot 10^{-2}$ Pt w przypadku opony konwencjonalnej oraz $1,62 \cdot 10^{-2}$ Pt opony prośrodowiskowej. Z kolei na etapie wytwarzania, największe emisje w rozpatrywanej kategorii wpływów odnotowano dla niemetanowych lotnych związków organicznych i wynosiły one kolejno dla opony konwencjonalnej $1,71 \cdot 10^{-3}$ Pt, a dla opony prośrodowiskowej $1,03 \cdot 10^{-3}$ Pt. Procesy recyklingu opon pozwalają na ograniczenie negatywnego oddziaływania NMVOC o $3,42 \cdot 10^{-4}$ Pt w perspektywie cyklu istnienia opony konwencjonalnego typu oraz o $5,77 \cdot 10^{-4}$ Pt dla cyklu istnienia opony prośrodowiskowej.

Tabela 4.30. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków organicznych powodujących choroby układu oddechowego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Węglowodory nieokreślone	$1,01 \cdot 10^{-5}$	$9,70 \cdot 10^{-7}$	$1,71 \cdot 10^{-2}$	$1,62 \cdot 10^{-2}$	$2,47 \cdot 10^{-6}$	$4,70 \cdot 10^{-6}$
NMVO, niemetanowe lotne związki organiczne	$1,71 \cdot 10^{-3}$	$1,03 \cdot 10^{-3}$	$4,90 \cdot 10^{-5}$	$4,90 \cdot 10^{-5}$	$-3,42 \cdot 10^{-4}$	$-5,77 \cdot 10^{-4}$
Metan, kopalny	$2,55 \cdot 10^{-4}$	$2,00 \cdot 10^{-4}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$	-	-
Ksylen	$1,49 \cdot 10^{-4}$	$1,16 \cdot 10^{-4}$	$1,54 \cdot 10^{-10}$	$1,54 \cdot 10^{-10}$	-	-
Węglowodory aromatyczne	$5,05 \cdot 10^{-5}$	$3,81 \cdot 10^{-5}$	$5,74 \cdot 10^{-6}$	$5,74 \cdot 10^{-6}$	$5,15 \cdot 10^{-7}$	$7,14 \cdot 10^{-7}$
Węglowodory alifatyczne	$3,81 \cdot 10^{-5}$	$2,97 \cdot 10^{-5}$	$2,42 \cdot 10^{-11}$	$2,42 \cdot 10^{-11}$	-	-
Pentan	$1,89 \cdot 10^{-5}$	$1,40 \cdot 10^{-5}$	$4,45 \cdot 10^{-10}$	$4,45 \cdot 10^{-10}$	-	-
Węglowodory alifatyczne, alkeny	$1,53 \cdot 10^{-5}$	$1,18 \cdot 10^{-5}$	$2,73 \cdot 10^{-10}$	$2,73 \cdot 10^{-10}$	-	-
Benzen	$1,44 \cdot 10^{-5}$	$1,12 \cdot 10^{-5}$	$7,72 \cdot 10^{-11}$	$7,72 \cdot 10^{-11}$	$-1,34 \cdot 10^{-8}$	$1,50 \cdot 10^{-8}$
Toluen	$1,28 \cdot 10^{-5}$	$9,81 \cdot 10^{-6}$	$3,37 \cdot 10^{-10}$	$3,37 \cdot 10^{-10}$	-	-
Etan	$8,99 \cdot 10^{-6}$	$6,73 \cdot 10^{-6}$	$7,89 \cdot 10^{-11}$	$7,89 \cdot 10^{-11}$	-	-
Butan	$8,63 \cdot 10^{-6}$	$6,27 \cdot 10^{-6}$	$3,07 \cdot 10^{-10}$	$3,07 \cdot 10^{-10}$	-	-
Eten	$4,79 \cdot 10^{-6}$	$8,03 \cdot 10^{-6}$	$1,37 \cdot 10^{-10}$	$1,37 \cdot 10^{-10}$	-	-
Formaldehyd	$7,16 \cdot 10^{-6}$	$5,29 \cdot 10^{-6}$	$1,42 \cdot 10^{-10}$	$1,42 \cdot 10^{-10}$	-	-
Propan	$6,88 \cdot 10^{-6}$	$5,11 \cdot 10^{-6}$	$1,67 \cdot 10^{-10}$	$1,67 \cdot 10^{-10}$	-	-
Heksan	$5,49 \cdot 10^{-6}$	$4,09 \cdot 10^{-6}$	$2,00 \cdot 10^{-10}$	$2,00 \cdot 10^{-10}$	-	-
Propen	$4,35 \cdot 10^{-6}$	$4,10 \cdot 10^{-6}$	$5,36 \cdot 10^{-11}$	$5,36 \cdot 10^{-11}$	-	-
Heptan	$1,32 \cdot 10^{-6}$	$9,67 \cdot 10^{-7}$	$9,55 \cdot 10^{-11}$	$9,55 \cdot 10^{-11}$	-	-
1,2-dichloroetan	-	$1,66 \cdot 10^{-6}$	$2,28 \cdot 10^{-9}$	$2,28 \cdot 10^{-9}$	-	-
Fluor	$1,43 \cdot 10^{-6}$	-	$7,23 \cdot 10^{-9}$	$7,23 \cdot 10^{-9}$	-	-
Metan	$4,23 \cdot 10^{-6}$	-	-	-	$-3,03 \cdot 10^{-6}$	-
Aldehyd octowy	-	$6,19 \cdot 10^{-7}$	$8,25 \cdot 10^{-11}$	$8,25 \cdot 10^{-11}$	-	-
Etanol	-	$5,96 \cdot 10^{-7}$	-	-	-	-
Węglowodory chlorowane	$9,42 \cdot 10^{-8}$	$7,04 \cdot 10^{-8}$	$2,28 \cdot 10^{-9}$	$2,28 \cdot 10^{-9}$	$-1,59 \cdot 10^{-6}$	$-6,26 \cdot 10^{-6}$

Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków nieorganicznych powodujących choroby układu oddechowego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej zamieszczono w tabeli 4.31. Najwyższy poziom szkodliwych emisji w rozpatrywanej kategorii odnotowano dla etapu eksploatacji, gdzie łączne negatywne oddziaływanie wyniosło $2,84 \cdot 10^1$ Pt dla opony konwencjonalnej oraz $2,69 \cdot 10^1$ Pt dla opony prośrodowiskowej. Największy negatywny wpływ na zdrowie cechowały emisje tlenku siarki i dwutlenku azotu. W przypadku tego pierwszego związku wynosiły one $1,58 \cdot 10^1$ Pt (opona konwencjonalna) i $1,50 \cdot 10^1$ Pt (opona prośrodowiskowa), a dla drugiego kolejno $1,00 \cdot 10^1$ Pt (opona konwencjonalna) i $0,95 \cdot 10^1$ Pt (opona prośrodowiskowa). Recykling obu typów opon po zakończeniu ich eksploatacji pozwolił na ograniczenie szkodliwego oddziaływania tlenku siarki o $4,07 \cdot 10^{-3}$ Pt w odniesieniu do cyklu istnienia opony konwencjonalnej oraz o $3,60 \cdot 10^{-3}$ Pt dla opony prośrodowiskowej.

Tabela 4.31. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków nieorganicznych powodujących choroby układu oddechowego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Tlenek siarki	$1,33 \cdot 10^{-2}$	-	$1,58 \cdot 10^1$	$1,50 \cdot 10^1$	$-4,07 \cdot 10^{-3}$	$-3,60 \cdot 10^{-3}$
Dwutlenek azotu	$9,12 \cdot 10^{-3}$	$1,41 \cdot 10^{-2}$	$1,00 \cdot 10^1$	$9,49 \cdot 10^0$	-	-
Cząstki pyłu, SPM	-	-	$2,49 \cdot 10^0$	$2,35 \cdot 10^0$	-	-
Dwutlenek siarki	$2,00 \cdot 10^0$	$1,58 \cdot 10^0$	$5,83 \cdot 10^{-3}$	$5,83 \cdot 10^{-3}$	-	-
Cząstki pyłu < 2,5 µm	$1,46 \cdot 10^0$	$1,14 \cdot 10^0$	$4,34 \cdot 10^{-3}$	$4,34 \cdot 10^{-3}$	-	-
Tlenek azotu	$1,31 \cdot 10^0$	$1,01 \cdot 10^0$	$1,16 \cdot 10^{-2}$	$1,16 \cdot 10^{-2}$	$-1,68 \cdot 10^{-2}$	$-3,06 \cdot 10^{-2}$
Cząstki pyłu 2,5-10 µm	$1,67 \cdot 10^{-1}$	$1,31 \cdot 10^{-1}$	$3,99 \cdot 10^{-3}$	$3,99 \cdot 10^{-3}$	-	-
Amoniak	$2,56 \cdot 10^{-3}$	$2,07 \cdot 10^{-3}$	$1,49 \cdot 10^{-6}$	$1,49 \cdot 10^{-6}$	$5,99 \cdot 10^{-6}$	$1,04 \cdot 10^{-5}$

W tabeli 4.32 zobrazowano wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków powodujących zmiany klimatu, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej. W analizowanej kategorii wpływu, najwięcej szkodliwych dla środowiska oddziaływań miało miejsce na etapie eksploatacji, dla opony konwencjonalnej był to wpływ łącznie równy $1,24 \cdot 10^1$ Pt, natomiast dla opony prośrodowiskowej przyjął on wartość $1,17 \cdot 10^1$ Pt. Największy poziom emisji charakteryzował dwutlenek węgla, a jego negatywne oddziaływanie dla etapu

eksploatacji opony konwencjonalnej wynosiło $1,24 \cdot 10^1$ Pt, a dla prośrodowiskowej $1,17 \cdot 10^1$ Pt. Procesy związane z recyklingiem obu typów opon, pozwoliłyby na zminimalizowanie szkodliwego wpływu tej substancji o $1,03 \cdot 10^{-2}$ Pt w cyklu istnienia opony konwencjonalnej oraz o $1,24 \cdot 10^{-3}$ Pt opony prośrodowiskowej.

Tabela 4.32. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków powodujących zmiany klimatu, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Dwutlenek węgla	$2,77 \cdot 10^{-2}$	$1,07 \cdot 10^{-2}$	$1,24 \cdot 10^1$	$1,17 \cdot 10^1$	$-1,03 \cdot 10^{-2}$	$-1,24 \cdot 10^{-3}$
Dwutlenek węgla, kopalny	$1,69 \cdot 10^0$	$1,33 \cdot 10^0$	$6,60 \cdot 10^{-3}$	$6,60 \cdot 10^{-3}$	-	-
Metan, kopalny	$8,76 \cdot 10^{-2}$	$6,86 \cdot 10^{-2}$	$4,92 \cdot 10^{-4}$	$4,92 \cdot 10^{-4}$	-	-
Dwutlenek węgla, biogenny	$1,63 \cdot 10^{-2}$	$1,27 \cdot 10^{-2}$	$3,35 \cdot 10^{-5}$	$3,35 \cdot 10^{-5}$	-	-
Tlenek diazotu	$4,54 \cdot 10^{-3}$	$3,55 \cdot 10^{-3}$	$6,46 \cdot 10^{-7}$	$6,46 \cdot 10^{-7}$	$8,53 \cdot 10^{-6}$	$2,60 \cdot 10^{-5}$
Tlenek węgla	-	-	$3,08 \cdot 10^{-3}$	$2,92 \cdot 10^{-3}$	-	-
Dwutlenek węgla, w powietrzu	$-2,26 \cdot 10^{-2}$	$-1,76 \cdot 10^{-2}$	$-1,75 \cdot 10^{-7}$	$-1,75 \cdot 10^{-7}$	-	-

Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków promieniotwórczych występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej przedstawiono w tabeli 4.33. Najwięcej negatywnych oddziaływań w analizowanym obszarze odnotowano na etapie wytwarzania, dla opony konwencjonalnej były one równe $2,71 \cdot 10^{-3}$ Pt, a dla opony prośrodowiskowej łącznie wynosiły $2,08 \cdot 10^{-3}$ Pt. Wśród wszystkich rozpatrywanych substancji promieniotwórczych, najwyższym negatywnym wpływem na otoczenie cechował się izotop radonu (^{222}Rn). Dla opony konwencjonalnej oddziaływanie tego gazu szlachetnego podczas jej wytwarzania wynosiło $1,83 \cdot 10^{-3}$ Pt, a dla opony prośrodowiskowej: $1,40 \cdot 10^{-3}$ Pt.

Tabela 4.33. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków promieniotwórczych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploracja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
²²² Radon	$1,83 \cdot 10^{-3}$	$1,40 \cdot 10^{-3}$	$1,11 \cdot 10^{-7}$	$1,11 \cdot 10^{-7}$	-	-
¹⁴ Węgiel	$8,67 \cdot 10^{-4}$	$6,71 \cdot 10^{-4}$	$5,68 \cdot 10^{-8}$	$5,68 \cdot 10^{-8}$	-	-
¹²⁹ Jod	$3,94 \cdot 10^{-6}$	$3,02 \cdot 10^{-6}$	$2,04 \cdot 10^{-10}$	$2,04 \cdot 10^{-10}$	-	-
²¹⁰ Polon	$3,77 \cdot 10^{-6}$	$2,94 \cdot 10^{-6}$	$1,72 \cdot 10^{-12}$	$1,72 \cdot 10^{-12}$	-	-
²³⁸ Uran	$2,47 \cdot 10^{-6}$	$1,93 \cdot 10^{-6}$	$4,74 \cdot 10^{-12}$	$4,10 \cdot 10^{-12}$	-	-
²¹⁰ Ołów	$2,07 \cdot 10^{-6}$	$1,61 \cdot 10^{-6}$	$1,01 \cdot 10^{-12}$	$1,01 \cdot 10^{-12}$	-	-
¹³⁷ Cez	$2,75 \cdot 10^{-6}$	-	$1,21 \cdot 10^{-10}$	$1,21 \cdot 10^{-10}$	-	-

W tabeli 4.34 przedstawiono wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków powodujących powiększanie dziury ozonowej, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej. Największe emisje tych substancji mają miejsce podczas wytwarzania opon. Dla opony konwencjonalnej wielkość negatywnego oddziaływania w tym obszarze wynosiła $3,71 \cdot 10^{-4}$ Pt, a dla opony prośrodowiskowej była równa $6,65 \cdot 10^{-5}$ Pt. Szczególnie istotny szkodliwy wpływ wywierały w tym przypadku emisje bromotrifluorometanu (halon 1301), na etapie wytwarzania opon konwencjonalnych wynosił on $3,23 \cdot 10^{-4}$ Pt, a opon prośrodowiskowych $2,90 \cdot 10^{-5}$ Pt. Zagospodarowanie po zakończeniu eksploatacji opon samochodowych w formie recyklingu, gdy nie nadają się już do dalszej eksploatacji, pozwala na ograniczenie wspomnianego negatywnego oddziaływania o $1,10 \cdot 10^{-5}$ Pt w perspektywie cyklu istnienia opony konwencjonalnej oraz o $5,51 \cdot 10^{-6}$ Pt w przypadku opony prośrodowiskowej.

Tabela 4.34. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków powodujących powiększanie dziury ozonowej, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploracja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Bromotrifluorometan, halon 1301	$3,23 \cdot 10^{-4}$	$2,90 \cdot 10^{-5}$	$3,87 \cdot 10^{-9}$	$3,87 \cdot 10^{-9}$	$-1,10 \cdot 10^{-5}$	$-5,51 \cdot 10^{-6}$
Bromochlorodifluorometan, halon 1211	$3,55 \cdot 10^{-5}$	$2,76 \cdot 10^{-5}$	$2,69 \cdot 10^{-10}$	$2,69 \cdot 10^{-10}$	-	-
Dichlorodifluorometan, CFC-12	$6,84 \cdot 10^{-6}$	$5,10 \cdot 10^{-6}$	$4,60 \cdot 10^{-13}$	$4,60 \cdot 10^{-13}$	-	-

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Chlorodifluorometan, HCFC-22	$2,45 \cdot 10^{-6}$	$1,91 \cdot 10^{-6}$	$8,59 \cdot 10^{-12}$	$8,59 \cdot 10^{-12}$	-	-
Tetrachlorometan, CFC-10	$2,28 \cdot 10^{-6}$	$1,76 \cdot 10^{-6}$	$8,46 \cdot 10^{-11}$	$8,46 \cdot 10^{-11}$	-	-
1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoroetan, CFC-114	$1,72 \cdot 10^{-6}$	$1,19 \cdot 10^{-6}$	$1,05 \cdot 10^{-10}$	$1,05 \cdot 10^{-10}$	-	-

Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków ekotoksycznych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej zobrazowano w tabeli 4.35. Najsilniejsze negatywne oddziaływanie na otoczenie w rozpatrywanej kategorii odnotowano dla etapu wytwarzania i w przypadku opon konwencjonalnych wynosiło ono łącznie $2,30 \cdot 10^{-1}$ Pt, a dla opon prośrodowiskowych $0,14 \cdot 10^{-1}$ Pt. Najwyższym poziomem szkodliwych emisji podczas wytwarzania opon obu typów cechowały się następujące substancje: cynk ($8,31 \cdot 10^{-2}$ Pt opona konwencjonalna, $3,51 \cdot 10^{-2}$ Pt opona prośrodowiskowa), nikiel ($4,06 \cdot 10^{-2}$ Pt opona konwencjonalna, $3,16 \cdot 10^{-2}$ Pt opona prośrodowiskowa) oraz jony miedzi ($2,85 \cdot 10^{-2}$ Pt opona konwencjonalna, $2,23 \cdot 10^{-2}$ Pt opona prośrodowiskowa). W przypadku opon konwencjonalnych, procesy recyklingu pozwoliłyby na zminimalizowanie negatywnego oddziaływania emisji cynku o $2,39 \cdot 10^{-4}$ Pt oraz jonów miedzi o $7,52 \cdot 10^{-5}$ Pt.

