



Politechnika Poznańska

Wydział Inżynierii Lądowej i Transportu



mgr Dawid Gallas

**Ocena emisji związków szkodliwych
dla wybranych pojazdów szynowych**

Praca doktorska

Promotor:
prof. dr hab. inż. Jerzy Merkisz

Promotor pomocniczy:
dr inż. Paweł Daszkiewicz

Poznań 2022

Spis treści

SKRÓTY I OZNACZENIA	4
1. WPROWADZENIE.....	8
2. ANALIZA TABORU KOLEJOWEGO I MASZYN TOROWYCH GŁÓWNYCH PRZEWOŹNIKÓW KRAJOWYCH.....	16
2.1. KLASYFIKACJA POJAZDÓW TRAKCYJNYCH	16
2.2. UDZIAŁ LOKOMOTYW SPALINOWYCH W TABORZE POLSKICH PRZEWOŹNIKÓW	16
2.3. PODZIAŁ MASZYN TOROWYCH	19
2.4. GŁÓWNE TYPY NAPĘDÓW STOSOWANE W POJAZDACH SZYNOWYCH.....	19
2.5. HISTORIA I KIERUNKI ROZWOJU TABORU KOLEJOWEGO W POLSCE	22
2.5.1. <i>Tabor kolejowy</i>	22
2.5.2. <i>Napędy i infrastruktura</i>	24
2.5.3. <i>Technologie</i>	25
2.6. KIERUNKI ŚWIATOWE ROZWOJU NAPĘDÓW POJAZDÓW TRAKCYJNYCH	26
2.7. PROBLEMATYKA BADAŃ POJAZDÓW SZYNOWYCH	28
3. NORMY PRAWNE I METODY POMIAROWE	30
3.1. NORMY EUROPEJSKIE	30
3.2. NORMY AMERYKAŃSKIE	32
3.3. PRZEGLĄD ZMIAN NORM PRAWNYCH W LATACH 2019 DO 2021	35
3.4. METODY POMIARU EMISJI SPALIN	35
4. CEL I ZAKRES PRACY	40
4.1. GENEZA TEMATU PRACY	40
4.2. CELE I TEZA NAUKOWA	41
5. METODYKA BADAŃ	44
5.1. METODYKA OCENY EMISJI SPALIN W TESTACH POJAZDÓW DROGOWYCH I SZYNOWYCH	44
5.2. KONCEPCJE REALIZACJI BADAŃ	48
5.2.1. <i>Punkt odniesienia</i>	48
5.2.2. <i>Dobór pojazdów i warunków pomiarowych do badań emisji</i>	49
5.3. OBIEKTY BADAWCZE.....	50
5.4. APARATURA POMIAROWA	53
6. AUTORSKA METODYKA OCENY SZKODLIWOŚCI ŚRODOWISKOWEJ POJAZDÓW	56
6.1. OKREŚLENIE PARAMETRÓW MAJĄCYCH WPLYW NA EMISJĘ ZWIĄZKÓW TOKSYCZNYCH 56	
6.2. WYZNACZENIE WSKAŹNIKÓW EKOLOGICZNYCH DLA POJAZDÓW SZYNOWYCH.....	58
6.3. PORÓWNANIE POZIOMU EMISJI SILNIKÓW SPALINOWYCH RÓŻNYCH POJAZDÓW W WARUNKACH RZECZYWISTYCH.....	58
6.4. PROCEDURA BADAWCZA DLA WYBRANYCH POJAZDÓW	61
6.5. INTERPRETACJA WYNIKÓW ZA POMOCĄ WYBRANYCH WSPÓŁCZYNNIKÓW WAGOWYCH.....	65
6.5.1. <i>Założenia ogólne</i>	65
6.5.2. <i>Współczynniki wagowe oparte na wartościach granicznych norm emisji spalin</i>	65
6.5.3. <i>Współczynniki wagowe oparte na wartościach współczynników tolerancji w metodzie obliczania pindex</i>	66
6.5.4. <i>Współczynniki wagowe oparte na wartościach maksymalnych stężeń substancji w powietrzu na podstawie norm jakości powietrza w UE</i>	67
6.5.5. <i>Współczynniki wagowe oparte na szacowaniu jakości procesu spalania</i>	68