Tabela 4.35. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków ekotoksycznych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Cynk	$8,31 \cdot 10^{-2}$	$3,51 \cdot 10^{-2}$	$4,37 \cdot 10^{-7}$	$4,37 \cdot 10^{-7}$	$2,30 \cdot 10^{-5}$	$7,70 \cdot 10^{-5}$
Nikiel	$4,06 \cdot 10^{-2}$	$3,16 \cdot 10^{-2}$	$2,36 \cdot 10^{-7}$	$2,36 \cdot 10^{-7}$	$-2,39 \cdot 10^{-4}$	$1,18 \cdot 10^{-3}$
Miedź, jony	$2,85 \cdot 10^{-2}$	$2,23 \cdot 10^{-2}$	$1,29 \cdot 10^{-4}$	$1,29 \cdot 10^{-4}$	$-7,52 \cdot 10^{-5}$	$1,61 \cdot 10^{-5}$
Nikiel, jony	$2,79 \cdot 10^{-2}$	$2,17 \cdot 10^{-2}$	$2,51 \cdot 10^{-5}$	$2,51 \cdot 10^{-5}$	$-7,45 \cdot 10^{-5}$	$1,44 \cdot 10^{-5}$
Ołów	$1,08 \cdot 10^{-2}$	$6,26 \cdot 10^{-3}$	$5,13 \cdot 10^{-5}$	$5,13 \cdot 10^{-5}$	$1,24 \cdot 10^{-3}$	$7,03 \cdot 10^{-5}$
Chrom	$7,59 \cdot 10^{-3}$	$5,59 \cdot 10^{-3}$	$1,85 \cdot 10^{-7}$	$1,85 \cdot 10^{-7}$	$2,35 \cdot 10^{-5}$	-
Rtęć	$7,16 \cdot 10^{-3}$	$5,59 \cdot 10^{-3}$	$2,06 \cdot 10^{-5}$	$2,06 \cdot 10^{-5}$	$1,73 \cdot 10^{-6}$	$1,36 \cdot 10^{-6}$
Miedź	$5,71 \cdot 10^{-3}$	$4,40 \cdot 10^{-3}$	$8,02 \cdot 10^{-8}$	$8,02 \cdot 10^{-8}$	$3,84 \cdot 10^{-5}$	-
Chrom VI	$5,34 \cdot 10^{-3}$	$4,19 \cdot 10^{-3}$	$2,59 \cdot 10^{-5}$	$2,59 \cdot 10^{-5}$	-	-

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploracja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Kadm	$2,81 \cdot 10^{-3}$	$2,15 \cdot 10^{-3}$	$4,34 \cdot 10^{-8}$	$4,34 \cdot 10^{-8}$	$-6,53 \cdot 10^{-5}$	$2,22 \cdot 10^{-5}$
Cynk, jony	$2,62 \cdot 10^{-3}$	$2,05 \cdot 10^{-3}$	$1,28 \cdot 10^{-5}$	$1,28 \cdot 10^{-5}$	$-1,70 \cdot 10^{-5}$	$4,05 \cdot 10^{-6}$
Kadm, jony	$2,31 \cdot 10^{-3}$	$1,80 \cdot 10^{-3}$	$1,87 \cdot 10^{-6}$	$1,87 \cdot 10^{-6}$	$-2,72 \cdot 10^{-6}$	$5,79 \cdot 10^{-7}$
Metale nieokreślone	$3,49 \cdot 10^{-7}$	-	-	-	$1,47 \cdot 10^{-3}$	$2,24 \cdot 10^{-3}$
Arsen	$1,12 \cdot 10^{-3}$	$8,72 \cdot 10^{-4}$	$5,47 \cdot 10^{-9}$	$5,47 \cdot 10^{-9}$	-	-
Arsen, jony	$6,99 \cdot 10^{-4}$	$5,45 \cdot 10^{-4}$	$4,05 \cdot 10^{-7}$	$4,05 \cdot 10^{-7}$	$-2,40 \cdot 10^{-6}$	$5,36 \cdot 10^{-7}$

W tabeli 4.36 przedstawiono wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków powodujących zakwaszenie/eutrofizację, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej. Największy szkodliwy wpływ na środowisko rozpatrywanych substancji ma miejsce na etapie eksploatacji i jest on równy $0,28 \cdot 10^1$ Pt w przypadku opony konwencjonalnej oraz $0,27 \cdot 10^1$ Pt dla opony prośrodowiskowej. Wśród związków powodujących zakwaszenie/eutrofizację szczególnie duże negatywne oddziaływanie na otoczenie wywierał dwutlenek azotu ($1,76 \cdot 10^{-3}$ Pt opona konwencjonalna, $2,72 \cdot 10^{-3}$ Pt opona prośrodowiskowa) oraz tlenek siarki ($7,61 \cdot 10^{-4}$ Pt opona konwencjonalna). Zagospodarowanie po zakończeniu eksploatacji opon samochodowych w formie recyklingu pozwoliłoby na zmniejszenie szkodliwego wpływu tlenku siarki w perspektywie całego cyklu istnienia opony konwencjonalnej o $2,32 \cdot 10^{-4}$ Pt oraz opony prośrodowiskowej o $2,06 \cdot 10^{-4}$ Pt.

Tabela 4.36. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków powodujących zakwaszenie/eutrofizację, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploracja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Dwutlenek azotu	$1,76 \cdot 10^{-3}$	$2,72 \cdot 10^{-3}$	$1,93 \cdot 10^0$	$1,83 \cdot 10^0$	-	-
Tlenek siarki	$7,61 \cdot 10^{-4}$	-	$9,05 \cdot 10^{-1}$	$8,57 \cdot 10^{-1}$	$-2,32 \cdot 10^{-4}$	$-2,06 \cdot 10^{-4}$
Tlenek azotu	$2,52 \cdot 10^{-1}$	$1,94 \cdot 10^{-1}$	$2,23 \cdot 10^{-3}$	$2,23 \cdot 10^{-3}$	$-3,24 \cdot 10^{-3}$	$-5,90 \cdot 10^{-3}$
Dwutlenek siarki	$1,14 \cdot 10^{-1}$	$9,00 \cdot 10^{-2}$	$3,33 \cdot 10^{-4}$	$3,33 \cdot 10^{-4}$	-	-
Amoniak	$1,41 \cdot 10^{-3}$	$1,14 \cdot 10^{-3}$	$8,19 \cdot 10^{-7}$	$8,19 \cdot 10^{-7}$	$3,29 \cdot 10^{-6}$	$5,71 \cdot 10^{-6}$

Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla procesów związanych z użytkowaniem gruntów, występujących w materialnym cyklu

istnienia konwencjonalnej i próśrodowiskowej opony samochodowej zaprezentowano w tabeli 4.37. Najwięcej negatywnych oddziaływań na otoczenie odnotowano podczas wytwarzania opon i przyjęły one łączną wartość $1,90 \cdot 10^{-1}$ Pt dla rozwiązania konwencjonalnego oraz $1,80 \cdot 10^{-1}$ Pt dla próśrodowiskowego. Szczególne zagrożenie w rozpatrywanej kategorii stanowią procesy związane z zajęciem gruntu przez obszar przemysłowy, które stanowią oddziaływanie rzędu $6,29 \cdot 10^{-2}$ Pt w przypadku opony konwencjonalnej oraz $8,08 \cdot 10^{-2}$ Pt w przypadku opony próśrodowiskowej.

Tabela 4.37. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla procesów związanych z użytkowaniem gruntów, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i próśrodowiskowej opony samochodowej

Proces	Wytwarzanie, Pt		Eksploracja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa
Zajęcie przez obszar przemysłowy	$6,29 \cdot 10^{-2}$	$8,08 \cdot 10^{-2}$	$5,80 \cdot 10^{-8}$	$5,80 \cdot 10^{-8}$	-	-
Zajęcie przez obszar leśny, uprawa intensywna	$5,71 \cdot 10^{-2}$	$4,46 \cdot 10^{-2}$	$6,68 \cdot 10^{-7}$	$5,24 \cdot 10^{-9}$	-	-
Zajęcie przez wysypisko odpadów	$4,12 \cdot 10^{-2}$	$3,21 \cdot 10^{-2}$	$2,28 \cdot 10^{-6}$	$2,28 \cdot 10^{-6}$	-	-
Przekształcenie w obszar wydobywania minerałów	$2,29 \cdot 10^{-2}$	$1,78 \cdot 10^{-2}$	$2,59 \cdot 10^{-6}$	$2,59 \cdot 10^{-6}$	-	-
Przekształcenie w obszar przemysłowy	$1,49 \cdot 10^{-2}$	$1,16 \cdot 10^{-2}$	$3,17 \cdot 10^{-8}$	$3,17 \cdot 10^{-8}$	-	-
Przekształcenie w grunty orne	$1,34 \cdot 10^{-2}$	$1,05 \cdot 10^{-2}$	$5,33 \cdot 10^{-8}$	$5,33 \cdot 10^{-8}$	-	-
Przekształcenie w obszar leśny, uprawa intensywna	$1,16 \cdot 10^{-2}$	$9,01 \cdot 10^{-3}$	$1,62 \cdot 10^{-7}$	$1,62 \cdot 10^{-7}$	-	-
Zajęcie przez obszar wydobywania minerałów	$1,06 \cdot 10^{-2}$	$8,28 \cdot 10^{-3}$	$7,71 \cdot 10^{-7}$	$7,71 \cdot 10^{-7}$	-	-
Przekształcenie w grunty orne, nienawadnianie	$1,02 \cdot 10^{-2}$	$7,95 \cdot 10^{-3}$	$2,51 \cdot 10^{-6}$	$2,51 \cdot 10^{-6}$	-	-
Przekształcenie w wysypisko odpadów	$9,82 \cdot 10^{-3}$	$7,66 \cdot 10^{-3}$	$2,43 \cdot 10^{-8}$	$2,43 \cdot 10^{-8}$	-	-

Proces	Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa
Zajęcie przez nasypy drogowe	$4,29 \cdot 10^{-3}$	$3,35 \cdot 10^{-3}$	$6,29 \cdot 10^{-8}$	$6,29 \cdot 10^{-8}$	-	-
Zajęcie przez nawierzchnię drogową	$3,61 \cdot 10^{-3}$	$2,82 \cdot 10^{-3}$	$3,28 \cdot 10^{-6}$	$3,28 \cdot 10^{-6}$	-	-
Przekształcenie w wysypisko odpadów, bentos	$3,16 \cdot 10^{-3}$	$2,44 \cdot 10^{-3}$	$8,35 \cdot 10^{-8}$	$8,35 \cdot 10^{-8}$	-	-
Przekształcenie w sztuczne zbiorniki wodne	$2,85 \cdot 10^{-3}$	$2,23 \cdot 10^{-3}$	$5,45 \cdot 10^{-7}$	$5,45 \cdot 10^{-7}$	-	-
Przekształcenie w miejsce składowania pozostałego materiału	$1,53 \cdot 10^{-3}$	$1,20 \cdot 10^{-3}$	$2,06 \cdot 10^{-6}$	$2,06 \cdot 10^{-6}$	-	-
Przekształcenie w nawierzchnię drogową	$1,50 \cdot 10^{-3}$	$1,17 \cdot 10^{-3}$	$1,29 \cdot 10^{-6}$	$1,29 \cdot 10^{-6}$	-	-
Zajęcie przez sieć kolejową	$1,49 \cdot 10^{-3}$	$1,16 \cdot 10^{-3}$	$2,33 \cdot 10^{-8}$	$2,33 \cdot 10^{-8}$	-	-
Zajęcie przez nasypy kolejowe	$1,34 \cdot 10^{-3}$	$1,05 \cdot 10^{-3}$	$2,11 \cdot 10^{-8}$	$2,11 \cdot 10^{-8}$	-	-
Zajęcie przez grunty orne	$2,06 \cdot 10^{-3}$	-	-	-	-	-
Przekształcenie w sztuczne ciekły wodne	$1,04 \cdot 10^{-3}$	$8,07 \cdot 10^{-4}$	$1,89 \cdot 10^{-8}$	$1,89 \cdot 10^{-8}$	-	-
Przekształcenie w nasypy drogowe	$8,66 \cdot 10^{-4}$	$6,75 \cdot 10^{-4}$	$1,32 \cdot 10^{-8}$	$1,32 \cdot 10^{-8}$	-	-
Przekształcenie w niejednorod- ne obszary rolne	$6,70 \cdot 10^{-4}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	$2,83 \cdot 10^{-8}$	$2,83 \cdot 10^{-8}$	-	-
Zajęcie przez obszar z roślinnością ruderalną	$5,50 \cdot 10^{-4}$	$4,28 \cdot 10^{-4}$	$6,69 \cdot 10^{-8}$	$6,69 \cdot 10^{-8}$	-	-
Przekształcenie w obszar z roślinnością ruderalną	$4,06 \cdot 10^{-4}$	$3,16 \cdot 10^{-4}$	$4,06 \cdot 10^{-8}$	$4,06 \cdot 10^{-8}$	-	-

Proces	Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa
Zajęcie przez obszar budowy	$3,74 \cdot 10^{-4}$	$2,92 \cdot 10^{-4}$	$3,70 \cdot 10^{-7}$	$3,70 \cdot 10^{-7}$	-	-
Zajęcie przez budynki na obszarze przemysłowym	$3,37 \cdot 10^{-4}$	$2,58 \cdot 10^{-4}$	$7,55 \cdot 10^{-8}$	$7,55 \cdot 10^{-8}$	-	-
przekształcenie w obszar leśny	$3,30 \cdot 10^{-4}$	$2,58 \cdot 10^{-4}$	$3,75 \cdot 10^{-7}$	$3,75 \cdot 10^{-7}$	-	-
Zajęcie przez sieć drogową	$4,67 \cdot 10^{-4}$	-	-	-	-	-
Przekształcenie w budynki na obszarze przemysłowym	$2,51 \cdot 10^{-4}$	$1,93 \cdot 10^{-4}$	$4,88 \cdot 10^{-8}$	$4,88 \cdot 10^{-8}$	-	-
Przekształcenie w obszar z roślinnością twardolistną	$2,17 \cdot 10^{-4}$	$1,70 \cdot 10^{-4}$	$2,87 \cdot 10^{-7}$	$2,87 \cdot 10^{-7}$	-	-
Zajęcie przez grunty rolne, nienawadniane	$1,84 \cdot 10^{-4}$	$1,44 \cdot 10^{-4}$	$4,54 \cdot 10^{-8}$	$4,54 \cdot 10^{-8}$	-	-
Użytkowanie gruntów II-IV klasy	$6,02 \cdot 10^{-4}$	-	-	-	-	-
Zajęcie przez obszar miejski, zabudowany	$1,68 \cdot 10^{-4}$	-	$2,87 \cdot 10^{-11}$	$2,87 \cdot 10^{-11}$	-	-
Przekształcenie w miejsce składowania materiału obojętnego środowiskowo	$1,11 \cdot 10^{-4}$	-	$4,39 \cdot 10^{-9}$	$4,39 \cdot 10^{-9}$	-	-
Przekształcenie w sieć kolejową	$1,03 \cdot 10^{-4}$	-	$1,62 \cdot 10^{-9}$	$1,62 \cdot 10^{-9}$	-	-
Rekultywacja miejsc składowania materiału obojętnego środowiskowo	$-1,11 \cdot 10^{-4}$	-	$-4,39 \cdot 10^{-9}$	$-4,39 \cdot 10^{-9}$	-	-
Rekultywacja obszaru z roślinnością twardolistną	$-2,55 \cdot 10^{-4}$	$-1,99 \cdot 10^{-4}$	$-2,88 \cdot 10^{-7}$	$-2,88 \cdot 10^{-7}$	-	-

Proces	Wytwarzanie, Pt		Eksploracja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa
Rekultywacja poprzez zalesienie	$-1,33 \cdot 10^{-3}$	$-1,03 \cdot 10^{-3}$	$-5,05 \cdot 10^{-8}$	$-5,05 \cdot 10^{-8}$	-	-
Rekultywacja miejsc składowania pozostałego materiału	$-1,53 \cdot 10^{-3}$	$-1,20 \cdot 10^{-3}$	$-2,06 \cdot 10^{-6}$	$-2,06 \cdot 10^{-6}$	-	-
Rekultywacja obszarów nadmorskich i oceanicznych	$-3,16 \cdot 10^{-3}$	$-2,44 \cdot 10^{-3}$	$-8,36 \cdot 10^{-8}$	$-8,36 \cdot 10^{-8}$	-	-
Rekultywacja poprzez tworzenie łąk i pastwisk	$-3,66 \cdot 10^{-3}$	$-2,86 \cdot 10^{-3}$	$-4,21 \cdot 10^{-6}$	$-4,21 \cdot 10^{-6}$	-	-
Rekultywacja poprzez tworzenie gruntów ornych, nienawadnianych	$-1,02 \cdot 10^{-2}$	$-7,94 \cdot 10^{-3}$	$-2,51 \cdot 10^{-6}$	$-2,51 \cdot 10^{-6}$	-	-
Rekultywacja obszarów wydobywania minerałów	$-1,03 \cdot 10^{-2}$	$-8,00 \cdot 10^{-3}$	$-7,12 \cdot 10^{-7}$	$-7,12 \cdot 10^{-7}$	-	-
Rekultywacja poprzez ekstensywne zalesianie	$-1,17 \cdot 10^{-2}$	$-9,10 \cdot 10^{-3}$	$-1,64 \cdot 10^{-7}$	$-1,64 \cdot 10^{-7}$	-	-
Rekultywacja innego typu	$-4,85 \cdot 10^{-2}$	$-3,78 \cdot 10^{-2}$	$-3,29 \cdot 10^{-6}$	$-3,29 \cdot 10^{-6}$	-	-

W tabeli 4.38 zestawiono wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla procesów związanych z wydobyciem minerałów, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej. Najwięcej negatywnych następstw środowiskowych odnotowano na etapie wytwarzania, były to oddziaływania o wielkości $1,23 \cdot 10^{-2}$ Pt w przypadku opony konwencjonalnej oraz $8,38 \cdot 10^{-3}$ Pt w przypadku opony prośrodowiskowej. Obszarem wywołującym największe szkodliwe oddziaływania na otoczenie okazały się procesy związane z wydobyciem i przetwarzaniem rud niklu. Dla opony konwencjonalnej były to oddziaływania równe $5,18 \cdot 10^{-3}$ Pt, a dla opony prośrodowiskowej $4,03 \cdot 10^{-3}$ Pt.

Tabela 4.38. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla procesów związanych z wydobywaniem minerałów, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksplotacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Nikiel, 1,98% w krzemianach, 1,04% w rudzie, kopalny	$5,18 \cdot 10^{-3}$	$4,03 \cdot 10^{-3}$	$7,75 \cdot 10^{-7}$	$7,75 \cdot 10^{-7}$	-	-
Miedź, 2,19% w siarczках, Cu 1,83% i Mo $8,2 \cdot 10^{-3}\%$ w rudzie, kopalna	$1,62 \cdot 10^{-3}$	$1,26 \cdot 10^{-3}$	$1,07 \cdot 10^{-7}$	$1,07 \cdot 10^{-7}$	-	-
Miedź, 1,18% w siarczках, Cu 0,39% i Mo $8,2 \cdot 10^{-3}\%$ w rudzie, kopalna	$1,23 \cdot 10^{-3}$	$9,57 \cdot 10^{-4}$	$8,11 \cdot 10^{-8}$	$8,11 \cdot 10^{-8}$	-	-
Żelazo, kopalne	$1,50 \cdot 10^{-3}$	-	-	-	-	-
Molibden, 0,11% w siarczках, Mo $4,1 \cdot 10^{-2}\%$ i Cu 0,36% w rudzie, kopalny	$7,45 \cdot 10^{-4}$	$5,82 \cdot 10^{-4}$	$2,60 \cdot 10^{-8}$	$2,60 \cdot 10^{-8}$	-	-
Żelazo, 46% w rudzie, kopalne	$4,54 \cdot 10^{-4}$	$3,54 \cdot 10^{-4}$	$5,63 \cdot 10^{-7}$	$5,63 \cdot 10^{-7}$	-	-
Aluminium, 24% w boksytach, 11% w rudzie, kopalne	$3,81 \cdot 10^{-4}$	$3,42 \cdot 10^{-4}$	$5,08 \cdot 10^{-6}$	$5,08 \cdot 10^{-6}$	-	-
Molibden, 0,022% w siarczках, Mo $8,2 \cdot 10^{-3}\%$ i Cu 0,36% w rudzie, kopalny	$3,69 \cdot 10^{-4}$	$2,88 \cdot 10^{-4}$	$1,29 \cdot 10^{-8}$	$1,29 \cdot 10^{-8}$	-	-

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Miedź, 1,42% w siarczках, Cu 0,81% i Mo $8,2 \cdot 10^{-3}\%$ w rudzie, kopalna	$3,27 \cdot 10^{-4}$	$2,54 \cdot 10^{-4}$	$2,15 \cdot 10^{-8}$	$2,15 \cdot 10^{-8}$	-	-
Miedź, 0,99% w siarczках, Cu 0,36% i Mo $8,2 \cdot 10^{-3}\%$ w rudzie, kopalna	$2,26 \cdot 10^{-4}$	$1,83 \cdot 10^{-4}$	$1,47 \cdot 10^{-8}$	$1,47 \cdot 10^{-8}$	-	-
Cyna, 79% w kasyterytach, 0,1% w rudzie, kopalna	$6,88 \cdot 10^{-5}$	$5,31 \cdot 10^{-5}$	$1,48 \cdot 10^{-8}$	$1,48 \cdot 10^{-8}$	-	-
Chrom, 25,5% w chromitach, 11,6% w rudzie, kopalna	$4,46 \cdot 10^{-5}$	$3,46 \cdot 10^{-5}$	$9,24 \cdot 10^{-9}$	$9,24 \cdot 10^{-9}$	-	-
Molibden, 0,010% w siarczках, Mo $8,2 \cdot 10^{-3}\%$ i Cu 1,83% w rudzie, kopalny	$3,37 \cdot 10^{-5}$	$2,62 \cdot 10^{-5}$	$2,22 \cdot 10^{-9}$	$2,22 \cdot 10^{-9}$	-	-
Miedź, kopalna	$5,62 \cdot 10^{-5}$	-	-	-	-	-
Molibden, 0,025% w siarczках, Mo $8,2 \cdot 10^{-3}\%$ i Cu 0,39% w rudzie, kopalny	$1,76 \cdot 10^{-5}$	$1,36 \cdot 10^{-5}$	$1,16 \cdot 10^{-9}$	$1,16 \cdot 10^{-9}$	-	-
Magnez, 35,7% w osadach, 14,2% w rudzie, kopalny	$8,07 \cdot 10^{-6}$	$6,30 \cdot 10^{-6}$	$5,57 \cdot 10^{-9}$	$5,57 \cdot 10^{-9}$	-	-
Rudy żelaza, kopalne	$1,70 \cdot 10^{-9}$	-	-	-	$-1,70 \cdot 10^{-3}$	-

Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla procesów związanych z wydobywaniem paliw kopalnych, występujących w materialnym

cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej zaprezentowano w tabeli 4.39. Najwyższy poziom negatywnego oddziaływania na otoczenie w rozpatrywanej kategorii występował na etapie eksploatacji, były to wpływy równe $9,78 \cdot 10^1$ Pt dla opony konwencjonalnej oraz $9,27 \cdot 10^1$ Pt w przypadku opony prośrodowiskowej. Wśród wszystkich analizowanych procesów, szczególnie wysokim szkodliwym oddziaływaniem na środowisko cechowało się wydobywanie gazu ziemnego, przyjmując wartość $9,77 \cdot 10^1$ Pt dla opony konwencjonalnej oraz $9,26 \cdot 10^1$ Pt dla prośrodowiskowej.

Tabela 4.39. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla procesów związanych z wydobywaniem paliw kopalnych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Gaz ziemny, 42,7 MJ/kg, kopalny	$2,65 \cdot 10^{-3}$	-	$9,77 \cdot 10^1$	$9,26 \cdot 10^1$	-	-
Gaz ziemny, kopalny	$1,12 \cdot 10^0$	$9,08 \cdot 10^{-1}$	$7,08 \cdot 10^{-2}$	$7,08 \cdot 10^{-2}$	-	-
Ropa naftowa, kopalna	$1,11 \cdot 10^0$	$9,01 \cdot 10^{-1}$	$6,44 \cdot 10^{-2}$	$6,44 \cdot 10^{-2}$	-	-
Węgiel kamienny, kopalny	$4,23 \cdot 10^{-1}$	$3,30 \cdot 10^{-1}$	$1,96 \cdot 10^{-4}$	$1,96 \cdot 10^{-4}$	-	-
Ropa naftowa, 42,6 MJ/kg, kopalna	$2,96 \cdot 10^{-1}$	-	-	-	$-1,69 \cdot 10^{-2}$	$-4,77 \cdot 10^{-3}$
Gaz ziemny z gazów odlotowych powstających w procesach wydobywania węgla/m ³	$1,34 \cdot 10^{-1}$	$1,04 \cdot 10^{-1}$	$4,35 \cdot 10^{-7}$	$4,35 \cdot 10^{-7}$	-	-
Gaz ziemny, 30,3 MJ/kg, kopalny	$6,69 \cdot 10^{-2}$	$8,40 \cdot 10^{-2}$	-	-	-	-
Gaz ziemny, 35 MJ/m ³ , kopalny	$3,21 \cdot 10^{-2}$	-	-	-	$7,44 \cdot 10^{-3}$	$1,42 \cdot 10^{-2}$
Gaz ziemny, surowiec, 35 MJ/m ³ , kopalny	-	-	-	-	$-4,28 \cdot 10^{-2}$	$-6,37 \cdot 10^{-2}$
Gaz ziemny, 36,6 MJ/m ³ , kopalny	-	-	-	-	$-4,12 \cdot 10^{-2}$	$-7,21 \cdot 10^{-2}$

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksplatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Ropa naftowa, surowiec, 41 MJ/kg, kopalna	-	-	-	-	$-4,35 \cdot 10^{-2}$	$-7,26 \cdot 10^{-2}$

W tabeli 4.40 przedstawiono wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych w odniesieniu do emisji do środowiska atmosferycznego występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej. Najwięcej szkodliwych substancji oddziałujących na atmosferę jest emitowanych podczas eksploatacji opon. W przypadku konwencjonalnych jest to wpływ rzędu $4,36 \cdot 10^1$ Pt, natomiast prośrodowiskowych $4,13 \cdot 10^1$ Pt. Wśród analizowanych substancji, największe negatywne oddziaływanie na środowisko wywierają emisje tlenu siarki, powodujące następstwa równe $1,68 \cdot 10^1$ Pt podczas eksploatacji opony konwencjonalnej oraz $1,59 \cdot 10^1$ Pt opony prośrodowiskowej. Zastosowanie procesów recyklingu pozwoliłoby na zmniejszenie szkodliwych wpływów tej substancji w perspektywie całego cyklu istnienia opony konwencjonalnej o $4,30 \cdot 10^{-3}$ Pt oraz opony prośrodowiskowej o $3,80 \cdot 10^{-3}$ Pt. Istotne negatywne oddziaływanie na środowisko atmosferyczne wywierają również emisje dwutlenku węgla i dwutlenku azotu. W przypadku tego pierwszego są to wpływy równe $1,24 \cdot 10^1$ Pt dla opony konwencjonalnej oraz $1,17 \cdot 10^1$ Pt dla prośrodowiskowej. Z kolei oddziaływanie dwutlenku azotu wynosi $11,95$ Pt dla etapu eksploatacji opony konwencjonalnej oraz $1,13 \cdot 10^1$ Pt prośrodowiskowej. Recykling opon samochodowych pozwala na łączne ograniczenie niekorzystnych wpływów na atmosferę całego cyklu istnienia opony konwencjonalnej o $1,03 \cdot 10^{-2}$ Pt oraz prośrodowiskowej – o $1,24 \cdot 10^{-3}$ Pt.

Tabela 4.40. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych w odniesieniu do emisji do środowiska atmosferycznego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksplatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Tlenek siarki	$1,41 \cdot 10^{-2}$	-	$1,68 \cdot 10^1$	$1,59 \cdot 10^1$	$-4,30 \cdot 10^{-3}$	$-3,80 \cdot 10^{-3}$
Dwutlenek węgla	$2,77 \cdot 10^{-2}$	$1,07 \cdot 10^{-2}$	$1,24 \cdot 10^1$	$1,17 \cdot 10^1$	$-1,03 \cdot 10^{-2}$	$-1,24 \cdot 10^{-3}$
Dwutlenek azotu	$1,09 \cdot 10^{-2}$	$1,68 \cdot 10^{-2}$	$1,20 \cdot 10^1$	$1,13 \cdot 10^1$	-	-
Cząstki pyłu, SPM	-	-	$2,49 \cdot 10^0$	$2,35 \cdot 10^0$	-	-
Dwutlenek siarki	$2,12 \cdot 10^0$	$1,67 \cdot 10^0$	$6,17 \cdot 10^{-3}$	$6,17 \cdot 10^{-3}$	-	-

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Dwutlenek węgla, kopalny	$1,69 \cdot 10^0$	$1,33 \cdot 10^0$	$6,60 \cdot 10^{-3}$	$6,60 \cdot 10^{-3}$	-	-
Tlenek azotu	$1,56 \cdot 10^0$	$1,20 \cdot 10^0$	$1,38 \cdot 10^{-2}$	$1,38 \cdot 10^{-2}$	$-2,01 \cdot 10^{-2}$	$-3,65 \cdot 10^{-2}$
Cząstki pyłu < 2,5 µm	$1,48 \cdot 10^0$	$1,15 \cdot 10^0$	$4,40 \cdot 10^{-3}$	$4,40 \cdot 10^{-3}$	-	-
Cząstki pyłu 2,5-10 µm	$1,67 \cdot 10^{-1}$	$1,31 \cdot 10^{-1}$	$3,99 \cdot 10^{-3}$	$3,99 \cdot 10^{-3}$	-	-
Metan, kopalny	$8,79 \cdot 10^{-2}$	$6,88 \cdot 10^{-2}$	$4,94 \cdot 10^{-4}$	$4,94 \cdot 10^{-4}$	-	-
Cynk	$8,20 \cdot 10^{-2}$	$3,46 \cdot 10^{-2}$	$2,91 \cdot 10^{-7}$	$2,91 \cdot 10^{-7}$	$2,30 \cdot 10^{-5}$	$7,70 \cdot 10^{-5}$
Nikiel	$4,06 \cdot 10^{-2}$	$3,16 \cdot 10^{-2}$	$2,36 \cdot 10^{-7}$	$2,36 \cdot 10^{-7}$	$-2,39 \cdot 10^{-4}$	$1,18 \cdot 10^{-3}$
Arsen	$3,22 \cdot 10^{-2}$	$2,51 \cdot 10^{-2}$	$1,57 \cdot 10^{-7}$	$1,57 \cdot 10^{-7}$	-	-
Węglowodory nieokreślone	$1,01 \cdot 10^{-5}$	$9,70 \cdot 10^{-7}$	$1,71 \cdot 10^{-2}$	$1,62 \cdot 10^{-2}$	$2,47 \cdot 10^{-6}$	$4,70 \cdot 10^{-6}$
Dwutlenek węgla, biogeny	$1,63 \cdot 10^{-2}$	$1,27 \cdot 10^{-2}$	$3,35 \cdot 10^{-5}$	$3,35 \cdot 10^{-5}$	-	-
Kadm	$1,59 \cdot 10^{-2}$	$1,22 \cdot 10^{-2}$	$2,46 \cdot 10^{-7}$	$2,46 \cdot 10^{-7}$	$-3,71 \cdot 10^{-4}$	$1,26 \cdot 10^{-4}$
Ołów	$1,06 \cdot 10^{-2}$	$6,13 \cdot 10^{-3}$	$4,97 \cdot 10^{-5}$	$4,97 \cdot 10^{-5}$	$1,25 \cdot 10^{-3}$	$6,89 \cdot 10^{-5}$
Chrom	$7,21 \cdot 10^{-3}$	$5,44 \cdot 10^{-3}$	$1,78 \cdot 10^{-7}$	$1,78 \cdot 10^{-7}$	$2,35 \cdot 10^{-5}$	-
Rtęć	$6,91 \cdot 10^{-3}$	$5,40 \cdot 10^{-3}$	$1,62 \cdot 10^{-5}$	$1,62 \cdot 10^{-5}$	$1,70 \cdot 10^{-6}$	$1,37 \cdot 10^{-6}$
Miedź	$5,71 \cdot 10^{-3}$	$4,40 \cdot 10^{-3}$	$8,02 \cdot 10^{-8}$	$8,02 \cdot 10^{-8}$	$3,84 \cdot 10^{-5}$	-
Tlenek diazotu	$4,54 \cdot 10^{-3}$	$3,55 \cdot 10^{-3}$	$6,46 \cdot 10^{-7}$	$6,46 \cdot 10^{-7}$	$8,53 \cdot 10^{-6}$	$2,60 \cdot 10^{-5}$
Amoniak	$3,97 \cdot 10^{-3}$	$3,20 \cdot 10^{-3}$	$2,31 \cdot 10^{-6}$	$2,31 \cdot 10^{-6}$	$9,27 \cdot 10^{-6}$	$1,61 \cdot 10^{-5}$
Metale, nieokreślone	$6,68 \cdot 10^{-7}$	-	-	-	$2,80 \cdot 10^{-3}$	$4,28 \cdot 10^{-3}$
Tlenek węgla	-	-	$3,08 \cdot 10^{-3}$	$2,92 \cdot 10^{-3}$	-	-
²²² Radon	$1,83 \cdot 10^{-3}$	$1,40 \cdot 10^{-3}$	$1,11 \cdot 10^{-7}$	$1,11 \cdot 10^{-7}$	-	-
NMVOC, niemetanowe lotne związki organiczne	$1,71 \cdot 10^{-3}$	$1,03 \cdot 10^{-3}$	$4,90 \cdot 10^{-5}$	$4,90 \cdot 10^{-5}$	$-3,42 \cdot 10^{-4}$	$-5,77 \cdot 10^{-4}$
¹⁴ Węgiel	$8,67 \cdot 10^{-4}$	$6,71 \cdot 10^{-4}$	$5,68 \cdot 10^{-8}$	$5,68 \cdot 10^{-8}$	-	-
Chrom VI	$5,86 \cdot 10^{-4}$	$4,56 \cdot 10^{-4}$	$4,65 \cdot 10^{-9}$	$4,65 \cdot 10^{-9}$	-	-
Dioksyiny	-	$1,01 \cdot 10^{-3}$	$2,71 \cdot 10^{-7}$	$2,71 \cdot 10^{-7}$	-	-
Bromotrifluoro metan, halon 1301	$3,23 \cdot 10^{-4}$	$2,90 \cdot 10^{-5}$	$3,87 \cdot 10^{-9}$	$3,87 \cdot 10^{-9}$	$-1,10 \cdot 10^{-5}$	$-5,51 \cdot 10^{-6}$
Ksylen	$1,49 \cdot 10^{-4}$	$1,16 \cdot 10^{-4}$	$1,54 \cdot 10^{-10}$	$1,54 \cdot 10^{-10}$	-	-
Węglowodory aromatyczne	$5,05 \cdot 10^{-5}$	$3,81 \cdot 10^{-5}$	$5,74 \cdot 10^{-6}$	$5,74 \cdot 10^{-6}$	$5,15 \cdot 10^{-7}$	$7,14 \cdot 10^{-7}$

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Węglowodory, alifatyczne	$3,81 \cdot 10^{-5}$	$2,97 \cdot 10^{-5}$	$2,42 \cdot 10^{-11}$	$2,42 \cdot 10^{-11}$	-	-
Bromochlorodifluorometan, halon 1211	$3,55 \cdot 10^{-5}$	$2,76 \cdot 10^{-5}$	$2,69 \cdot 10^{-10}$	$2,69 \cdot 10^{-10}$	-	-
Pentan	$1,89 \cdot 10^{-5}$	$1,40 \cdot 10^{-5}$	$4,45 \cdot 10^{-10}$	$4,45 \cdot 10^{-10}$	-	-
Węglowodory alifatyczne, alkeny	$1,53 \cdot 10^{-5}$	$1,18 \cdot 10^{-5}$	$2,73 \cdot 10^{-10}$	$2,73 \cdot 10^{-10}$	-	-
Benzen	$1,44 \cdot 10^{-5}$	$1,12 \cdot 10^{-5}$	$4,12 \cdot 10^{-10}$	$4,12 \cdot 10^{-10}$	$-1,34 \cdot 10^{-8}$	$1,50 \cdot 10^{-8}$
Toluen	$1,28 \cdot 10^{-5}$	$9,81 \cdot 10^{-6}$	$3,37 \cdot 10^{-10}$	$3,37 \cdot 10^{-10}$	-	-
Etan	$8,99 \cdot 10^{-6}$	$6,73 \cdot 10^{-6}$	$7,89 \cdot 10^{-11}$	$7,89 \cdot 10^{-11}$	-	-
Butan	$8,63 \cdot 10^{-6}$	$6,27 \cdot 10^{-6}$	$3,07 \cdot 10^{-10}$	$3,07 \cdot 10^{-10}$	-	-
Eten	$4,79 \cdot 10^{-6}$	$8,03 \cdot 10^{-6}$	$1,37 \cdot 10^{-10}$	$1,37 \cdot 10^{-10}$	-	-
Formaldehyd	$7,16 \cdot 10^{-6}$	$5,29 \cdot 10^{-6}$	$1,42 \cdot 10^{-10}$	$1,42 \cdot 10^{-10}$	-	-
Propan	$6,88 \cdot 10^{-6}$	$5,11 \cdot 10^{-6}$	$1,67 \cdot 10^{-10}$	$1,67 \cdot 10^{-10}$	-	-
Dichlorodifluorometan, CFC-12	$6,84 \cdot 10^{-6}$	$5,10 \cdot 10^{-6}$	$4,60 \cdot 10^{-13}$	$4,60 \cdot 10^{-13}$	-	-
Heksan	$5,49 \cdot 10^{-6}$	$4,09 \cdot 10^{-6}$	$2,00 \cdot 10^{-10}$	$2,00 \cdot 10^{-10}$	-	-
Propen	$4,35 \cdot 10^{-6}$	$4,10 \cdot 10^{-6}$	$5,36 \cdot 10^{-11}$	$5,36 \cdot 10^{-11}$	-	-
¹²⁹ Jod	$3,94 \cdot 10^{-6}$	$3,02 \cdot 10^{-6}$	$2,04 \cdot 10^{-10}$	$2,04 \cdot 10^{-10}$	-	-
²¹⁰ Polon	$3,77 \cdot 10^{-6}$	$2,94 \cdot 10^{-6}$	$1,72 \cdot 10^{-12}$	$1,72 \cdot 10^{-12}$	-	-
²³⁸ Uran	$2,47 \cdot 10^{-6}$	$1,93 \cdot 10^{-6}$	$4,10 \cdot 10^{-12}$	$4,10 \cdot 10^{-12}$	-	-
Chlorodifluorometan, HCFC-22	$2,45 \cdot 10^{-6}$	$1,91 \cdot 10^{-6}$	$8,59 \cdot 10^{-12}$	$8,59 \cdot 10^{-12}$	-	-
Tetrachlorometan, CFC-10	$2,28 \cdot 10^{-6}$	$1,76 \cdot 10^{-6}$	$8,46 \cdot 10^{-11}$	$8,46 \cdot 10^{-11}$	-	-
²¹⁰ Ołów	$2,07 \cdot 10^{-6}$	$1,61 \cdot 10^{-6}$	$1,01 \cdot 10^{-12}$	$1,01 \cdot 10^{-12}$	-	-
1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoroetan, CFC-114	$1,72 \cdot 10^{-6}$	$1,19 \cdot 10^{-6}$	$1,05 \cdot 10^{-10}$	$1,05 \cdot 10^{-10}$	-	-
Heptan	$1,32 \cdot 10^{-6}$	$9,67 \cdot 10^{-7}$	$9,55 \cdot 10^{-11}$	$9,55 \cdot 10^{-11}$	-	-
1,2-dichloroetan	-	$1,66 \cdot 10^{-6}$	$1,94 \cdot 10^{-7}$	$1,94 \cdot 10^{-7}$	-	-
Fluor	$1,43 \cdot 10^{-6}$	-	$7,23 \cdot 10^{-9}$	$7,23 \cdot 10^{-9}$	-	-
Metan	$4,23 \cdot 10^{-6}$	-	-	-	$-3,03 \cdot 10^{-6}$	-

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploracja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Aldehyd octowy	-	$6,19 \cdot 10^{-7}$	$8,25 \cdot 10^{-11}$	$8,25 \cdot 10^{-11}$	-	-
Etanol	-	$5,96 \cdot 10^{-7}$	-	-	-	-
Węglowodory chlorowane	$9,42 \cdot 10^{-8}$	$7,04 \cdot 10^{-8}$	$2,28 \cdot 10^{-9}$	$2,28 \cdot 10^{-9}$	$-1,59 \cdot 10^{-6}$	$-6,26 \cdot 10^{-6}$

Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych w odniesieniu do emisji do środowiska wodnego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej zestawiono w tabeli 4.41. Największa ilość zanieczyszczeń trafia do wody podczas wytwarzania opon, łączna wielkość ich oddziaływania jest równa $0,15 \cdot 10^1$ Pt dla rozwiązania konwencjonalnego oraz $0,12 \cdot 10^1$ Pt dla rozwiązania prośrodowiskowego. Szczególnie niebezpieczne dla środowiska wodnego są jony arsenu, powodujące szkodliwe wpływy o wartości $0,14 \cdot 10^1$ Pt podczas wytwarzania opon konwencjonalnych oraz $0,11 \cdot 10^1$ Pt opon prośrodowiskowych. Zagospodarowanie po zakończeniu eksploatacji w formie recyklingu pozwala na zminimalizowanie tego oddziaływania w perspektywie całego cyklu istnienia opony konwencjonalnej o $4,62 \cdot 10^{-3}$ Pt. Arsen jest jednym z mikroelementów, ale jego nadmiar może powodować niezwykle silne zatrucia. Wszystkie związki arsenu charakteryzują się właściwościami protoplazmatycznymi (niszczenie ścian komórkowych) i rakotwórczymi (nowotwory skóry, płuc, nerek, wątroby i pęcherza moczowego).