7.	ANALIZA WYNIKÓW EMISJI SPALIN.....	69
7.1.	PORÓWNANIE BEZWZGLĘDNEJ EMISJI ZWIĄZKÓW TOKSYCZNYCH.....	69
7.2.	PORÓWNANIE JEDNOSTKOWEJ I DROGOWEJ EMISJI ZWIĄZKÓW TOKSYCZNYCH.....	71
7.3.	ODNIESIENIE WYNIKÓW DO NORM PRAWNYCH.....	76
7.4.	WYNIKI EMISJI SPALIN Z BADANYCH POJAZDÓW PRZEDSTAWIONE ZA POMOCĄ DOBRANEGO WSKAŹNIKA.....	77
7.5.	PORÓWNANIE WSKAŹNIKÓW TOKSYCZNOŚCI BADANYCH POJAZDÓW.....	79
8.	OCENA SZKODLIWOŚCI ŚRODOWISKOWEJ.....	83
8.1.	WYNIKI WSKAŹNIKÓW TOKSYCZNOŚCI NA PODSTAWIE CZTERECH PRZYJĘTYCH ZESTAWÓW WSPÓLCZYNNIKÓW WAGOWYCH.....	83
8.2.	AUTORSKIE WSPÓLCZYNNIKI WAGOWE OPRACOWANE NA PODSTAWIE UZYSKANYCH WYNIKÓW.....	90
9.	ZAKOŃCZENIE.....	94
9.1.	WNIOSKI OGÓLNE.....	94
9.2.	WNIOSKI SZCZEGÓŁOWE I UTYLITARNE.....	94
9.3.	WNIOSKI METODYCZNE.....	97
9.4.	WNIOSKI PERSPEKTYWICZNE.....	99
9.5.	PODSUMOWANIE.....	99

Skróty i oznaczenia

AOSIS	– Sojusz Małych Państw Wyspiarskich (<i>Alliance of Small Island States</i>)
CF	– Współczynnik Zgodności (<i>Conformity Factor</i>)
CNG	– Sprężony gaz ziemny (<i>Compressed Natural Gas</i>)
CO	– Tlenek węgla (<i>Carbon Monoxide</i>)
CO ₂	– Dwutlenek węgla (<i>Carbon Dioxide</i>)
DMU	– Spalinowy Zespół Trakcyjny o zapłonie samoczynnym (<i>Diesel Multiple Unit</i>)
DPF	– Filtr cząstek stałych (<i>Diesel Particulate Filter</i>)
EEA	– Europejska Agencja Środowiska (<i>European Environmental Agency</i>)
ELR	– Europejski test reakcji na zmianę obciążenia (<i>European Load Response</i>)
EPA	– Agencja Ochrony Środowiska (<i>Environmental Protection Agency</i>)
ESC	– Europejski test stanu stałego (<i>European Steady State Cycle</i>)
ETC	– Europejski test stanu zmiennego (<i>European Transient Cycle</i>)
EZT	– Elektryczny Zespół Trakcyjny
FID	– Detektor Jonizacji Płomieni (<i>Flame Ionization Detector</i>)
FTP	– Federalna procedura testowa (<i>Federal Test Procedure</i>)
HAC	– Koalicja na rzecz Dużych Ambicji (<i>High Ambition Coalition</i>)
IEA	– Międzynarodowa Agencja Energetyczna (<i>International Energy Agency</i>)
JRC	– Wspólne Centrum Badawcze (<i>Joint Research Centre</i>)
LNG	– Ciekły gaz ziemny (<i>Liquified Natural Gas</i>)
LPG	– Skroplony gaz petrochemiczny (<i>Liquified Petroleum Gas</i>)
M	– Wskaźnik toksyczności
M _{związek}	– Wskaźnik toksyczności dla danego związku toksycznego
M _{związek} W _(i)	– Wskaźnik toksyczności dla danego związku toksycznego ważony i-tym współczynnikiem wagowym
M _T	– Suma wskaźników toksyczności dla badanych związków toksycznych
M _T W _(i)	– Suma wskaźników toksyczności po zastosowaniu i-tego współczynnika wagowego
NDIR	– Analizator Niedispersyjny na Podczerwień (<i>Non-Dispersive Infrared</i>)
NDUV	– Analizator Niedispersyjny na Ultrafiolet (<i>Non-Dispersive Ultraviolet</i>)
NEDC	– Europejski test jezdny (<i>New European Driving Cycle</i>)
NRMM	– Maszyny nie poruszające się po drogach (<i>Non-Road Mobile Machinery</i>)
NO	– Tlenek azotu (<i>Nitrogen Oxide</i>)
NO ₂	– Dwutlenek azotu (<i>Nitrogen Dioxide</i>)
N ₂ O	– Podtlenek azotu (<i>Nitrous Oxide</i>)
NO _x	– Tlenki azotu (<i>Nitrogen Oxides</i>)
NRSC	– Test statyczny dla pojazdów pozadrogowych (<i>Non-Road Steady Cycle</i>)
NRTC	– Test dynamiczny dla pojazdów pozadrogowych (<i>Non-Road Transient Cycle</i>)
NTE	– Wartości Graniczne (<i>Not To Exceed</i>)
ONZ	– Organizacja Narodów Zjednoczonych
PEMS	– Mobilny System Pomiaru Emisji Spalin (<i>Portable Emission Measuring System</i>)