Tabela 4.41. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych w odniesieniu do emisji do środowiska wodnego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploracja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Arsen, jony	$1,35 \cdot 10^0$	$1,05 \cdot 10^0$	$7,79 \cdot 10^{-4}$	$7,79 \cdot 10^{-4}$	$-4,62 \cdot 10^{-3}$	$1,03 \cdot 10^{-3}$
Kadm, jony	$1,17 \cdot 10^{-1}$	$9,11 \cdot 10^{-2}$	$9,46 \cdot 10^{-5}$	$9,46 \cdot 10^{-5}$	$-1,37 \cdot 10^{-4}$	$2,92 \cdot 10^{-5}$
Miedź, jony	$2,85 \cdot 10^{-2}$	$2,23 \cdot 10^{-2}$	$1,29 \cdot 10^{-4}$	$1,29 \cdot 10^{-4}$	$-7,52 \cdot 10^{-5}$	$1,61 \cdot 10^{-5}$
Nikiel, jony	$2,79 \cdot 10^{-2}$	$2,17 \cdot 10^{-2}$	$2,51 \cdot 10^{-5}$	$2,51 \cdot 10^{-5}$	$-7,45 \cdot 10^{-5}$	$1,44 \cdot 10^{-5}$
Chrom VI	$4,47 \cdot 10^{-3}$	$3,51 \cdot 10^{-3}$	$2,59 \cdot 10^{-5}$	$2,59 \cdot 10^{-5}$	-	-
Cynk, jony	$2,62 \cdot 10^{-3}$	$2,05 \cdot 10^{-3}$	$1,28 \cdot 10^{-5}$	$1,28 \cdot 10^{-5}$	$-1,70 \cdot 10^{-5}$	$4,05 \cdot 10^{-6}$
Rtęć	$2,50 \cdot 10^{-4}$	$1,95 \cdot 10^{-4}$	$4,39 \cdot 10^{-6}$	$4,39 \cdot 10^{-6}$	$2,54 \cdot 10^{-8}$	$-8,09 \cdot 10^{-9}$
Ołów	$1,64 \cdot 10^{-4}$	$1,27 \cdot 10^{-4}$	$1,59 \cdot 10^{-6}$	$1,59 \cdot 10^{-6}$	$-3,60 \cdot 10^{-6}$	$1,31 \cdot 10^{-6}$
^{137}Cez	$2,75 \cdot 10^{-6}$	-	$1,21 \cdot 10^{-10}$	$1,21 \cdot 10^{-10}$	-	-

W tabeli 4.42 zaprezentowane zostały wyniki dotyczące grupowania i ważenia następstw środowiskowych w odniesieniu do emisji do środowiska glebowego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej. Najwyższy poziom negatywnych oddziaływań w rozpatrywanym obszarze odnotowano na etapie wytwarzania i były to wpływy równe $4,69 \cdot 10^{-3}$ Pt dla opony konwencjonalnej oraz $3,21 \cdot 10^{-3}$ Pt dla prośrodowiskowej. Najwyższym poziomem szkodliwego wpływu na środowisko glebowe cechowały się emisje kadmu ($2,99 \cdot 10^{-3}$ Pt opona konwencjonalna, $2,33 \cdot 10^{-3}$ Pt opona prośrodowiskowa).

Tabela 4.42. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych w odniesieniu do emisji do środowiska glebowego, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Kadm	$2,99 \cdot 10^{-3}$	$2,33 \cdot 10^{-3}$	$1,35 \cdot 10^{-8}$	$1,35 \cdot 10^{-8}$	-	-
Cynk	$1,03 \cdot 10^{-3}$	$5,09 \cdot 10^{-4}$	$1,47 \cdot 10^{-7}$	$1,47 \cdot 10^{-7}$	-	-
Chrom	$3,78 \cdot 10^{-4}$	$1,49 \cdot 10^{-4}$	$6,91 \cdot 10^{-9}$	$6,91 \cdot 10^{-9}$	-	-
Chrom VI	$2,89 \cdot 10^{-4}$	$2,23 \cdot 10^{-4}$	$3,72 \cdot 10^{-8}$	$3,72 \cdot 10^{-8}$	-	-

Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków wpływających na zdrowie człowieka, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej przedstawiono w tabeli 4.43. Najwięcej emisji substancji mających negatywny wpływ na zdrowie ludzi ma miejsce na etapie eksploatacji opon. Wywierają one łączne oddziaływania o wielkości $4,08 \cdot 10^1$ Pt dla opon konwencjonalnych oraz $3,86 \cdot 10^1$ Pt dla opon prośrodowiskowych. Kluczowe znaczenie w tym obszarze ma emisja trzech substancji. Pierwszą z nich jest tlenek siarki, który podczas eksploatacji opon konwencjonalnego typu powoduje szkodliwy wpływ o wielkości $1,58 \cdot 10^1$ Pt, zaś dla opon konwencjonalnych $1,50 \cdot 10^1$ Pt. Drugą substancję stanowi dwutlenek siarki wywierający negatywne oddziaływania na poziomie $1,24 \cdot 10^1$ Pt w przypadku opony konwencjonalnej oraz $11,70$ Pt w przypadku prośrodowiskowej. Trzecią substancją jest dwutlenek azotu, charakteryzujący się oddziaływaniami na poziomie $1,00 \cdot 10^1$ Pt dla opon konwencjonalnych oraz $0,95 \cdot 10^1$ Pt dla prośrodowiskowych. Wykorzystanie procesów recyklingu, jako formy zagospodarowania po zakończeniu eksploatacji pozwoliłoby na ograniczenie szkodliwych wpływów w perspektywie całego cyklu istnienia, dla opony konwencjonalnej o $4,07 \cdot 10^{-3}$ Pt w przypadku emisji tlenku siarki oraz $1,03 \cdot 10^{-2}$ Pt – emisji dwutlenku węgla, natomiast dla prośrodowiskowej o $3,60 \cdot 10^{-3}$ Pt w przypadku emisji tlenku siarki oraz $1,24 \cdot 10^{-3}$ Pt – emisji dwutlenku węgla.

Tabela 4.43. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków wpływających na zdrowie człowieka, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i próśrodo-wiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwen-cjonalna	Prośrodo-wiskowa	Konwen-cjonalna	Prośrodo-wiskowa	Konwen-cjonalna	Prośrodo-wiskowa
Tlenek siarki	$1,33 \cdot 10^{-2}$	-	$1,58 \cdot 10^1$	$1,50 \cdot 10^1$	$-4,07 \cdot 10^{-3}$	$-3,60 \cdot 10^{-3}$
Dwutlenek węgla	$2,77 \cdot 10^{-2}$	$1,07 \cdot 10^{-2}$	$1,24 \cdot 10^1$	$1,17 \cdot 10^1$	$-1,03 \cdot 10^{-2}$	$-1,24 \cdot 10^{-3}$
Dwutlenek azotu	$9,12 \cdot 10^{-3}$	$1,41 \cdot 10^{-2}$	$1,00 \cdot 10^1$	$9,49 \cdot 10^0$	-	-
Cząstki pyłu, SPM	-	-	$2,49 \cdot 10^0$	$2,35 \cdot 10^0$	-	-
Dwutlenek siarki	$2,00 \cdot 10^0$	$1,58 \cdot 10^0$	$5,83 \cdot 10^{-3}$	$5,83 \cdot 10^{-3}$	-	-
Dwutlenek węgla, kopalny	$1,69 \cdot 10^0$	$1,33 \cdot 10^0$	$6,60 \cdot 10^{-3}$	$6,60 \cdot 10^{-3}$	-	-
Cząstki pyłu < 2,5 µm	$1,48 \cdot 10^0$	$1,15 \cdot 10^0$	$4,40 \cdot 10^{-3}$	$4,40 \cdot 10^{-3}$	-	-
Arsen, jony	$1,35 \cdot 10^0$	$1,05 \cdot 10^0$	$7,79 \cdot 10^{-4}$	$7,79 \cdot 10^{-4}$	$-4,62 \cdot 10^{-3}$	$1,03 \cdot 10^{-3}$
Tlenek azotu	$1,31 \cdot 10^0$	$1,01 \cdot 10^0$	$1,16 \cdot 10^{-2}$	$1,16 \cdot 10^{-2}$	$-1,68 \cdot 10^{-2}$	$-3,06 \cdot 10^{-2}$
Cząstki pyłu 2,5-10 µm	$1,67 \cdot 10^{-1}$	$1,31 \cdot 10^{-1}$	$3,99 \cdot 10^{-3}$	$3,99 \cdot 10^{-3}$	-	-
Kadm, jony	$1,15 \cdot 10^{-1}$	$8,93 \cdot 10^{-2}$	$9,28 \cdot 10^{-5}$	$9,28 \cdot 10^{-5}$	$-1,35 \cdot 10^{-4}$	$2,87 \cdot 10^{-5}$
Metan, kopalny	$8,79 \cdot 10^{-2}$	$6,88 \cdot 10^{-2}$	$4,94 \cdot 10^{-4}$	$4,94 \cdot 10^{-4}$	-	-
Węglowodory nieokreślone	$1,01 \cdot 10^{-5}$	$9,70 \cdot 10^{-7}$	$1,71 \cdot 10^{-2}$	$1,62 \cdot 10^{-2}$	$2,47 \cdot 10^{-6}$	$4,70 \cdot 10^{-6}$
Dwutlenek węgla, biogeny	$1,63 \cdot 10^{-2}$	$1,27 \cdot 10^{-2}$	$3,35 \cdot 10^{-5}$	$3,35 \cdot 10^{-5}$	-	-
Arsen	$1,55 \cdot 10^{-2}$	$1,21 \cdot 10^{-2}$	$7,59 \cdot 10^{-8}$	$7,59 \cdot 10^{-8}$	-	-
Kadm	$1,31 \cdot 10^{-2}$	$1,00 \cdot 10^{-2}$	$2,03 \cdot 10^{-7}$	$2,03 \cdot 10^{-7}$	$-3,05 \cdot 10^{-4}$	$1,04 \cdot 10^{-4}$
Tlenek diazotu	$4,54 \cdot 10^{-3}$	$3,55 \cdot 10^{-3}$	$6,46 \cdot 10^{-7}$	$6,46 \cdot 10^{-7}$	$8,53 \cdot 10^{-6}$	$2,60 \cdot 10^{-5}$
Tlenek węgla	-	-	$3,08 \cdot 10^{-3}$	$2,92 \cdot 10^{-3}$	-	-
Dwutlenek węgla, w powietrzu	$-2,26 \cdot 10^{-2}$	$-1,76 \cdot 10^{-2}$	$-1,75 \cdot 10^{-7}$	$-1,75 \cdot 10^{-7}$	-	-

W tabeli 4.44 zestawiono wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków wpływających na jakość środowiska, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i próśrodo-wiskowej opony samochodowej. Największe zagrożenie dla środowiska stanowi etap eksploatacji, wywierający negatywne oddziaływania równe $0,28 \cdot 10^1$ Pt w przypadku opony konwencjonalnej oraz $0,27 \cdot 10^1$ Pt opony próśrodo-wiskowej. Emisja dwutlenku azotu oraz tlenu siarki wywiera

najwyższy poziom szkodliwego wpływu na środowisko wśród wszystkich analizowanych substancji w tym obszarze. Dwutlenek azotu powoduje oddziaływanie o wartości $0,19 \cdot 10^1$ Pt podczas eksploatacji opony konwencjonalnej oraz $0,18 \cdot 10^1$ Pt w trakcie eksploatacji opony prośrodowiskowej. Z kolei tlenek siarki wywiera wpływ równy $9,10 \cdot 10^{-1}$ Pt w przypadku opony konwencjonalnej oraz $8,60 \cdot 10^{-1}$ Pt – opony prośrodowiskowej. Zastosowanie recyklingu, jako formy zagospodarowania po zakończeniu eksploatacji opon tradycyjnego typu, umożliwiłoby redukcję łącznego negatywnego oddziaływania tlenu siarki w całym cyklu istnienia łącznie o $2,32 \cdot 10^{-4}$ Pt.

Tabela 4.44. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków wpływających na jakość środowiska, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Dwutlenek azotu	$1,76 \cdot 10^{-3}$	$2,72 \cdot 10^{-3}$	$1,93 \cdot 10^0$	$1,83 \cdot 10^0$	-	-
Tlenek siarki	$7,61 \cdot 10^{-4}$	-	$9,05 \cdot 10^{-1}$	$8,57 \cdot 10^{-1}$	$-2,32 \cdot 10^{-4}$	-
Tlenek azotu	$2,52 \cdot 10^{-1}$	$1,94 \cdot 10^{-1}$	$2,23 \cdot 10^{-3}$	$2,23 \cdot 10^{-3}$	$-3,24 \cdot 10^{-3}$	$-5,90 \cdot 10^{-3}$
Dwutlenek siarki	$1,14 \cdot 10^{-1}$	$9,00 \cdot 10^{-2}$	$3,33 \cdot 10^{-4}$	$3,33 \cdot 10^{-4}$	-	-
Zajęcie przez obszar przemysłowy	$6,29 \cdot 10^{-2}$	$8,08 \cdot 10^{-2}$	$5,80 \cdot 10^{-8}$	$5,80 \cdot 10^{-8}$	-	-
Cynk	$8,31 \cdot 10^{-2}$	$3,51 \cdot 10^{-2}$	$4,37 \cdot 10^{-7}$	$4,37 \cdot 10^{-7}$	$2,30 \cdot 10^{-5}$	$7,70 \cdot 10^{-5}$
Zajęcie przez obszar leśny, uprawa intensywna	$5,71 \cdot 10^{-2}$	$4,46 \cdot 10^{-2}$	$6,68 \cdot 10^{-7}$	$6,68 \cdot 10^{-7}$	-	-
Zajęcie przez wysypisko odpadów	$4,12 \cdot 10^{-2}$	$3,21 \cdot 10^{-2}$	$2,28 \cdot 10^{-6}$	$2,28 \cdot 10^{-6}$	-	-
Nikiel	$4,06 \cdot 10^{-2}$	$3,16 \cdot 10^{-2}$	$2,36 \cdot 10^{-7}$	$2,36 \cdot 10^{-7}$	$-2,39 \cdot 10^{-4}$	$1,18 \cdot 10^{-3}$
Miedź, jony	$2,85 \cdot 10^{-2}$	$2,23 \cdot 10^{-2}$	$1,29 \cdot 10^{-4}$	$1,29 \cdot 10^{-4}$	$-7,52 \cdot 10^{-5}$	$1,61 \cdot 10^{-5}$
Nikiel, jony	$2,79 \cdot 10^{-2}$	$2,17 \cdot 10^{-2}$	$2,51 \cdot 10^{-5}$	$2,51 \cdot 10^{-5}$	$-7,45 \cdot 10^{-5}$	$1,44 \cdot 10^{-5}$
Przekształcenie w obszar wydobywania minerałów	$2,29 \cdot 10^{-2}$	$1,78 \cdot 10^{-2}$	$2,59 \cdot 10^{-6}$	$2,59 \cdot 10^{-6}$	-	-
Przekształcenie w obszar przemysłowy	$1,49 \cdot 10^{-2}$	$1,16 \cdot 10^{-2}$	$3,17 \cdot 10^{-8}$	$3,17 \cdot 10^{-8}$	-	-

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Przekształcenie w grunty orne	$1,34 \cdot 10^{-2}$	$1,05 \cdot 10^{-2}$	$5,33 \cdot 10^{-8}$	$5,33 \cdot 10^{-8}$	-	-
Przekształcenie w obszar leśny, uprawa intensywna	$1,16 \cdot 10^{-2}$	$9,01 \cdot 10^{-3}$	$1,62 \cdot 10^{-7}$	$1,62 \cdot 10^{-7}$	-	-
Zajęcie przez obszar wydobywania minerałów	$1,06 \cdot 10^{-2}$	$8,28 \cdot 10^{-3}$	$7,71 \cdot 10^{-7}$	$7,71 \cdot 10^{-7}$	-	-
Ołów	$1,06 \cdot 10^{-2}$	$6,13 \cdot 10^{-3}$	$4,97 \cdot 10^{-5}$	$4,97 \cdot 10^{-5}$	$1,25 \cdot 10^{-3}$	$6,89 \cdot 10^{-5}$
Przekształcenie w grunty orne, nienawadnianie	$1,02 \cdot 10^{-2}$	$7,95 \cdot 10^{-3}$	$2,51 \cdot 10^{-6}$	$2,51 \cdot 10^{-6}$	-	-
Przekształcenie w wysypisko odpadów	$9,82 \cdot 10^{-3}$	$7,66 \cdot 10^{-3}$	$2,43 \cdot 10^{-8}$	$2,43 \cdot 10^{-8}$	-	-
Chrom	$7,21 \cdot 10^{-3}$	$5,44 \cdot 10^{-3}$	$1,78 \cdot 10^{-7}$	$1,78 \cdot 10^{-7}$	$2,35 \cdot 10^{-5}$	-
Rtęć	$6,91 \cdot 10^{-3}$	$5,40 \cdot 10^{-3}$	$1,62 \cdot 10^{-5}$	$1,62 \cdot 10^{-5}$	$1,70 \cdot 10^{-6}$	$1,37 \cdot 10^{-6}$
Miedź	$5,71 \cdot 10^{-3}$	$4,40 \cdot 10^{-3}$	$8,02 \cdot 10^{-8}$	$8,02 \cdot 10^{-8}$	$3,84 \cdot 10^{-5}$	-
Chrom VI	$5,06 \cdot 10^{-3}$	$3,97 \cdot 10^{-3}$	$2,59 \cdot 10^{-5}$	$2,59 \cdot 10^{-5}$	-	-
Zajęcie przez nasypy drogowe	$4,29 \cdot 10^{-3}$	$3,35 \cdot 10^{-3}$	$6,29 \cdot 10^{-8}$	$6,29 \cdot 10^{-8}$	-	-
Zajęcie przez nawierzchnię drogową	$3,61 \cdot 10^{-3}$	$2,82 \cdot 10^{-3}$	$3,28 \cdot 10^{-6}$	$3,28 \cdot 10^{-6}$	-	-
Przekształcenie w wysypisko odpadów, bentos	$3,16 \cdot 10^{-3}$	$2,44 \cdot 10^{-3}$	$8,35 \cdot 10^{-8}$	$8,35 \cdot 10^{-8}$	-	-
Przekształcenie w sztuczne zbiorniki wodne	$2,85 \cdot 10^{-3}$	$2,23 \cdot 10^{-3}$	$5,45 \cdot 10^{-7}$	$5,45 \cdot 10^{-7}$	-	-
Kadm	$2,81 \cdot 10^{-3}$	$2,15 \cdot 10^{-3}$	$4,34 \cdot 10^{-8}$	$4,34 \cdot 10^{-8}$	$-6,53 \cdot 10^{-5}$	$2,22 \cdot 10^{-5}$
Cynk, jony	$2,62 \cdot 10^{-3}$	$2,05 \cdot 10^{-3}$	$1,28 \cdot 10^{-5}$	$1,28 \cdot 10^{-5}$	$-1,70 \cdot 10^{-5}$	$4,05 \cdot 10^{-6}$
Kadm, jony	$2,31 \cdot 10^{-3}$	$1,80 \cdot 10^{-3}$	$1,87 \cdot 10^{-6}$	$1,87 \cdot 10^{-6}$	$-2,72 \cdot 10^{-6}$	$5,79 \cdot 10^{-7}$
Metale nieokreślone	$3,49 \cdot 10^{-7}$	-	-	-	$1,47 \cdot 10^{-3}$	$2,24 \cdot 10^{-3}$