PKB	– Produkt Krajowy Brutto
PM	– Masa cząstek stałych (<i>Particulate Mass</i>)
PN	– Liczba cząstek stałych (<i>Particulate Number</i>)
RDC	– Pomiar wykonywany w warunkach rzeczywistych w formie zbliżonej do procedury RDE (<i>Real Driving Conditions</i>)
RDE	– Procedura testowa pomiaru emisji spalin w warunkach rzeczywistych (<i>Real Driving Emissions</i>)
RWPG	– Rada Wzajemnej Pomocy Gospodarczej
SEE	– Normalizacja wyników emisji spalin (<i>Standardization of Exhaust Emission</i>)
SORT	– Standaryzowane testy drogowe (<i>Standardized On-Road Test</i>)
SZT	– Spalinowy Zespół Trakcyjny
THC	– Węglowodory Całkowite (<i>Total Hydrocarbons</i>)
TSI	– Techniczne Specyfikacje Interoperacyjności (<i>Technical Specifications for Interoperability</i>)
UE	– Unia Europejska
UFP	– Drobne Cząstki Stałe (<i>Ultrafine Particles</i>)
UTK	– Urząd Transportu Kolejowego
W _(i)	– i-ty zestaw współczynników wagowych służące normalizacji uzyskanych wskaźników toksyczności M
WHSC	– Test statyczny dla pojazdów pozadrogowych (<i>World Harmonized Stationary Cycle</i>)
WHTC	– Test dynamiczny dla pojazdów pozadrogowych (<i>World Harmonized Transient Cycle</i>)
WLTP	– Światowa zharmonizowana procedura badania pojazdów lekkich (<i>Worldwide Harmonised Light Vehicle Test Procedure</i>)
ZI	– Zapłon iskrowy (<i>Spark Ignition</i>)
ZS	– Zapłon samoczynny (<i>Compression Ignition</i>)