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Przekształcenie w miejsce składowania pozostałego materiału	$1,53 \cdot 10^{-3}$	$1,20 \cdot 10^{-3}$	$2,06 \cdot 10^{-6}$	$2,06 \cdot 10^{-6}$	-	-
Przekształcenie w nawierzchnię drogową	$1,50 \cdot 10^{-3}$	$1,17 \cdot 10^{-3}$	$1,29 \cdot 10^{-6}$	$1,29 \cdot 10^{-6}$	-	-
Zajęcie przez sieć kolejową	$1,49 \cdot 10^{-3}$	$1,16 \cdot 10^{-3}$	$2,33 \cdot 10^{-8}$	$2,33 \cdot 10^{-8}$	-	-
Amoniak	$1,41 \cdot 10^{-3}$	$1,14 \cdot 10^{-3}$	$8,19 \cdot 10^{-7}$	$8,19 \cdot 10^{-7}$	$3,29 \cdot 10^{-6}$	$5,71 \cdot 10^{-6}$
Zajęcie przez nasypy kolejowe	$1,34 \cdot 10^{-3}$	$1,05 \cdot 10^{-3}$	$2,11 \cdot 10^{-8}$	$2,11 \cdot 10^{-8}$	-	-
Zajęcie przez grunty orne	$2,06 \cdot 10^{-3}$	-	-	-	-	-
Arsen	$1,12 \cdot 10^{-3}$	$8,72 \cdot 10^{-4}$	$5,47 \cdot 10^{-9}$	$5,47 \cdot 10^{-9}$	-	-
Przekształcenie w sztuczne cieki wodne	$1,04 \cdot 10^{-3}$	$8,07 \cdot 10^{-4}$	$1,89 \cdot 10^{-8}$	$1,89 \cdot 10^{-8}$	-	-
Przekształcenie w nasypy drogowe	$8,66 \cdot 10^{-4}$	$6,75 \cdot 10^{-4}$	$1,32 \cdot 10^{-8}$	$1,32 \cdot 10^{-8}$	-	-
Arsen, jony	$6,99 \cdot 10^{-4}$	$5,45 \cdot 10^{-4}$	$4,05 \cdot 10^{-7}$	$4,05 \cdot 10^{-7}$	$-2,40 \cdot 10^{-6}$	$5,36 \cdot 10^{-7}$
Przekształcenie w niejednorod- ne obszary rolne	$6,70 \cdot 10^{-4}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	$2,83 \cdot 10^{-8}$	$2,83 \cdot 10^{-8}$	-	-
Zajęcie przez obszar z roślinnością ruderalną	$5,50 \cdot 10^{-4}$	$4,28 \cdot 10^{-4}$	$6,69 \cdot 10^{-8}$	$6,69 \cdot 10^{-8}$	-	-
Przekształcenie w obszar z roślinnością ruderalną	$4,06 \cdot 10^{-4}$	$3,16 \cdot 10^{-4}$	$4,06 \cdot 10^{-8}$	$4,06 \cdot 10^{-8}$	-	-
Zajęcie przez sieć drogową	$4,67 \cdot 10^{-4}$	-	-	-	-	-
Rekultywacja poprzez zalesienie	$-1,33 \cdot 10^{-3}$	$-1,03 \cdot 10^{-3}$	$-5,05 \cdot 10^{-8}$	$-5,05 \cdot 10^{-8}$	-	-
Rekultywacja miejsc składowania pozostałego materiału	$-1,53 \cdot 10^{-3}$	$-1,20 \cdot 10^{-3}$	$-2,06 \cdot 10^{-6}$	$-2,06 \cdot 10^{-6}$	-	-

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Rekultywacja obszarów nadmorskich i oceanicznych	$-3,16 \cdot 10^{-3}$	$-2,44 \cdot 10^{-3}$	$-8,36 \cdot 10^{-8}$	$-8,36 \cdot 10^{-8}$	-	-
Rekultywacja poprzez tworzenie łąk i pastwisk	$-3,66 \cdot 10^{-3}$	$-2,86 \cdot 10^{-3}$	$-4,21 \cdot 10^{-6}$	$-4,21 \cdot 10^{-6}$	-	-
Rekultywacja poprzez tworzenie gruntów ornych, nienawadnianych	$-1,02 \cdot 10^{-2}$	$-7,94 \cdot 10^{-3}$	$-2,51 \cdot 10^{-6}$	$-2,51 \cdot 10^{-6}$	-	-
Rekultywacja obszarów wydobywania minerałów	$-1,03 \cdot 10^{-2}$	$-8,00 \cdot 10^{-3}$	$-7,12 \cdot 10^{-7}$	$-7,12 \cdot 10^{-7}$	-	-
Rekultywacja poprzez ekstensywne zalesianie	$-1,17 \cdot 10^{-2}$	$-9,10 \cdot 10^{-3}$	$-1,64 \cdot 10^{-7}$	$-1,64 \cdot 10^{-7}$	-	-
Rekultywacja innego typu	$-4,85 \cdot 10^{-2}$	$-3,78 \cdot 10^{-2}$	$-3,29 \cdot 10^{-6}$	$-3,29 \cdot 10^{-6}$	-	-

Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla procesów wpływających na wyczerpywanie surowców kopalnych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej przedstawiono w tabeli 4.45. Najwyższym poziomem szkodliwego oddziaływania w analizowanym obszarze cechował się etap eksploatacji dla opon konwencjonalnych był to wpływ o łącznej wielkości $9,78 \cdot 10^1$ Pt, a dla opon prośrodowiskowych $9,27 \cdot 10^1$ Pt. Wśród rozpatrywanych procesów największy negatywny wpływ w rozpatrywanym zakresie charakteryzował wydobywanie gazu ziemnego ($9,77 \cdot 10^1$ Pt opony konwencjonalne, $9,26 \cdot 10^1$ Pt opony prośrodowiskowe).

Tabela 4.45. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla procesów wpływających na wyczerpywanie surowców kopalnych, występujących w materialnym cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksploracja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Gaz ziemny, 42,7 MJ/kg, kopalny	$2,65 \cdot 10^{-3}$	-	$9,77 \cdot 10^1$	$9,26 \cdot 10^1$	-	-
Gaz ziemny, kopalny	$1,12 \cdot 10^0$	$9,08 \cdot 10^{-1}$	$7,08 \cdot 10^{-2}$	$7,08 \cdot 10^{-2}$	-	-
Ropa naftowa, kopalna	$1,11 \cdot 10^0$	$9,01 \cdot 10^{-1}$	$6,44 \cdot 10^{-2}$	$6,44 \cdot 10^{-2}$	-	-
Węgiel kamienny, kopalny	$4,23 \cdot 10^{-1}$	$3,30 \cdot 10^{-1}$	$1,96 \cdot 10^{-4}$	$1,96 \cdot 10^{-4}$	-	-
Ropa naftowa, 42,6 MJ/kg, kopalna	$2,96 \cdot 10^{-1}$	-	-	-	$-1,69 \cdot 10^{-2}$	$-4,77 \cdot 10^{-3}$
Gaz ziemny z gazów odlotowych powstających w procesach wydobywania węgla/m ³	$1,34 \cdot 10^{-1}$	$1,04 \cdot 10^{-1}$	$4,35 \cdot 10^{-7}$	$4,35 \cdot 10^{-7}$	-	-
Gaz ziemny, 30,3 MJ/kg, kopalny	$6,69 \cdot 10^{-2}$	$8,40 \cdot 10^{-2}$	-	-	-	-
Gaz ziemny, 35 MJ/m ³ , kopalny	$3,21 \cdot 10^{-2}$	-	-	-	$7,44 \cdot 10^{-3}$	$1,42 \cdot 10^{-2}$
Nikiel, 1,98% w krzemianach, 1,04% w rudzie, kopalny	$5,18 \cdot 10^{-3}$	$4,03 \cdot 10^{-3}$	$7,75 \cdot 10^{-7}$	$7,75 \cdot 10^{-7}$	-	-
Miedź, 2,19% w siarczkuach, Cu 1,83% i Mo $8,2 \cdot 10^{-3}\%$ w rudzie, kopalna	$1,62 \cdot 10^{-3}$	$1,26 \cdot 10^{-3}$	$1,07 \cdot 10^{-7}$	$1,07 \cdot 10^{-7}$	-	-
Żelazo, kopalne	$1,70 \cdot 10^{-9}$	-	-	-	$-1,70 \cdot 10^{-3}$	-
Gaz ziemny, surowiec, 35 MJ/m ³ , kopalny	-	-	-	-	$-4,28 \cdot 10^{-2}$	$-6,37 \cdot 10^{-2}$

Substancja emitowana do środowiska	Wytwarzanie, Pt		Eksplatacja, Pt		Recykling, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Gaz ziemny, 36,6 MJ/m ³ , kopalny	-	-	-	-	$-4,12 \cdot 10^{-2}$	$-7,21 \cdot 10^{-2}$
Ropa naftowa, surowiec, 41 MJ/kg, kopalna	-	-	-	-	$-4,35 \cdot 10^{-2}$	$-7,26 \cdot 10^{-2}$

4.2. Skumulowane zużycie energii

W tabeli 4.46 zobrazowano wyniki oceny energochłonności etapów materialnego cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej z wykorzystaniem metody CED. Największym zużyciem energii cechował się etap eksploatacji, w przypadku opony konwencjonalnej było to $2,85 \cdot 10^4$ MJ, a prośrodowiskowej – o $1,50 \cdot 10^3$ MJ mniej. Zarówno na etapie wytwarzania, jak i eksploatacji odnotowano największe zapotrzebowania na energię pochodzącą z nieodnawialnych paliw kopalnych. Jest to związane z europejskim miksem energetycznym, w którym odnawialne źródła energii nadal jeszcze stanowią niewielki odsetek.

Tabela 4.46. Ocena energochłonności etapów materialnego cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej z wykorzystaniem metody CED, z uwzględnieniem typów surowców energetycznych – wyniki charakteryzowania

Surowce energetyczne	Wytwarzanie, MJ eq		Eksplatacja, MJ eq		Recykling, MJ eq	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Nieodnawialne: paliwa kopalne	$4,19 \cdot 10^3$	$3,22 \cdot 10^3$	$2,85 \cdot 10^4$	$2,70 \cdot 10^4$	$-5,00 \cdot 10^1$	$-4,79 \cdot 10^1$
Nieodnawialne: energia jądrowa	$6,96 \cdot 10^1$	$6,27 \cdot 10^1$	$1,09 \cdot 10^0$	$1,09 \cdot 10^0$	$1,61 \cdot 10^1$	$2,08 \cdot 10^1$
Odnawialne: biomasa	$4,47 \cdot 10^1$	$3,48 \cdot 10^1$	$2,64 \cdot 10^{-2}$	$2,64 \cdot 10^{-2}$	-	-
Odnawialne: wiatr, promieniowanie słoneczne, geotermia	$1,68 \cdot 10^0$	$1,31 \cdot 10^0$	$2,20 \cdot 10^{-5}$	$2,20 \cdot 10^{-5}$	-	-
Odnawialne: woda	$2,35 \cdot 10^1$	$1,90 \cdot 10^1$	$1,01 \cdot 10^{-1}$	$1,01 \cdot 10^{-1}$	$1,88 \cdot 10^0$	$3,21 \cdot 10^0$
Razem	$4,33 \cdot 10^3$	$3,34 \cdot 10^3$	$2,85 \cdot 10^4$	$2,70 \cdot 10^4$	$-3,20 \cdot 10^1$	$-2,39 \cdot 10^1$

4.3. Emisja gazów cieplarnianych

Wyniki oceny wielkości emisji gazów cieplarnianych na poszczególnych etapach materialnego cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej z wykorzystaniem metody IPCC przedstawiono w tabeli 4.47. Najwyższy poziom emisji do atmosfery GHG odnotowano na etapie eksploatacji. Dla opony konwencjonalnej było to $2,27 \cdot 10^3$ kg CO₂ eq, natomiast dla prośrodowiskowej o $1,19 \cdot 10^2$ kg CO₂ eq mniej. Tak wysokie niekorzystne oddziaływanie na środowisko w tej fazie cyklu istnienia jest spowodowane spalaniem dużej ilości paliw kopalnych przez samochód osobowy, w celu wprowadzenia w ruch kół, a co za tym idzie, również opon. W perspektywie całego cyklu istnienia, więcej gazów cieplarnianych jest dostarczanych do otoczenia na skutek cyklu istnienia opony konwencjonalnej – łącznie $2,60 \cdot 10^3$ kg CO₂ eq. W przypadku opony prośrodowiskowej wartość uwalnianych niebezpiecznych substancji jest na poziomie $2,41 \cdot 10^3$ kg CO₂ eq.

Tabela 4.47. Ocena wielkości emisji gazów cieplarnianych na poszczególnych etapach materialnego cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej z wykorzystaniem metody IPCC

Wytwarzanie, kg CO ₂ eq		Eksploatacja, kg CO ₂ eq		Recykling, kg CO ₂ eq		Cały cykl istnienia łącznie, kg CO ₂ eq	
Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa	Konwen- cjonalna	Prośrodo- wiskowa
$3,34 \cdot 10^2$	$2,59 \cdot 10^2$	$2,27 \cdot 10^3$	$2,15 \cdot 10^3$	$-2,12 \cdot 10^0$	$-2,56 \cdot 10^{-1}$	$2,60 \cdot 10^3$	$2,41 \cdot 10^3$

4.4. Skutki i obszary wpływu produktu na środowisko

Jednym z podstawowych zadań stawianych LCM jest odnalezienie w cyklu istnienia danego obiektu elementów, które powodują jego największe, negatywne oddziaływanie na otoczenie. Zarówno w przypadku opony konwencjonalnej, jak i prośrodowiskowej, do kategorii wpływu powodujących największą ilość negatywnych następstw dla środowiska zaliczyć można procesy związane z wydobyciem paliw kopalnych (łącznie $1,01 \cdot 10^2$ Pt dla opony konwencjonalnej i $9,48 \cdot 10^1$ Pt dla prośrodowiskowej), emisje związków nieorganicznych powodujących choroby układu oddechowego (łącznie $3,33 \cdot 10^1$ Pt dla opony konwencjonalnej i $3,07 \cdot 10^1$ dla prośrodowiskowej), emisje związków powodujących zmiany klimatu (łącznie $1,42 \cdot 10^1$ Pt dla opony konwencjonalnej i $1,31 \cdot 10^1$ dla prośrodowiskowej) oraz emisje związków powodujących zakwaszenie/eutrofizację (łącznie $0,32 \cdot 10^1$ Pt dla opony konwencjonalnej i $0,30 \cdot 10^1$ dla prośrodowiskowej). W przypadku wszystkich wymienionych kategorii, najwyższy poziom negatywnych emisji miał miejsce na etapie eksploatacji obu typów opon (tab. 4.48).

Tabela 4.48. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych występujących w etapach materialnego cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej, z uwzględnieniem kategorii wpływów

Kategoria wpływu	Poziom oddziaływania, Pt	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Wydobycie paliw kopalnych	$1,01 \cdot 10^2$	$9,48 \cdot 10^1$
Wydobycie minerałów	$1,06 \cdot 10^{-2}$	$8,39 \cdot 10^{-3}$
Użytkowanie gruntów	$1,93 \cdot 10^{-1}$	$1,79 \cdot 10^{-1}$
Związki powodujące zakwaszenie/eutrofizację gleby	$3,21 \cdot 10^0$	$2,97 \cdot 10^0$
Związki ekotoksyczne	$2,29 \cdot 10^{-1}$	$1,48 \cdot 10^{-1}$
Związki powodujące powiększanie dziury ozonowej	$3,61 \cdot 10^{-4}$	$6,10 \cdot 10^{-5}$
Związki promieniotwórcze	$2,72 \cdot 10^{-3}$	$2,08 \cdot 10^{-3}$
Związki powodujące zmiany klimatu	$1,42 \cdot 10^1$	$1,31 \cdot 10^1$
Związki nieorganiczne powodujące choroby układu oddechowego	$3,33 \cdot 10^1$	$3,07 \cdot 10^1$
Związki organiczne powodujące choroby układu oddechowego	$1,92 \cdot 10^{-2}$	$1,72 \cdot 10^{-2}$
Związki rakotwórcze	$1,51 \cdot 10^0$	$1,18 \cdot 10^0$
RAZEM	$1,54 \cdot 10^2$	$1,43 \cdot 10^2$

Rozpatrując poszczególne etapy cyklu istnienia opony konwencjonalnej i prośrodowiskowej, widocznym jest, że faza eksploatacji obu typów opon generuje najwięcej negatywnych następstw środowiskowych, będąc głównym źródłem szkodliwego oddziaływania cyklu istnienia opon (dla konwencjonalnej na poziomie $1,41 \cdot 10^2$ Pt, a dla opony prośrodowiskowej na poziomie $1,34 \cdot 10^2$ Pt). Spalanie konwencjonalnych paliw kopalnych podczas eksploatacji samochodów osobowych wywiera ogromny negatywny wpływ na otoczenie. Zmiana sposobu zasilania silników, na rozwiązania wykorzystujące np. odnawialne źródła energii, pozwoliłaby na ograniczenie negatywnych skutków etapu eksploatacji opon samochodowych obu typów (tab. 4.49).

Tabela 4.49. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych występujących w etapach materialnego cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Wytwarzanie, Pt		Eksploatacja, Pt		Recykling, Pt		Razem, Pt	
Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
$1,23 \cdot 10^1$	$9,40 \cdot 10^0$	$1,41 \cdot 10^2$	$1,34 \cdot 10^2$	$-1,81 \cdot 10^{-1}$	$-2,38 \cdot 10^{-1}$	$1,54 \cdot 10^2$	$1,43 \cdot 10^2$

W trakcie spalania paliw kopalnych, większość szkodliwych związków uwalnianych jest do środowiska atmosferycznego, stąd też najwyższy poziom

negatywnych emisji odnotowano na etapie eksploatacji i były to głównie substancje zanieczyszczające powietrze (opona konwencjonalna – na poziomie $4,36 \cdot 10^1$ Pt, opona prośrodowiskowa – ok. $4,13 \cdot 10^1$ Pt) (tab. 4.50).

Tabela 4.50. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych w odniesieniu do emisji do środowiska atmosferycznego, wodnego i glebowego z podziałem na etapy materialnego cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Faza cyklu istnienia		Oddziaływanie środowiskowe			
		Atmosfera	Woda	Gleba	Cały cykl istnienia łącznie
Wytwarzanie, Pt	Konwencjonalna	$7,39 \cdot 10^0$	$1,53 \cdot 10^0$	$4,69 \cdot 10^{-3}$	$8,92 \cdot 10^0$
	Prośrodowiskowa	$5,72 \cdot 10^0$	$1,19 \cdot 10^0$	$3,21 \cdot 10^{-3}$	$6,91 \cdot 10^0$
Eksploatacja, Pt	Konwencjonalna	$4,36 \cdot 10^1$	$1,07 \cdot 10^{-3}$	$2,04 \cdot 10^{-7}$	$4,36 \cdot 10^1$
	Prośrodowiskowa	$4,13 \cdot 10^1$	$1,07 \cdot 10^{-3}$	$2,04 \cdot 10^{-7}$	$4,13 \cdot 10^1$
Recykling, Pt	Konwencjonalna	$-3,15 \cdot 10^{-2}$	$-4,93 \cdot 10^{-3}$	-	$-3,64 \cdot 10^{-2}$
	Prośrodowiskowa	$-3,64 \cdot 10^{-2}$	$1,10 \cdot 10^{-3}$	-	$-3,53 \cdot 10^{-2}$
Cały cykl istnienia łącznie, Pt	Konwencjonalna	$5,10 \cdot 10^1$	$1,53 \cdot 10^0$	$4,69 \cdot 10^{-3}$	$5,25 \cdot 10^1$
	Prośrodowiskowa	$4,70 \cdot 10^1$	$1,19 \cdot 10^0$	$3,21 \cdot 10^{-3}$	$4,82 \cdot 10^1$

W perspektywie całego cyklu istnienia, widocznym jest również szczególnie duży udział emisji do atmosfery w porównaniu z pozostałymi typami emisji (96% dla opony konwencjonalnej i 98% dla prośrodowiskowej). Niewielka część szkodliwych związków trafia również do środowiska wodnego oraz glebowego (4% dla opony konwencjonalnej i 2% dla prośrodowiskowej). Opona prośrodowiskowa, cechująca się mniejszymi oporami toczenia, a zatem mniejszym zużyciem paliwa podczas eksploatacji, na wytworzenie której zużywa się mniej tworzyw i materiałów, cechuje się niższym poziomem oddziaływania destrukcyjnych emisji do atmosfery, gleby i wody.

Wśród wszystkich substancji cechujących się negatywnym oddziaływaniem na otoczenie, można wyróżnić trzy grupy: o szczególnym szkodliwym działaniu na zdrowie człowieka, pogarszających jakość środowiska oraz wyczerpywanie zasobów surowców nieodnawialnych. Etap eksploatacji stanowi fazę cyklu istnienia opony konwencjonalnej i prośrodowiskowej o najwyższym poziomie negatywnych wpływów w każdym z trzech wymienionych obszarów (tab. 4.51).

Tabela 4.51. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków wpływających na zdrowie człowieka, jakość ekosystemu i zasoby surowców, z podziałem na etapy materialnego cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Faza cyklu istnienia		Kategoria wpływu			
		Zasoby surowców	Zdrowie ludzkie	Jakość ekosystemu	Cały cykl istnienia łącznie
Wytwarzanie, Pt	Konwencjonalna	$3,18 \cdot 10^0$	$8,27 \cdot 10^0$	$7,86 \cdot 10^{-1}$	$1,22 \cdot 10^1$
	Prośrodowiskowa	$2,33 \cdot 10^0$	$6,44 \cdot 10^0$	$6,09 \cdot 10^{-1}$	$9,38 \cdot 10^0$
Eksplatacja, Pt	Konwencjonalna	$9,78 \cdot 10^1$	$4,08 \cdot 10^1$	$2,84 \cdot 10^0$	$1,41 \cdot 10^2$
	Prośrodowiskowa	$9,27 \cdot 10^1$	$3,86 \cdot 10^1$	$2,69 \cdot 10^0$	$1,34 \cdot 10^2$
Recykling, Pt	Konwencjonalna	$-1,39 \cdot 10^{-1}$	$-3,63 \cdot 10^{-2}$	$-1,15 \cdot 10^{-3}$	$-1,76 \cdot 10^{-1}$
	Prośrodowiskowa	$-1,99 \cdot 10^{-1}$	$-3,43 \cdot 10^{-2}$	$-2,28 \cdot 10^{-3}$	$-2,36 \cdot 10^{-1}$
Cały cykl istnienia łącznie, Pt	Konwencjonalna	$1,01 \cdot 10^2$	$4,90 \cdot 10^1$	$3,62 \cdot 10^0$	$1,53 \cdot 10^2$
	Prośrodowiskowa	$9,48 \cdot 10^1$	$4,50 \cdot 10^1$	$3,30 \cdot 10^0$	$1,43 \cdot 10^2$

W perspektywie całego cyklu istnienia, zarówno w przypadku opony konwencjonalnej, jak i prośrodowiskowej, największy negatywny wpływ na otoczenie mają procesy związane z wydobywaniem surowców kopalnych (66% opona konwencjonalna i prośrodowiskowa) oraz powodujących pogorszenie zdrowia człowieka (32% opona konwencjonalna, 31% opona prośrodowiskowa). Potwierdza to słuszność stwierdzenia, iż należałoby zmienić sposób zasilania silników samochodów osobowych z paliw kopalnych na bardziej proekologiczne, odnawialne źródła energii (tab. 4.52).

Tabela 4.52. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych dla związków wpływających na zdrowie człowieka, jakość ekosystemu i zasoby surowców w cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Wytwarzanie, Pt		Eksplatacja, Pt		Recykling, Pt		Cały cykl istnienia łącznie, Pt	
Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
$1,22 \cdot 10^1$	$9,38 \cdot 10^0$	$1,41 \cdot 10^2$	$1,34 \cdot 10^2$	$-1,76 \cdot 10^{-1}$	$-2,36 \cdot 10^{-1}$	$1,53 \cdot 10^2$	$1,43 \cdot 10^2$

W przypadku substancji mających wpływ na pogorszenie zdrowia człowieka, największa ich ilość w całym cyklu istnienia obu typów opon, jest emitowana do środowiska atmosferycznego i głównie poprzez drogi oddechowe dostaje się do ludzkiego organizmu, wywołując w nim szereg chorób, mogących

nawet zagrażać życiu. W obu przypadkach emisje do atmosfery stanowią 98% wszystkich szkodliwych substancji dostających się do otoczenia (tab. 4.53).

Tabela 4.53. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych w odniesieniu do emisji do środowiska atmosferycznego, wodnego i glebowego w cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej, wpływających na pogorszenie zdrowia człowieka

Oddziaływanie środowiskowe							
Atmosfera, Pt		Woda, Pt		Gleba, Pt		Cały cykl istnienia łącznie, Pt	
Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
$4,76 \cdot 10^1$	$4,39 \cdot 10^1$	$1,46 \cdot 10^0$	$1,14 \cdot 10^0$	-	-	$4,91 \cdot 10^1$	$4,50 \cdot 10^1$

Rozpatrując oddziaływania wpływające bezpośrednio na pogorszenie jakości ekosystemu, dla cyklu istnienia obu typów opon, również emisje niebezpiecznych substancji do środowiska atmosferycznego stanowią największy odsetek, w obu przypadkach równy 98%.

Tabela 4.54. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych w odniesieniu do emisji do środowiska atmosferycznego, wodnego i glebowego w cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej, wpływających na pogorszenie jakości ekosystemu

Oddziaływanie środowiskowe							
Atmosfera, Pt		Woda, Pt		Gleba, Pt		Cały cykl istnienia łącznie, Pt	
Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
$3,37 \cdot 10^0$	$3,07 \cdot 10^0$	$6,65 \cdot 10^{-2}$	$5,22 \cdot 10^{-2}$	$1,04 \cdot 10^{-3}$	$5,09 \cdot 10^{-4}$	$3,44 \cdot 10^0$	$3,12 \cdot 10^0$

Najbardziej energochłonnym etapem cyklu istnienia opon samochodowych jest faza eksploatacji, ze względu na dużą ilość nieodnawialnych paliw kopalnych niezbędnych do wprowadzenia kół samochodu w ruch, tak by opony mogły pełnić swoją funkcję. Opony prośrodowiskowe zapewniają mniejsze zużycie paliwa w porównaniu do opon konwencjonalnych, co przekłada się na oszczędność energii rzędu $1,50 \cdot 10^3$ MJ w ciągu jednego cyklu istnienia. Również na etapie wytwarzania widoczna jest podobna tendencja – wytworzenie jednej opony prośrodowiskowej pozwala na zaoszczędzenie $9,95 \cdot 10^2$ MJ energii w porównaniu do konwencjonalnej opony (tab. 4.55).

Tabela 4.55. Ocena energochłonności etapów materialnego cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej z wykorzystaniem metody CED, z uwzględnieniem typów surowców energetycznych – wyniki charakteryzowania

Surowce energetyczne	Wytwarzanie, MJ eq		Eksploracja, MJ eq		Recykling, MJ eq		Cały cykl istnienia łącznie, MJ eq	
	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
Nieodnawialne	$4,26 \cdot 10^3$	$3,28 \cdot 10^3$	$2,85 \cdot 10^4$	$2,70 \cdot 10^4$	$-3,39 \cdot 10^1$	$-2,71 \cdot 10^1$	$3,28 \cdot 10^4$	$3,03 \cdot 10^4$
Odnawialne	$6,99 \cdot 10^1$	$5,51 \cdot 10^1$	$1,27 \cdot 10^{-1}$	$1,27 \cdot 10^{-1}$	$1,88 \cdot 10^0$	$3,21 \cdot 10^0$	$7,19 \cdot 10^1$	$5,85 \cdot 10^1$
RAZEM	$4,33 \cdot 10^3$	$3,34 \cdot 10^3$	$2,85 \cdot 10^4$	$2,70 \cdot 10^4$	$-3,20 \cdot 10^1$	$-2,39 \cdot 10^1$	$3,28 \cdot 10^4$	$3,04 \cdot 10^4$

Spalanie nieodnawialnych paliw kopalnych podczas eksploatacji opon samochodowych jest nieodłącznie związane z emisją gazów cieplarnianych do atmosfery. Każde działanie mające na celu ich ograniczenie, można uznać za pozytywne w aspekcie ochrony klimatu. Eksploatacja opon prośrodowiskowych pozwala na ograniczenie szkodliwych emisji o $1,19 \cdot 10^2$ kg CO₂ eq w porównaniu do opon konwencjonalnych. Jednakże zamiana konwencjonalnych źródeł energii zasilających samochody na źródła odnawialne, pozwoliłaby na zmniejszenie wielkości negatywnego efektu wywieranego na środowisko w całym cyklu istnienia zarówno konwencjonalnych, jak i prośrodowiskowych opon (tab. 4.56).

Tabela 4.56. Ocena wielkości emisji gazów cieplarnianych na poszczególnych etapach materialnego cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej z wykorzystaniem metody IPCC

Wytwarzanie, Pt		Eksploracja, Pt		Recykling, Pt		Cały cykl istnienia łącznie, Pt	
Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
$3,34 \cdot 10^2$	$2,59 \cdot 10^2$	$2,27 \cdot 10^3$	$2,15 \cdot 10^3$	$-2,12 \cdot 10^0$	$-2,56 \cdot 10^{-1}$	$2,60 \cdot 10^3$	$2,41 \cdot 10^3$

Biorąc pod uwagę wszystkie materialne etapy cyklu istnienia opon konwencjonalnej i prośrodowiskowej, pierwsza z nich wymaga nakładu energetycznego większego o $2,49 \cdot 10^3$ MJ, w porównaniu do drugiej. Miks energetyczny Europy opiera się w dużej mierze na spalaniu konwencjonalnych źródeł energii, zatem większa energochłonność cyklu istnienia opon konwencjonalnej będzie przekładała się bezpośrednio na wielkość negatywnych emisji do środowiska, mających ujemny wpływ nie tylko na jego jakość, ale również na ludzkie życie. Rozważając problematykę oddziaływań środowiskowych występujących w całym cyklu istnienia opon samochodowych widocznym jest, że opona prośrodowiskowa powoduje mniej negatywnych następstw środowiskowych, w porównaniu do opony konwencjonalnej, to jest

o $1,10 \cdot 10^1$ Pt mniej. W przypadku czterech opon będzie to już o $4,40 \cdot 10^1$ Pt mniej, a w perspektywie około 20 mln samochodów osobowych zarejestrowanych w Polsce – $8,80 \cdot 10^8$ mln Pt [127]. Ze względu na efekt skali, negatywny wpływ na środowisko w tym obszarze zmniejszyłoby się zatem o wielkość równą oddziaływaniu prawie 900 tys. Europejczyków na otoczenie w ciągu jednego roku (tab. 4.57).

Tabela 4.57. Wyniki grupowania i ważenia następstw środowiskowych występujących w cyklu istnienia konwencjonalnej i prośrodowiskowej opony samochodowej

Zbilansowana energochłonność, MJeq		Następstwa środowiskowe, Pt	
Konwencjonalna	Prośrodowiskowa	Konwencjonalna	Prośrodowiskowa
$3,28 \cdot 10^4$	$3,04 \cdot 10^4$	$1,54 \cdot 10^2$	$1,43 \cdot 10^2$

5. Porównawcza ekoocena produktów

Na podstawie rozważań zawartych w podrozdziale 4.4. oraz analiz cyklu istnienia opony samochodowej wytwarzanej konwencjonalną technologią oraz opony nowej, tzw. prośrodowiskowej, możliwym było wyznaczenie wskaźników środowiskowej oceny produktu na poszczególnych etapach oraz w całym cyklu istnienia opony nowego typu.

Wskaźnik środowiskowej oceny produktu na etapie wytwarzania ($W_{\dot{S}OPW}$) przyjmuje postać:

$$W_{\dot{S}OPW} = \frac{\sum_{i=1}^{11} N_{\dot{s}rW_{Konw}} - \sum_{i=1}^{11} N_{\dot{s}rW_{Pro\dot{S}r}}}{\sum_{i=1}^{11} N_{\dot{s}rW_{Konw}}} \quad (5.1)$$

gdzie:

$N_{\dot{s}rW_{Konw}}$ – nakłady środowiskowe na etapie wytwarzania opony konwencjonalnej,
 $N_{\dot{s}rW_{Pro\dot{S}r}}$ – nakłady środowiskowe na etapie wytwarzania opony prośrodowiskowej.

$$W_{\dot{S}OPW} = \frac{12,27 \text{ Pt} - 9,40 \text{ Pt}}{12,27 \text{ Pt}}$$

$$W_{\dot{S}OPW} = 0,2339$$

W związku z powyższym należy stwierdzić, że opona prośrodowiskowa generuje o 23,39% mniej negatywnych następstw środowiskowych na etapie wytwarzania w porównaniu z oponą produkowaną w tradycyjny sposób. Przyczyną tego stanu rzeczy jest m.in. mniejsza masa opony prośrodowiskowej (o ok. 25%) powodująca mniejsze zapotrzebowanie na surowce do produkcji oraz zastosowanie częściowo innego rodzaju tworzyw i materiałów.

Wskaźnik środowiskowej oceny produktu na etapie eksploatacji ($W_{\dot{S}OPE}$) przyjmuje postać:

$$W_{\dot{S}OPE} = \frac{\sum_{i=1}^{11} N_{\dot{s}rE_{Konw}} - \sum_{i=1}^{11} N_{\dot{s}rE_{Pro\dot{S}r}}}{\sum_{i=1}^{11} N_{\dot{s}rE_{Konw}}} \quad (5.2)$$

gdzie:

$N_{\dot{s}rE_{Konw}}$ – nakłady środowiskowe na etapie eksploatacji opony konwencjonalnej,

$N_{srE_{pro\acute{s}r}}$ – nakłady środowiskowe na etapie eksploatacji opony prośrodowiskowej.

$$W_{\acute{s}OPE} = \frac{141,46 \text{ Pt} - 134,02 \text{ Pt}}{141,46 \text{ Pt}}$$

$$W_{\acute{s}OPE} = 0,0525$$

Z wyliczeń wynika, że analizowana opona prośrodowiskowa generuje o 5,25% mniej szkodliwych następstw środowiskowych na etapie eksploatacji w porównaniu z oponą wytwarzaną konwencjonalnymi technikami. Na ten wynik przekłada się m.in. inna budowa i masa opony prośrodowiskowej, mniejsze opory toczenia, przez co redukuje się zużycie paliwa (najczęściej pochodzącego ze źródeł konwencjonalnych).

Wskaźnik środowiskowej oceny produktu na etapie recyklingu poeksploatacyjnego ($W_{\acute{s}OPR}$) przyjmuje postać:

$$W_{\acute{s}OPR} = \frac{\sum_{i=1}^{11} N_{srR_{Konw}} - \sum_{i=1}^{11} N_{srR_{Pro\acute{s}r}}}{\sum_{i=1}^{11} N_{srR_{Konw}}} \quad (5.3)$$

gdzie:

$N_{srR_{Konw}}$ – nakłady środowiskowe na etapie recyklingu poeksploatacyjnego opony konwencjonalnej,

$N_{srR_{Pro\acute{s}r}}$ – nakłady środowiskowe na etapie recyklingu opony prośrodowiskowej.

$$W_{\acute{s}OPR} = \frac{-0,18 \text{ Pt} - (-0,24 \text{ Pt})}{-0,18 \text{ Pt}}$$

$$W_{\acute{s}OPR} = -0,3333$$

Powyższy wynik wskazuje, że opona prośrodowiskowa generuje o 33,33% więcej negatywnych następstw środowiskowych na etapie zagospodarowania po zakończeniu eksploatacji w porównaniu z oponą wytwarzaną konwencjonalnie. Spowodowane jest to m.in. mniejszą masą opony prośrodowiskowej, a co za tym idzie – mniejszą ilością tworzyw i materiałów, które można poddać np. recyklingowi.

Wskaźnik środowiskowej oceny produktu w całym cyklu istnienia ($W_{\dot{S}OPLC}$) przyjmuje postać:

$$W_{\dot{S}OPLC} = \frac{\sum_{i=1}^{11} N_{\dot{s}rLC_{Konw}} - \sum_{i=1}^{11} N_{\dot{s}rLC_{Pro\dot{s}r}}}{\sum_{i=1}^{11} N_{\dot{s}rLC_{Konw}}} \quad (5.4)$$

gdzie:

$N_{\dot{s}rLC_{Konw}}$ – nakłady środowiskowe w całym cyklu istnienia opony konwencjonalnej,

$N_{\dot{s}rLC_{Pro\dot{s}r}}$ – nakłady środowiskowe w całym cyklu istnienia opony prośrodowiskowej.

$$W_{\dot{S}OPLC} = \frac{153,55 \text{ Pt} - 143,19 \text{ Pt}}{153,55 \text{ Pt}}$$

$$W_{\dot{S}OPLC} = 0,674$$

Wartość wskaźnika obrazuje, że opona prośrodowiskowa powoduje łącznie o 6,74%, tj. 10,36 Pt mniej szkodliwych następstw środowiskowych w całym cyklu istnienia w porównaniu do opony wytwarzanej konwencjonalną technologią.

Reasumując przeprowadzone powyżej wyliczenia i przekładając je na wartości porównawcze dla przyjętej jednostki (miana), zgodnie z definicją (Pt), wprowadzenie/zastosowanie analizowanej w monografii opony samochodowej, tzw. prośrodowiskowej pomniejszy w całym cyklu istnienia obciążenie środowiskowe o wartość porównywalną z obciążeniem środowiska generowanym przez 0,01036 jednostek osobowych (Europejczyków) w porównywalnym czasie. Przeliczając na wartości uwzględniające jednostki pojazdowe (cztery opony) otrzymuje się równowartość pomniejszenia negatywnego oddziaływania na poziomie zanieczyszczeń generowanych przez 0,0414 jednostek osobowych (Europejczyków). Mając na uwadze efekt skali i ogólną ilość zarejestrowanych samochodów osobowych w Polsce w 2019 roku – 24.360.166 szt., wg danych CEPiK (Centralna Ewidencja Pojazdów i Kierowców) [127], tj. w przeliczeniu na ilość opon – 97,44 mln szt., przyjmując jako wartość porównawczą oponę analizowaną, wartość negatywnego oddziaływania na środowisko w wyniku zastosowania prośrodowiskowych opon, w rozpatrywanym obszarze i porównywalnym czasie, zmniejszyłaby się o wielkość równą negatywnego oddziaływania na środowisko wszystkich mieszkańców Polski (38,383 mln na koniec 2019 roku) [128] w ciągu około 9 dni.

6. Podsumowanie

W pracy przeprowadzono środowiskową analizę porównawczą cyklu istnienia dwóch typów opon: wytwarzanej w sposób konwencjonalny oraz tzw. opony prośrodowiskowej. Badania zostały wykonane zgodnie ze współcześnie obowiązującymi standardami procedury LCM (zarządzanie cyklem istnienia). Dzięki wykonaniu energetyczno-prośrodowiskowej analizy całego cyklu istnienia opon samochodowych, możliwa była identyfikacja obszarów o największym szkodliwym wpływie na otoczenie, procesów użytkowych, wytwórczych jak i samego produktu.