Ocena emisji związków szkodliwych dla wybranych pojazdów szynowych

Streszczenie

W pracy podjęto problematykę doboru metodyki badań oraz analizy wyników emisji spalin wybranych związków gazowych z silników pojazdów szynowych. Zakres badawczy opisany w pracy wynika ze zmieniających się limitów norm emisji spalin oraz z rosnącej świadomości środowiskowej ludności na całym świecie. Osiągnięcie celów środowiskowych, takich jak zmniejszenie emisji spalin z pojazdów, wymaga odpowiedniej metodyki badawczej oraz prawidłowego wykorzystania uzyskanych danych, które pozwalają na pełniejsze określenie faktycznego kosztu środowiskowego eksploatacji pojazdów należących do tej kategorii. W tym celu przeprowadzono badania wybranych pojazdów szynowych w warunkach rzeczywistej eksploatacji w formie jezdnych testów emisji spalin i pozyskano dane emisji jednostkowej lub drogowej. Do analizy uzyskanych wyników emisji spalin zastosowano autorską metodę, składającą się z przetworzenia danych emisyjnych do bezwymiarowych wartości wskaźnika toksyczności M. Dodatkowo zaproponowano zestaw współczynników wagowych W jako sposób wyrażenia rzeczywistej toksyczności danego pojazdu za pomocą pojedynczej wartości sumarycznego wskaźnika toksyczności. Za pomocą przeprowadzonych badań i analiz określono względną szkodliwość środowiskową badanych pojazdów szynowych oraz stwierdzono, który z nich charakteryzuje się najmniejszą szkodliwością i wskaźnikami toksyczności. Przedstawiona autorska metoda dokonania takiej analizy danych emisji spalin oraz sposobu przedstawiania ostatecznego wyniku wartości toksyczności pojazdu jest proponowanym rozwiązaniem postawionego problemu badawczego. W zależności od potrzeb i oczekiwań możliwa jest dalsza modyfikacja przedstawionej metody autorskiej do oczekiwanej formy, postępując zgodnie z opisaną w pracy procedurą tworzenia zaproponowanej metody. Dodatkowe zalety oraz możliwe wady proponowanej metody, lub innych metod z niej wywodzących się, omówiono w końcowej części pracy. Przedstawiona procedura, którą zastosowano do stworzenia autorskiej metody analizy toksyczności taboru kolejowego, może również służyć jako możliwy kierunek dalszego rozwoju europejskich i międzynarodowych norm emisji spalin. Zwłaszcza, że do tej pory wprowadzane europejskie normy emisji spalin nie były oparte o żadną konkretną metodyką naukową a jej wartości graniczne emisji nie były taką metodyką uzasadnione, lub taka metodyka nie została przedstawiona.

Exhaust emissions assessment of harmful compounds for selected rail vehicles

Abstract

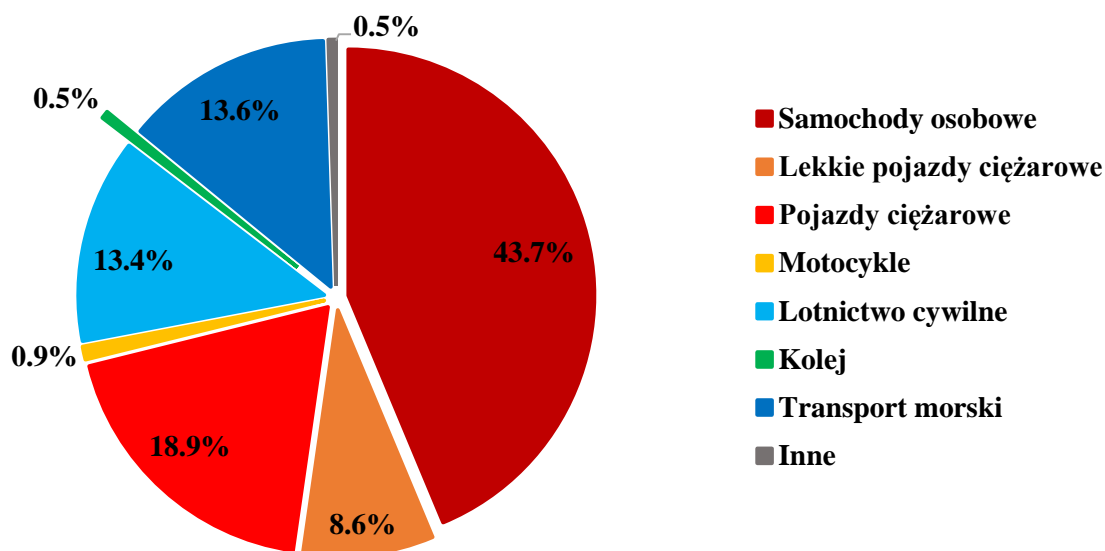
The dissertation aims to assess the issue of exhaust emissions testing and emission results analysis of selected gaseous compounds for rail vehicle engines. The scope of the research carried out in this work was determined by the changing limit values of exhaust emissions norms, as well as by the increasing environmental awareness of the global population. In order to effectively achieve the current global and local environmental goals, such as the reduction of exhaust emissions from vehicle engines, the correct methodology and approach must first be selected, as well as a more complete use of emission data and more comprehensive forms of presenting the emission results. This is to allow assessing the environmental costs associated with the use of vehicles belonging to this category. Tests of selected rail vehicles have been performed in real operating conditions, as exhaust emissions drive tests, which lead to obtaining specific or road exhaust emission values. An original method developed by the author has been proposed and used to analyze the exhaust emission results, which included normalization of emission data using dimensionless values of the toxicity indicators M . Additionally a set of weighing factors W was proposed as a method of calculating the real toxicity indicators of the tested vehicles in the form of a single value of the total toxicity indicator for a given vehicle. As a result of the conducted research work and analysis a relative environmental toxicity of the tested vehicles has been established, as well as establishing which of the vehicles was characterized by the most and least significant negative impact on the environment and thus which had the highest and lowest toxicity indicators. Depending on the needs and expectations a further modification of the method created by the author is possible, simply by following the same procedure of creating the method and adding the relevant adjustments. Other advantages as well as possible disadvantages of the proposed method, or other methods derived using the same process, were discussed at the end of this dissertation. The presented procedure, which was used to create the original rail vehicles toxicity analysis method could also serve to guide and inform further development of exhaust emission standards in Europe and worldwide. Especially since all of the European exhaust emission standards introduced thus far have not included a comprehensive scientific explanation or justification for the specific emission limit values they included, or such an explanation was not provided.