Możliwość zarządzania cyklem istnienia opon samochodowych, nie tylko pod względem ekonomicznym, ale również z uwzględnieniem kryterium środowiskowego, rozumianego jako szereg oddziaływań obiektów technicznych na jakość środowiska naturalnego, zdrowie człowieka i zasoby surowców, ma szczególnie znaczenie dla rozwoju budowy i eksploatacji maszyn. Za podjęciem, przeprowadzonego w pracy, naukowego wyzwania przemawia chociażby skala problemu – ponad 20 milionów zarejestrowanych tylko w samej Polsce samochodów osobowych. W kontekście zasad zrównoważonego rozwoju, prośrodowiskowego projektowania i eksploatacji, oddziaływanie przyjętego obiektu badań i analiz na otoczenie jest równie ważnym przymiotem, jak jego trwałość, niezawodność czy funkcjonalność.

W ramach podjętych działań naukowych uporządkowano fachową wiedzę oraz opracowano zorientowaną środowiskowo metodę analizy porównawczej cyklu istnienia opony samochodowej wytwarzanej w sposób konwencjonalny oraz produktu prośrodowiskowego, tj. kompozytowo-krzemionkowego, zgodnie z zasadami LCM.

Realizacja pracy pozwoliła na wykazanie, iż na skutek identyfikacji głównych źródeł negatywnych oddziaływań możliwym jest zaproponowanie sposobów minimalizacji tych wpływów w cyklu istnienia opon samochodowych różnego typu, tak aby równocześnie wyeliminować niekorzystne zależności między poszczególnymi aspektami oddziaływań.

Faza eksploatacji w przypadku obu typów opon generuje najwięcej negatywnych następstw środowiskowych (łącznie: opona konwencjonalna: $1,41 \cdot 10^2$ Pt, opona prośrodowiskowa: $1,34 \cdot 10^2$ Pt). Maksymalny wpływ na kształtowanie się tej wielkości ma wykorzystywanie konwencjonalnych paliw kopalnych do zasilania samochodów, co wiąże się z szeregiem negatywnych oddziaływań na otoczenie. Zmiana sposobu zasilania silników, uwzględniająca innowacyjne rozwiązania wykorzystujące np. alternatywne, odnawialne źródła energii, umożliwiłaby ograniczenie szkodliwych skutków etapu eksploatacji opon samochodowych obu typów.

Kategoriami wpływu powodującymi największą ilość negatywnych następstw dla środowiska w cyklu istnienia opony konwencjonalnej

i próśrodoewiskowej były: procesy związane z wydobywaniem paliw kopalnych (łącznie $1,01 \cdot 10^2$ Pt dla opony konwencjonalnej i $9,48 \cdot 10^1$ Pt dla próśrodoewiskowej), emisje związków nieorganicznych powodujących choroby układu oddechowego (łącznie $3,33 \cdot 10^1$ Pt dla opony konwencjonalnej i $3,07 \cdot 10^1$ Pt dla próśrodoewiskowej), emisje związków powodujących zmiany klimatu (łącznie $1,42 \cdot 10^1$ Pt dla opony konwencjonalnej i $1,31 \cdot 10^1$ Pt dla próśrodoewiskowej) oraz emisje związków powodujących zakwaszenie/eutrofizację (łącznie $0,32 \cdot 10^1$ Pt dla opony konwencjonalnej i $0,30 \cdot 10^1$ Pt dla próśrodoewiskowej). Poziom negatywnych oddziaływań w stosunku do otoczenia, odnotowany we wszystkich wymienionych kategoriach, był warunkowany przede wszystkim stopniem wpływu na środowisko związanym ze spalaniem paliw kopalnych podczas eksploatacji samochodów. Współcześnie niezbędnym jest pozyskanie stosunkowo dużej ilości nieodnawialnych źródeł energii, których wydobywanie, przetworzenie oraz wykorzystanie skutkuje emisjami wielu niebezpiecznych substancji, w tym powodujących choroby układu oddechowego, pogłębiających zmiany klimatu czy wpływających na zwiększenie zakwaszenia lub eutrofizacji środowiska. Z roku na rok wydobywanie np. każdej kolejnej baryłki ropy naftowej, wiąże się z coraz większymi nakładami energetycznymi i wyższym negatywnym oddziaływaniem na otoczenie (więcej ropy jest zużywane aniżeli odkrywane, sięga się również po coraz trudniej dostępne zasoby, m.in. piaski roponośne).

Etap eksploatacji stanowi zatem fazę cyklu istnienia opon o najwyższym poziomie negatywnego wpływu na zdrowie człowieka, jakość środowiska oraz wyczerpywanie zasobów surowców nieodnawialnych. W przypadku opony konwencjonalnej i próśrodoewiskowej, maksymalny poziom negatywnych następstw środowiskowych odnotowano dla wcześniej wspomnianych procesów związanych z wydobywaniem surowców kopalnych oraz związane z nimi emisje, które powodują pogorszenie zdrowia ludzi.

Największe znaczenie w obszarze oddziaływania na zdrowie człowieka ma emisja tlenu i dwutlenku siarki oraz dwutlenku azotu, które stanowią konsekwencję wykorzystywania konwencjonalnych źródeł energii podczas eksploatacji samochodów. Dodatkowo, emisje dwutlenku azotu oraz tlenu siarki w najwyższym stopniu powodują także obniżenie jakości środowiska (wśród wszystkich analizowanych substancji w tym obszarze). Ogólnie rzecz biorąc, najwyższy poziom destrukcyjnych emisji odnotowano do środowiska atmosferycznego (96% wszystkich emisji w cyklu istnienia opony konwencjonalnej, 98% – próśrodoewiskowej).

Eksploatacja opon próśrodoewiskowych (cechujących się mniejszymi oporami toczenia, a przez to mniejszym zużyciem paliwa), pozwala na ograniczenie emisji gazów cieplarnianych o $1,19 \cdot 10^2$ kg CO₂ eq w porównaniu do opon konwencjonalnych.

Najbardziej energochłonnym etapem cyklu istnienia opon samochodowych również jest faza eksploatacji. Opony próśrodoewiskowe, tak jak już wspomniano

– pozwalają na mniejsze zużycie paliwa w porównaniu do konwencjonalnych ($1,50 \cdot 10^3$ MJ mniej w ciągu jednego cyklu istnienia). Z kolei wytworzenie jednej opony prośrodowiskowej pozwala na zaoszczędzenie $9,95 \cdot 10^2$ MJ energii w porównaniu do konwencjonalnej. Oprócz mniejszych oporów toczenia, w oponach prośrodowiskowych wykorzystywane są rozwiązania eko innowacyjne – stosowane są surowce odnawialne, np. część gumy otrzymywana jest z rośliny *Guayule* zamiast z tradycyjnego kauczukowca. Surowce kopalne są natomiast zastępowane odnawialnymi materiałami, m.in. część syntetycznej gumy z ropy naftowej jest wytwarzana z butadienu produkowanego na bazie bioetanolu, a wypełniacze (zamiast wytwarzania wyłącznie z ropy naftowej lub węgla) są w pewnym stopniu produkowane z tłuszczów i olejów roślinnych. Inny przykład może stanowić otrzymywanie krzemionki z niejadalnej łuski ryżu, która jest obecnie najczęściej przeznaczana do spalania.

Punkt wyjścia do realizacji wykorzystanej w pracy metody LCM stanowiła zatem szczegółowa ekologiczno-energetyczna ocena cyklu istnienia obiektów badań obejmująca modele Ekowskażnik 99, CED i IPCC. Poprawność i słuszność zastosowania przyjętych metod, została potwierdzona poprzez osiągnięte wyniki, a skuteczny dobór przyjętego postępowania badawczo-naukowego potwierdza zaproponowany sposób dostosowania metodyki ekobilansowania do potrzeb zarządzania cyklem istnienia opon samochodowych różnego typu. Otrzymane efekty naukowe pozwalają wyciągnąć wnioski o charakterze ogólnym:

- 1) możliwa jest analiza porównawcza dwóch i więcej obiektów spełniających te same funkcje zarówno w zakresie całego cyklu istnienia, poszczególnych jego etapów (wytwarzanie, eksploatacja, zagospodarowanie po zakończeniu eksploatacji) oraz wybranych obszarów (3 obszary oddziaływania, 11 kategorii wpływu, szereg poszczególnych związków chemicznych), co pozwala na kompleksową identyfikację i ocenę energetyczno-ekologiczną;
- 2) wykonalnym jest wskazanie obszarów o największym negatywnym wpływie na środowisko, a co za tym idzie, wskazanie możliwości zminimalizowania niekorzystnych wpływów analizowanych obiektów;
- 3) możliwym jest określenie sposobów i etapów, gdzie niezbędną staje się ingerencja w cykl istnienia obiektu badań, celem uzyskania zadowalających rezultatów w zakresie poprawy jakości środowiska, zdrowia ludzi i zmniejszenia wyczerpywania zasobów surowców;
- 4) przeprowadzenie analizy jest możliwe zawsze, jedyny warunek stanowi zgromadzenie odpowiedniego zbioru danych ilościowych, jakościowych i energetycznych na temat poszczególnych faz cyklu istnienia obiektów analiz;
- 5) ze względu na rekurencyjność procedury przedstawionej w pracy, możliwym i celowym jest wprowadzanie do niej w przyszłości kolejnych

iteracji, celem osiągnięcia coraz lepszych rezultatów w obszarze minimalizacji negatywnych oddziaływań obiektów badań na otoczenie.

Otrzymane efekty pracy możliwe są do praktycznego wykorzystania. Zakres ich potencjalnej aplikacji obejmuje przede wszystkim projektantów, konstruktorów, wytwórców oraz podmioty wdrażające na rynek opony samochodowe różnego typu, a w szerszej perspektywie – również inne obiekty techniczne.

Autorski wskaźnik środowiskowej oceny produktu w całym cyklu istnienia (W_{SOPLC}) pozwala na szybką ocenę wielkości negatywnych następstw środowiskowych zarówno w całym cyklu, jak i w poszczególnych jego fazach. Stanowi nowe, łatwe w użyciu narzędzie wspomagające zarządzanie cyklem istnienia nie tylko opon samochodowych, ale i innych obiektów technicznych. Uniwersalność zastosowań, uzyskiwanie konkretnych, porównywalnych wyników liczbowych oraz uwzględnianie bardzo szerokiego spektrum oddziaływań cyklu istnienia danego obiektu na otoczenie, sprawiają, że jest on również ekoinnowacyjnym narzędziem, wpisującym się w główne założenia zrównoważonego rozwoju.

Jeden z kluczowych elementów procesów zarządzania cyklem istnienia, powinno stanowić myślenie w kategoriach środowiskowego ulepszania wszystkich jego faz. W cyklu istnienia danego obiektu poszukuje się szczególnie istotnych oddziaływań. Porównanie rozpatrywanych rozwiązań wymaga przeprowadzenia dokładnych analiz ilościowych. Siłą ekologiczno-energetycznego zarządzania cyklem istnienia jest kwantyfikacja, która winna zostać utrzymana nawet podczas przyszłego poszerzania analizy o inne aspekty. Jeżeli zaproponowana procedura zarządzania cyklem istnienia opon samochodowych zostanie skierowana do projektantów, konstruktorów i producentów, możliwym będzie skomercjalizowanie wyników pracy w formie usługi doradczej przeznaczonej dla firm wykazujących zainteresowanie zwiększaniem konkurencyjności przez wprowadzenie innowacji w rozwoju swoich produktów. Rozsądne upraszczanie procedury LCM zwiększa dostępność tego rodzaju usług, w szczególności dla średnich i małych przedsiębiorstw.

Ekoinnowacje stanowią istotny element środowiskowych, ekonomicznych, a także społecznych wyzwań współczesnych systemów gospodarczych. Ogromne znaczenie ma zatem wprowadzenie nowoczesnych rozwiązań, które mogą opierać się na zasobach odnawialnych. Przejście z technologii tradycyjnych na środowiskowe jest procesem złożonym, który nierzadko wiąże się z wieloma barierami, m.in. ekonomicznymi. Wsparcie finansowe udzielane innowacyjnym przedsiębiorstwom jest niedostateczne, niezbędne jest zatem zwiększenie inwestycji prywatnych w badania naukowe w całej Europie. Szczególną uwagę należałoby poświęcić współpracy między sektorem naukowym i przemysłowym. Z tego względu aby sprostać wyzwaniu dążącemu do zrównoważonego rozwoju należałoby zwiększyć efektywność środowiskową

produktów na każdym etapie ich cyklu istnienia, na stymulowaniu popytu do tworzenia coraz lepszych produktów oraz usprawniania technologii produkcji. Aby dążyć do zrównoważonego rozwoju firmy motoryzacyjne powinny stale poszukiwać takich rozwiązań, dzięki którym samochody mogłyby być bardziej przyjazne dla środowiska. Dzięki wykonaniu podzespołów opony z materiałów przetwarzalnych obniża się zużycie paliwa, a także emisję szkodliwych substancji do atmosfery. Rosnąca świadomość ekologiczna społeczeństwa przyciąga klientów, którzy chcą jeździć autami oszczędniejszymi, ale też coraz częściej zwracają oni również uwagę na kwestie związane z ekologią. Koncerny wytwarzające opony prześcigają się w produkcji opon, które np. wykorzystują coraz mniej surowców ropopochodnych, a więcej pochodzących ze źródeł odnawialnych. Opony prośrodowiskowe mają za zadanie wpłynąć podczas jazdy na zmniejszenie oporów toczenia samochodu osobowego. Ponadto opony prośrodowiskowe są lżejsze od normalnego ogumienia, co zmniejsza wagę całego koła o ok. 5%. Cechy te sprawiają, że pojazd z ogumieniem wytwarzanym nową technologią spala mniej paliwa. Przekłada się to również na niższą emisję szkodliwych substancji do atmosfery. Kolejną zaletą ogumienia prośrodowiskowego, która wynika z niższych oporów toczenia, jest mniejszy hałas generowany przez opony. Znacznie poprawia to komfort podróżowania, a także ma również pozytywny wpływ na środowisko, gdyż hałas także traktowany jest jako zanieczyszczenie.

Niezwykle ważne jest przekazywanie praktykom pełnych, a zarazem zrozumiałych wytycznych w obszarze zasad prowadzenia analiz zarządzania cyklem istnienia, prezentacji oraz interpretacji otrzymanych wyników. Przygotowanie przewodnika zawierającego zasady opracowania oraz raportowania wyników przeprowadzonych analiz cyklu istnienia, jak i efektów zarządzania cyklem istnienia, zgodnie z modelem zaproponowanym w monografii, jest jedną z propozycji wykorzystania efektu niniejszej pracy naukowej w praktyczny sposób. Istotną kwestią jest także dalsze rozwijanie metody ekologiczno-energetycznego zarządzania cyklem istnienia opon samochodowych, ale i innych obiektów technicznych ze szczególnym naciskiem na aspekty środowiskowe. Ponadto, powinno trwać dalsze poszukiwanie odpowiedzi na pytanie na którym etapie dalsze doskonalenie danego obiektu jest już nieefektywne, jeżeli nie zostaną zastosowane rozwiązania o nowym, innowacyjnym charakterze, który przyczyni się do zdecydowanego obniżenia wielkości szkodliwych wpływów generowanych przez analizowany obiekt. Powinna zatem zostać podniesiona kwestia roli eko-innowacji w kształtowaniu i zarządzaniu cyklem istnienia opon samochodowych różnego typu oraz innych obiektów technicznych.

Bibliografia

- [1] Kłos Z., Kasprzak J., Kurczewski P., *Koncepcja, kształtowanie i ocena cyklu życia urządzeń technicznych*, Problemy Eksploatacji, 2012, 1, 187–199.
- [2] Bałdowska-Witos P., Tomporowski A., Kruszelnicka W., Idzikowski A., Markowska K., *Evaluation of the quality of the production process PET bottles*, Quality Production Improvement QPI, 2019, 1, 495–502.
- [3] Merkisz J., Merkisz-Guranowska A., Daszkiewicz P., *Silnikowe metody ograniczające emisje toksycznych składników spalin i zużycia paliwa współczesnych samochodów*, Logistyka, 2014, 4, 7323–7331.
- [4] Jones E., Harrison D., McLaren J., *Managing Creative Eco-Innovation, Structuring Outputs from Ecoinnovation Projects*, The Journal of Sustainable Project Design, 2001, 1, 27–39.
- [5] Węgrzyn G., *Ekoinnowacje w Polsce na tle krajów Unii Europejskiej*, Ekonomia i Środowisko, 2013, 3, 138–148.
- [6] Piasecka, I.; Bałdowska-Witos, P.; Piotrowska, K.; Tomporowski, A. *Eco-Energetical Life Cycle Assessment of Materials and Components of Photovoltaic Power Plant*, Energies, 2020, 13, 1385.
- [7] Małuszyńska I., Bielecki B., Wiktorowicz A., Małuszyński M.J., *Recykling pojazdów wycofanych z eksploatacji jako metoda ograniczająca ilość odpadów niebezpiecznych w środowisku*, Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, 2011, 48, 366.
- [8] d'Obyrn K., Brzeska J., *Wybrane problemy recyklingu pojazdów samochodowych*, Czasopismo Techniczne. Środowisko, 2005, R. 102, 16Ś, 75–92.
- [9] Parasiewicz W., Pyskło L., Magryta J.: *Poradnik – Recykling zużytych opon samochodowych*, Instytut Przemysłu Gumowego „Stomil”. Piastów, 2005.
- [10] Rzymiski M.W., *Kauczuk naturalny: nieco historii, stan obecny i perspektywy. Wybrane zagadnienia*, Elastomery, 2013, 17, 12–20.
- [11] Merkisz-Guranowska A., Kiciński M., *Wielokryterialna ocena systemów recyklingu pojazdów wycofanych z eksploatacji*, Prace Naukowe Politechniki Warszawskiej, 2017.

- [12] Merkisz-Guranowska A., *Ocena skutków regulacji prawnych wynikających z nowelizacji Ustawy o recyklingu pojazdów wycofanych z eksploatacji*, PWE, Poznań 2013.
- [13] Kasner R., Piasecka I., Piotrowska K., Tomporowski A., *Zastosowanie metody CML do oceny wpływu na środowisko wybranych środków transportu łopat elektrowni wiatrowych*, Logistyka, 2015, 3, 2102–2108.
- [14] Kłos Z., *Environmental Evaluation of technical objects – contexts*, Journal of Mechanical and Transport Engineering, 2018, 24, 2268–2271.
- [15] Chu C.H., Song M.C., Luo V.C., *Computer aided parametric design for 3D tire mold production*, Computers in Industry, 2006, 57, 11–25.
- [16] Legutko S., *Ekologia maszyn*, Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej, Poznań 2007.
- [17] Flizikowski J., *Projektowanie środowiskowe maszyn*, Wydawnictwa Uczelniane ATR, Bydgoszcz 1998.
- [18] Koishi M., Govindjee S., *Inverse design methodology of a tire*, Tire Science and Technology, 2001, 29, 155–173.
- [19] Ivan G., *Some aspects of tire impact on environment: production, service and recycling*, Elastomery, 2002, 4/5, 24–38.
- [20] Sekhar G.C., Anjaneyulu B., Rao K.K., Rao, G.N., *Design and Analysis of Four Wheeler Airless Tire*, International Journal of Engineering Science, 2016, 6, 3365–3379.
- [21] Periasamy K., Vijayan S., *Design and development of air-less car tire*, International Journal of Advances in Engineering & Technology, 2014, 7, 1312–1317.
- [22] Lebreton B., Tuma A., *A quantitative approach to assessing the profitability of car and truck tire manufacturing*, International Journal of production economics, 2006, 2, 639–652.
- [23] Ferrer G., *The economics of tire manufacturing*, Conservation and Recycling, 2007, 4, 221–225.
- [24] Gursel A., Akca E., Sen N., *A Review on Devulcanization of Waste Tire Rubber*, Periodicals of Engineering and Natural Sciences, 2018, 6, 154–160.
- [25] Gratkowski M.T., *Burning characteristics of automotive tires*, Fire Technology, 2014, 2, 379–391.
- [26] Lopera Perez J.C., Kwok C.Y., Senetakis K., *Effect of rubber size on the behavior of sand-rubber mixtures: A numerical investigation*, Computers and Geotechnics, 2016, 1, 199–214.