1. Wprowadzenie

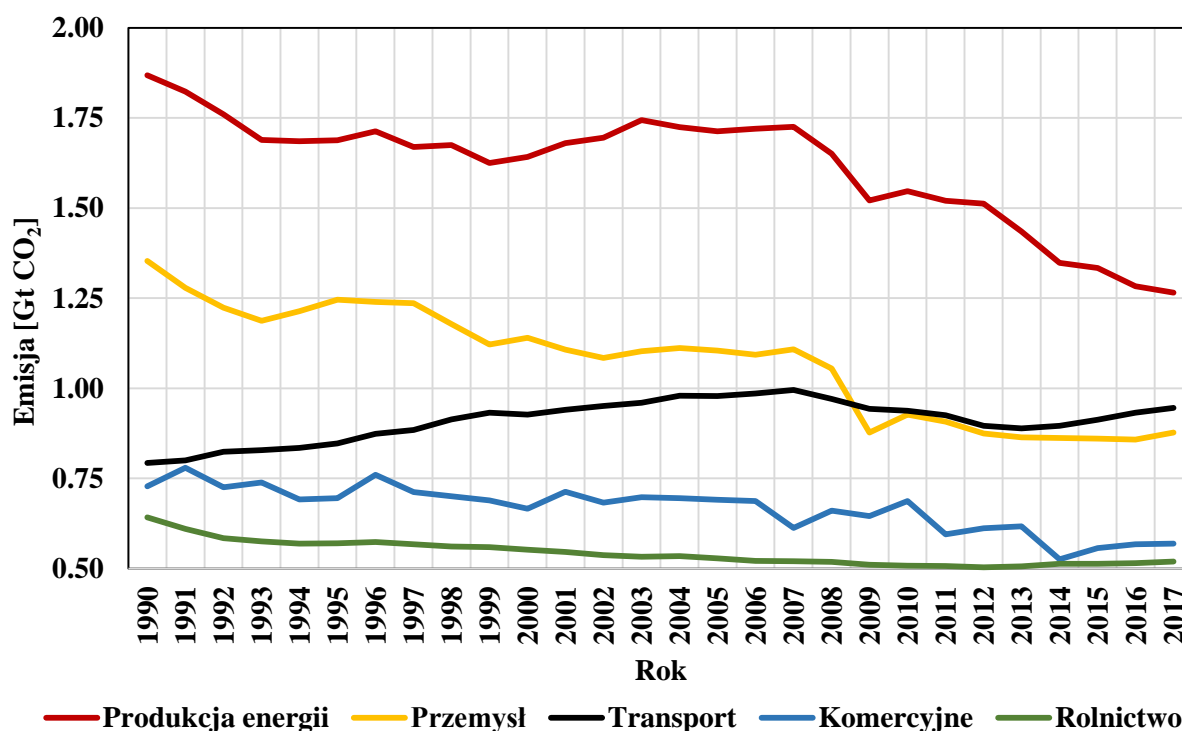
Sektor transportu szynowego poddawany jest tym samym tendencjom co pozostałe gałęzie transportu oraz przemysłu. Głównie odnosi się to do ciągłego zwiększania sprawności oraz zmniejszania szkodliwości środowiskowej środków transportu, przy zachowaniu wymaganego poziomu bezpieczeństwa. Zgodnie z danymi Europejskiej Agencji Środowiska (EEA) [20] prawie 30% masy CO₂ (dwutlenku węgla) emitowanego w UE pochodzi z sektora transportu, z czego transport szynowy stanowi jedynie 0,5%, podczas gdy cały transport drogowy aż 72% (rys. 1.1). Pomimo tego, działań mających na celu zmniejszenie emisji spalin (w tym CO₂) nie należy ograniczać jedynie do transportu drogowego zwłaszcza, że jest to jeden sektor, w którym odnotowuje się ciągły wzrost emisji CO₂ (rys. 1.2). Stąd podstawowym problemem w perspektywie międzynarodowej jest emisja dwutlenku węgla, którą traktuje się jako punkt wyjściowy ustalanych ograniczeń i obostrzeń, a w dalszym punkcie uwzględnia się również ograniczenia emisji spalin związków toksycznych. Efekt cieplarniany, spowodowany głównie emisją dwutlenku węgla (ale również metanu jak i podtlenku azotu), stał się czynnikiem i rzeczywistym zagrożeniem dla wielu krajów świata, nakłaniając tym samym rządy wielu państw do rozwijania technologii transportu o zerowej emisji dwutlenku węgla.

Do krajów najmocniej promujących redukcję światowej emisji CO₂ zalicza się wiele małych krajów wyspiarskich na oceanie spokojnym, takich jak Wyspy Marshalla lub Tuvalu czy też Malediwy na oceanie indyjskim. Trzydzieści dziewięć z tych krajów utworzyło wspólnie sojusz klimatyczny – Sojusz Małych Państw Wyspiarskich AOSIS (*Alliance of Small Island States*) promując plany redukcji emisji CO₂ do takiego stopnia, aby ograniczyć globalny średni wzrost temperatury do +1,5°C ponad wartość sprzed ery przemysłowej. Taką wartość graniczną przyjęto ponieważ większy wzrost spowoduje kompletne lub znaczące zatonięcie masy lądowej tych krajów przez wzrost poziomu morza, a co za tym idzie kompletne zniknięcie tych krajów z map świata.

Większość krajów świata zgadza się jednak, że obecny wzrost temperatur realistycznie może zostać zatrzymany dopiero na wartości +2,0°C sprzed ery przemysłowej, nawet w najbardziej optymistycznym wariantcie. Podjęte cele ograniczeń ustalone zostały przez 196 państw podczas Międzynarodowej Konferencji Klimatycznej Narodów Zjednoczonych, która odbyła się w 2015 r. w Paryżu. Utworzona przez kraje członkowskie AOSIS koalicja HAC (*High Ambition Coalition*), zdołała wliczyć w swoje grono państwa członkowskie Unii Europejskiej i przekonać państwa członkowskie ONZ do zaakceptowania ambitniejszego planu zakładającego wzrost globalnych temperatur o nie więcej niż +1,5°C [75]. Plan działań ostatecznie ustalono podczas konferencji ONZ w sprawie zmian klimatycznych w Katowicach w 2018 r. [111]. Mimo to rzeczywiste działania podejmowane w przeciwdziałaniu globalnego ocieplenia przez większość państw są nieadekwatne do zadeklarowanych przez nie ambicji klimatycznych.