- [27] Imbernon L., Norvez S., *From landfilling to vitrimer chemistry in rubber life cycle*, European Polymer Journal, 2016, 9, 347–376.
- [28] <https://www.michelinearthmover.com> – [dostęp: 6.03.2020]
- [29] Bokhari A., Chuaha L.F., Yusup S., Klemeš J.J., Akbar M.M., Kamil R.N.M., *Cleaner production of rubber seed oil methyl ester using a hydrodynamic cavitation: optimization and parametric study*, Journal of Cleaner Production, 2016, 4, 31–41.
- [30] Phattharachindanuwoong C., Hansupalak N., Jantawatchai K., Warakulwit C., Plank J., Chisti Y., *Production and characterization of hierarchical porous silica made using natural rubber as template: effects of the template removal methods, the pH of production, and the natural rubber sources*, Chemical Engineering Research and Design, 2016, 8, 273–283.
- [31] Azimov Y., Gilmanshin I., Gilmanshina S., *Modern technologies of waste utilization from industrial tire production*, In IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, 2016, 134, 012003.
- [32] Kannan D., Diabat A., Shankar K.M., *Analyzing the drivers of end-of-life tire management using interpretive structural modeling (ISM)*, The International Journal of Advanced Manufacturing Technology, 2014, 9, 330–347.
- [33] Rzeźnik C., Grześ Z., *Structural materials in agricultural machines*, Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering, 2017, 2, 100–103.
- [34] <https://www.oponeo.pl/> – [dostęp: 10.06.2020]
- [35] Czerczak S., Sokal J.A., Jędrychowski R., *Szkodliwość substancji i technologii chemicznych stosowanych w produkcji opon samochodowych*, Zeszyt Studia i Materiały Monograficzne IMP, Łódź 2006.
- [36] Rogaczewska T., Ligocka D., *Occupational exposure to coal tar pitch volatiles, benzo(a)pyrene and dust in tire production*, International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health, 1994, 4, 379–386.
- [37] Wilczyńska U., Szadkowska-Stańczyk I., Szeszenia-Dąbrowska N., Sobala W., Strzelecka A., *Cancer mortality in rubber tire workers in Poland*, International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health, 2001, 14, 115–125.

- [38] Udara S.P.R. Arachchige, Sithari G.M, Thalagahawaththa. T.G.A.H.R, Tharakie G.M, Tharuka K.V.H, *Environmental Pollution By Tire Manufacturing Industry*, International Journal Of Scientific & Technology Research, 2019, 8, 80–81.
- [39] Kindt P., Vercammen S., Bianciardi F., *Tire/road noise – characterization and potential further reductions of road traffic noise*, In Proceedings of the 45th International Congress and Exposition on Noise Control Engineering Internoise, 2016.
- [40] Ejsmont J., Świczko-Żurek B., Ronowski G., *Opór toczenia opon samochodowych*, Magazyn Autostrady, 2014, 7, 38–42.
- [41] Świczko-Żurek B., Ronowski G., Ejsmont J., *Tyre rolling resistance and its influence on fuel consumption*, Combustion Engines, 2017, 1, 62–67.
- [42] Von Meier A., Van Blokland G.J., Descornet G., *The influence of texture and sound absorption on the noise of porous road surfaces*, International Symposium on Road Surface Characteristics, Berlin, 2002.
- [43] Alexandre J-Ph., Barde C., Lamure, Langdong F.J., *Road Traffic Noise*, Applied Science Publishers, London, 69–71.
- [44] Burdzik R., Konieczny Ł., *Research into noise emissions by a car combustion engine exhaust system*, Zeszyty Naukowe Akademii Marynarki Wojennej, 2011, 1, 7–12.
- [45] Stańczak-Strząska M., *Ochrona środowiska w transporcie*, Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Kraków 2007.
- [46] Burdzik R., *Badania wpływu ciśnienia w ogumieniu na hałas generowany przez opony samochodowe*, Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, Seria Transport, 2013, 78, 13–18.
- [47] Gardziejczyk W., *Przegląd i analiza porównawcza metod badania hałaśliwości nawierzchni drogowych*, Magazyn Autostrady, 2011, 1-2, 24–31.
- [48] Burdzik R., *Stanowiskowe badania hałaśliwości opon*, Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, Seria Transport, 2012, 77, 13–20.
- [49] Ejsmont J., Taryma S., *Tire rolling resistance measurements on the road and in the laboratory*, Tire Technology International, The Annual Review of Tire Materials and Tire Manufacturing Technology, 2008.
- [50] Flizikowski J., Tomporowski A., Antczak M., *Energia odnawialna i emisje w transporcie*, Inżynieria i Aparatura Chemiczna, 2014, 2, 69–71.

- [51] Tomporowski A., Piasecka I., Kruszelnicka W., Ropińska P., *Analiza wpływu dużej siłowni wiatrowej na zdrowie człowieka*, Ekologia i Technika, 2015, 3, 153–158.
- [52] Tomporowski A., Flizikowski J., Wełnowski J., Najzarek Z., Topoliński T., Kruszelnicka W., Piasecka I., Śmigiel S., *Regeneracja odpadów gumowych z zastosowaniem inteligentnego systemu rozdrabniania*, Przemysł Chemiczny, 2018, 10, 1659–1663.
- [53] Wojciechowski A., Michalski R., Kamińska E., *Wybrane metody zagospodarowania zużytych opon*, Polimery, 2011, 9, 656–660.
- [54] Gronowicz J., Kubiak T., *Recykling zużytych opon samochodowych*, Problemy Eksploatacji, 2007, 2, 5–18.
- [55] Adhikari B., Maiti D.S., *Reclamation and recycling of waste rubber*, Progress in Polymer Science, 2000, 7, 909–948.
- [56] Fang Y., Zhan M., Wang Y., *The status of recycling of waste rubber*, Materials and Design, 2001, 2, 123–128.
- [57] Osiński J., Zach P., *Wybrane zagadnienia recyklingu samochodów*, WKiŁ, Warszawa 2006.
- [58] Rajan V.V., Dierkes W.K., Joseph R., Noordermeer J.W.M., *Science and technology of rubber reclamation with special attention to NR-based waste latex products*, Progress in Polymer Science, 2006, 9, 811–834.
- [59] Fukumori K., Matsushita M., Okamoto H., Sato N., Suzuki Y., Takeuchi K., *Recycling technology of tire rubber*, JSAE Review, 2002, 2, 259–264.
- [60] Mathew G., Singh R.P., Nair N.R., Thomas S., *Recycling of natural rubber latex waste and its interaction in epoxidases natural rubber*, Polymer, 2001, 5, 2137–2165.
- [61] Sybilski D., *Zastosowanie odpadów gumowych w budownictwie drogowym*, Przegląd Budowlany, 2009, 5, 37–44.
- [62] Amari T., Themelis N.J., Wernick I.K., *Resource recovery from used rubber tires*, Resources Policy, 2009, 3, 179–188.
- [63] Ladra T., *Recykling opon. Cz. II Technologie recyklingu zużytych opon*, Recykling, 2009, 2, 20–22.
- [64] Horodecka R., Kalabińska M., Piłat J., Radziszewski P., Sybilski D., *Wykorzystanie zużytych opon samochodowych w budownictwie drogowym*, IBDiM, zeszyt 54, Warszawa 2002.

- [65] Jurczak R., *Badania i ocena wpływu granulatu gumowego na właściwości betonu asfaltowego*, Izolacje, 2010, 3, 27–29.
- [66] Koba H., Skotnicki Ł., Szydło A., *Właściwości asfaltu modyfikowanego gumą – praktyczne wykorzystanie*, Drogownictwo, 2010, 11, 378–382.
- [67] Bignozzi M.C., Sandrolini F., *Tire rubber waste recycling in self-compacting concrete*, Cement and Concrete Research, 2006, 4, 375–379.
- [68] Sunthonpagasit N., Duffey M.R., *Scrap tires to crumb rubber: feasibility analysis for processing facilities*, Resources, Conservation and Recycling, 2004, 4, 281–299.
- [69] Miranda, M., Cabrita I., Pinto F., Gulyurtlu I., *Mixtures of rubber tyre and plastic wastes pyrolysis: A kinetic study*, Energy, 2013, 58, 270–282.
- [70] Seidelt S., Müller-Hagedorn M., Bockhorn H., *Description of tire pyrolysis by thermal degradation behaviour of main components*, Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 2006, 1, 11–18.
- [71] Formela K., Bogucki M., Stasiek A., Cysewska M., Haponiuk J.T., *Charakterystyka procesu ciągłej dewulkanizacji termomechanicznej odpadów gumowych z zastosowaniem metod doświadczalnych*, Przemysł Chemiczny, 2013, 3, 342–346.
- [72] Wu B., Zhou M.H., *Recycling of waste tire rubber into oil absorbent*, Waste Management, 2009, 1, 355–359.
- [73] Chen F., Qian J., *Studies of the thermal degradation of waste rubber*, Waste Management, 2003, 6, 463–470.
- [74] Sharma V.K., Fortuna F., Mincarini M., Berillo M., Cornacchia G., *Disposal of waste tires for energy recovery and safe environment*, Applied Energy, 2000, 65, 381–394.
- [75] Wojtan M., *Odzysk energetyczny zużytych opon w przemyśle cementowym*, Zarządzanie gospodarką odpadami, PZiTŚ, Poznań 2009.
- [76] Councell T.B., Duckenfield K.U., Landa E.R., Callender E., *Tire-Wear Particles as a Source of Zinc to the Environment*, Environmental Science and Technology, 2004, 38, 4206–4214.
- [77] Flizikowski J., Sadkiewicz J., *Structural analysis of the extruder screw plasticizing system*, Polimery, 2015, 6, 402–410.
- [78] Dick J.S., *Rubber Technology. Compounding and Testing for Performance*, Hanser Publishers, Hanser Gardner Publications, USA, Cincinnati 2001.

- [79] Kozłowska B., Kawełczyk D., *Gospodarka zużytymi oponami w Polsce*, Zakład Poligraficzny Moś-Łuczak sp. j., Poznań 2010.
- [80] Piasecka I., Tomporowski A., Piotrowska K., *Środowiskowa analiza wybranych możliwości zagospodarowania poużytkowego opon samochodowych*, Przemysł Chemiczny, 2018, 10, 1649–1653.
- [81] Hunkeler, D., Lichtenvort, K., & Rebitzer, G. *Environmental life-cycle costing*, Boca Raton, FL: CRC Press, USA 2007.
- [82] Brezet H., Rocha C., *Towards a model for product-oriented environmental management systems*, Greenleaf-Publishing, Sheffield, UK 2000.
- [83] Holme R., Watts P., *Corporate Social Responsibility: Making good business sense*, The World Business Council for Sustainable Development, Geneva 2000.
- [84] Hunkeler D., Saur K., Stranddorf H., Rebitzer G., Finkbeiner M., Schmidt W.P., Jensen A.A., Christiansen K., *Life Cycle Management*, SETAC Press, Pensacola, Florida, USA 2003.
- [85] Rebitzer G., Loerincik Y., Jolliet O., *Input-Output Life Cycle Assessment: From Theory to Applications*, The International Journal of Life Cycle Assessment, 2002, 7, 174–176.
- [86] Rebitzer G., Seuring S., *Methodology and Application of Life Cycle Costing*, Springer, International Journal of Life Cycle Assessment, 2003, 8, 110–111.
- [87] Treloar G.J., Love E.D., *A Hybrid Life Cycle Assessment Method for Construction*, Construction Management & Economics, 2000, 18, 5–9.
- [88] Heijungs, R. Ten easy lessons for good communication of LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 2014, 19, 3, 473–476.
- [89] Lewandowska A., *LCA. Środowiskowa ocena cyklu życia produktu na przykładzie wybranych typów pomp przemysłowych*, Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej w Poznaniu, Poznań 2006.
- [90] ISO 14040: *Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*.
- [91] ISO 14044: *Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines*.
- [92] Rebitzer G., Hunkeler D., *Life Cycle Costing in LCM: Ambitions, Opportunities and Limitations. Discussing a Framework*, The International Journal of Life Cycle Assessment, 2003, 8, 109–110.

- [93] Pesonen H.L., Ekvall T., Fleischer G., Huppes G., Jahn C., Klos Z.S., Rebitzer G., Sonnemann G.W., Tintinelli A., Weidema B.P., Wenzel H., *Framework for Scenario Development in LCA*, The International Journal of Life Cycle Assessment, 2000, 5, 21–30.
- [94] Bergson J., Lave L., *A Life Cycle Analysis of Electricity Generation Technologies: Health and Environmental Implications of Alternative Fuels and Technologies*, Carnegie Mellon Electricity Industry Centre, 2002.
- [95] Guinée J., Heijungs R., Huppes G., 2001: *Developing an LCA guide for decision support*, Environmental Management and Health, 12, 301–311.
- [96] Lewandowska A., Matuszak-Flejszman A., *Eco-design as a normative element of Environmental Management Systems—the context of the revised ISO 14001: 2015*, The International Journal of Life Cycle Assessment, 2014, 19, 1794–1798.
- [97] Charles A., Carter A., *Study on different types of Environmental Labelling. Proposal for an Environmental Labelling Strategy*. DG Environment, European Commission, 2000.
- [98] Guinée J.B., Gorree M., Heijungs R., Huppes G., Kleijn R., Koning A., Oers L., Sleswijk A.W., Suh S., Udo H.A., Bruij H., Duin R., Huijbregts A.J., Lindeijer E., Roorda A.H., Ven B.L., Weidema B.P., *Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standards. Guide*, Part 1-3, VROM-DGM and CML Final Report, The Netherlands, 2001.
- [99] Singh A., Deepak P., Olsen S.I., *Life Cycle Assessment of Renewable Energy Sources*, Green Energy and Technology, Springer-Verlag London 2013.
- [100] Curran M.A., *Life Cycle Assessment: Principles and Practice*, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio 2006.
- [101] Guinée J., *Handbook on Life Cycle Assessment*, Operational Guide to the ISO Standards, Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, Leiden, Netherlands 2002.
- [102] Frankl P., *Life Cycle Assessment of Renewables: Present Issues, Future Outlook and Implications for the Calculation of External Costs, Externalities and Energy Policy*, The Life Cycle Analysis Approach Workshop Proceedings, Paris 2005.

- [103] Hauschild M., Pennington D., *Indicators for ecotoxicity in life cycle assessment*, SETAC Press, Pensacola, Florida 2002.
- [104] Goedkoop M., Oele M., Leijting J., Ponsioen T., Meijer E., *Introduction into LCA with SimaPro*, SimaPro User Manual, PréConsultants, 2016.
- [105] Saouter E., Hoof G., Pittinger C.A., Feijtel C.J., *The Effect of Compact Formulations of the Environmental Profile of Northern European Granular Laundry Detergents, Part I: Environmental Risk Assessments*, The International Journal of Life Cycle Assessment, 2001, 6, 363–372.
- [106] Heijungs R., *Environmental Life Cycle Assessment of products. Guide and Backgrounds CML*, Leiden University, Leiden 2005.
- [107] Stahel W.R., *The utilization-focused service economy: resource efficiency and product life extinction*, The Greening of Industrial Ecosystems, National Academy of Engineering, National Academy Press, Washington 2005.
- [108] Heijungs R., Huppes G., Haes H.A., Berg N.W., Dutilh Ch.E., *Life Cycle Assessment: What is it and how to do it?*, UNEP Industry and Environment, Paris 2006.
- [109] Udo H.A., Finnveden G., Goedkoop M., Hauschild M., Hertwich E.G., Hofstetter P., Jolliet O., Klopffer W., Krewitt W., Lindeijer E., Müller-Wenk R., Olsen S.I., Pennington D.W., Potting J., Steen B., *Life Cycle Impact Assessment: Striving Towards Best Practice*, SETAC, Pensacola 2002.
- [110] Vogtländer J.G., Bijma A., *The virtual pollution prevention cost, a single LCA-based indicator for emissions*, International Journal of Life cycle Assessment, 2001, 5, 113–124.
- [111] Piasecka I., Bałdowska-Witos P., Flizikowski J., Piotrowska K., Tomporowski A., *Control the System and Environment of Post-Production Wind Turbine Blade Waste Using Life Cycle Models. Part 1. Environmental Transformation Models*, Polymers, 2020, 12, 1828.
- [112] Bałdowska-Witos, P., Kruszelnicka W., Kasner R., Tomporowski A., Flizikowski J., Kłos, Z., Piotrowska K., Markowska K., *Application of LCA Method for Assessment of Environmental Impacts of a Polylactide (PLA) Bottle Shaping*, Polymers, 2020, 12, 388.
- [113] Wenzel H., Hauschild M., Alting L., *Environmental Assessment of Products: Scientific Background*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht 1998.

- [114] Goedkoop M., Spriensma R., *The Eco-indicator 99 – A damage oriented method for Life Cycle Assessment*, Methodology Report Pré Consultants, Amersfoort 2000.
- [115] Hischier R, Baitz M, Bretz R, Frischknecht R, Jungbluth N, Marheineke T, McKeown P, Oele M, Osset P, Renner I, Skone T, Wessman H, De Beaufort ASH, *SETAC LCA Workgroup: Data Availability and Data Quality*, The International Journal of Life Cycle Assessment, 2001, 6, 192–198.
- [116] Ekvall T., *System Expansion and Allocation in the Life Cycle Assessment*, Chalmers University of Technology, Goteborg 2009.
- [117] Huijbregts M., Rombouts, L., Ragas, A., van de Meent D., Human-toxicological effect and damage factors of carcinogenic and noncarcinogenic chemicals for life cycle impact assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2005, 1, 181–244.
- [118] Weidema B.P., *Increasing Credibility of LCA*, The International Journal of Life Cycle Assessment, 2000, 5, 63–64.
- [119] Citroth A., Hageluken M., Sonnemann G., Castells F., Fleischer G., *Geographical and Technological Differences in Life Cycle Inventories Shown by the use of Process Models for Waste Incinerators*, The International Journal of Life cycle Assessment, 2002, 7, 363.
- [120] Heijungs R., Suh S., *The Computational Structure of Life cycle Assessment*, Kluwer academic Publishers, The Netherlands 2002.
- [121] Fukushima Y., Hiario M., *A Structured Framework and Language for Scenario-based Life Cycle Assessment*, The International Journal of Life cycle Assessment, 2002, 7, 317.
- [122] Goedkoop M., Spriensma R., *The Eco-indicator 99. A Damage Oriented Approach for LCIA*, Ministry VROM, The Hague 2005.
- [123] Heijungs R., Kleijn R., *Numerical Approaches Towards Life Cycle Interpretation: Five Examples*, CML Working Paper, CML University, Leiden 2000.
- [124] Finnveden G., Lindfors I.G., *Data Quality of Life Cycle Inventory Data – Rules of Thumb*, The International Journal of Life cycle Assessment, 1998, 3, 65–66.
- [125] Hellweg S., Hofstetter T., Hungerbuhler K. *Discounting and the Environment: Should Current Impacts be Weighed Differently than Impacts Harming Future Generations?* The International Journal of Life Cycle Assessment, 2003, 8, 8–18.

- [126] Hofstetter P., *The Value Debate: Ecodesign in a Global Context: Are the Differences in Global Values and do they Matter?* The International Journal of Life cycle Assessment, 2002, 7, 62–63.
- [127] <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/transport-i-lacznosc/transport/transport-wyniki-dzialalnosci-w-2019-roku,9,19.html>
[dostęp: 25.09.2020]
- [128] <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/ludnosc/> [dostęp: 25.09.2020]