Rysunek 1.1. Udział emisji CO₂ dla różnych gałęzi transportu [20]



Rysunek 1.2. Masa emitowanego CO₂ z różnych sektorów rynku w latach 1990-2017 [20]

Dla większości państw świata kolejnym podstawowym problemem transportu jest generowana przez nie emisja związków toksycznych, zarówno gazowych jak i cząstek stałych. Skutki emisji tych związków liczy się w formie bezpośrednich i pośrednich kosztów, takich jak leczenie osób chorujących na schorzenia spowodowane w pełni lub w części przez zanieczyszczenie powietrza, zaliczane również do chorób cywilizacyjnych, jak również związany z tym wzrost śmiertelności. W roku 2018 Komisja Europejska zleciła grupie instytucji oszacowanie całkowitych kosztów transportu ponoszonych przez kraje członkowskie. Rezultatem tych prac był raport, w którym koszty transportu w UE określono

na 2018 r. jako 987 miliardów Euro (stanowiąc zatem 6,6% PKB całej wspólnoty unijnej) [10]. Dalszy podział na kategorie transportu wykazał, że w transporcie pasażerskim najmniej szkodliwymi i kosztownymi kategoriami transportu, pod względem środowiska i zdrowia ludzkiego, są autobusy i transport szynowy (około 3 Eurocenty na pasażerokilometr), podczas gdy samochody osobowe osiągnęły koszt w wysokości 8 €-ct/pkm¹ a motocykle nawet 24 €-ct/pkm. W transporcie towarowym ciężkie pojazdy drogowe wykazały się największym kosztem na tonokilometr (3,5 €-ct/tkm²), natomiast transport szynowy dla porównania osiągnął mniej niż 1,4 €-ct/tkm. Dane przedstawione w opisywanym raporcie wskazują na to, że głównymi źródłami kosztów dla samochodów pasażerskich są wypadki i kongestie drogowe, dla motocykli wypadki oraz hałas, natomiast koszty środowiskowe dla pojazdów szynowych są głównie powodowane przez infrastrukturę konieczną do ich pracy. Firma CE Delft opracowała również raport dotyczący kosztów społecznych zanieczyszczenia powietrza dla większych miast krajów Unii Europejskiej. Przedstawiane w tym raporcie koszty zawierają w sobie koszty zdrowotne zanieczyszczenia powietrza: bezpośrednie (tj. koszty leczenia, chorób, praca szpitali i klinik) oraz pośrednie (tj. schorzenia chroniczne i zmniejszona długość życia obywateli). Polskie miasta charakteryzują się względnie dużymi kosztami zdrowotnymi spowodowanymi zanieczyszczeniem powietrza. Całkowity roczny koszt oraz roczny koszt na mieszkańca przedstawiono w tabeli 1.1.

Tabela 1.1. Podsumowanie kosztów zdrowotnych spowodowanych zanieczyszczeniem powietrza dla największych miast polski [9]

Miasto	Roczny koszt (mln Euro)	Roczny koszt na mieszkańca (Euro)
Warszawa	4222,7	2433
Kraków	1490,1	1956
Łódź	1083,9	1535
Wrocław	1239,5	1954
Poznań	989,7	1814

Obecnie w transporcie szynowym dominują napędy elektryczne oraz spalinowe z silnikiem o zapłonie samoczynnym (Diesla). Udział lokomotyw o tych dwóch typach napędów w krajach członkowskich UE jest uzależniony od szeregu zmiennych i często znacząco się różni pomiędzy indywidualnymi krajami. Eurostat oszacował udział lokomotyw elektrycznych dla większości krajów UE (tab. 1.2), gdzie Hiszpania, Francja, Austria, Polska, Portugalia, Finlandia i Szwecja wykazały większościowy udział lokomotyw elektrycznych podczas gdy kraje Bałtyckie (Litwa, Łotwa i Estonia) posiadają praktycznie wyłącznie tabor spalinowy. Stopień wykorzystania każdego typu transportu zależy w znaczącym stopniu od dostępnej istniejącej infrastruktury, jak i jej rozwoju. Na Światowym Forum Ekonomicznym przedstawiono dane dotyczące między innymi jakości infrastruktury krajów członkowskich UE (rys. 1.3). Jakość infrastruktury, dostępność transportu oraz jakość świadczonych usług,

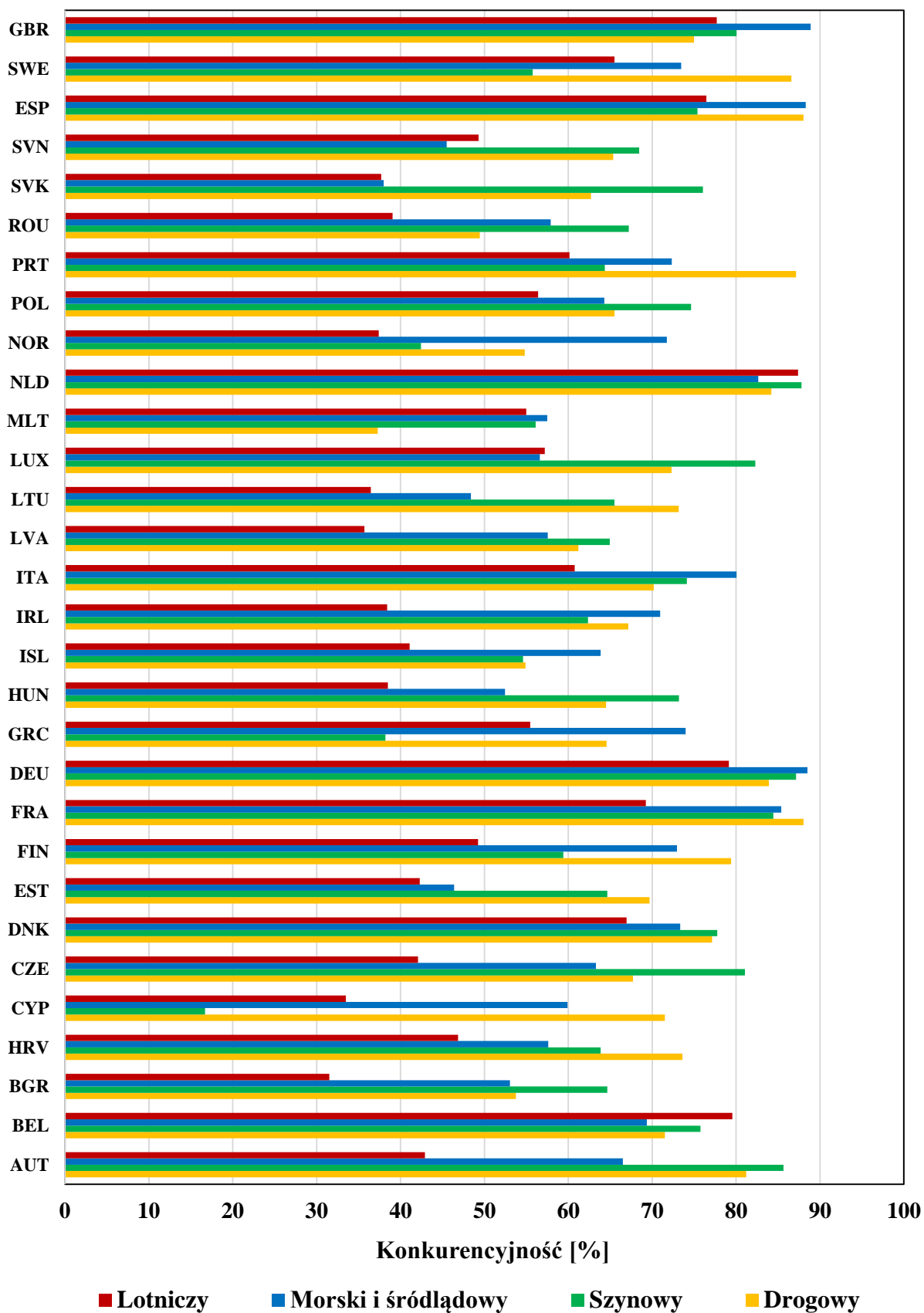
¹ €-ct/pkm – Euro centy na pasażerokilometr

² €-ct/tkm – Euro centy na tonokilometr

które wchodzi w skład oceny przedstawionej na tym rysunku, nie tylko zwiększają konkurencyjność danego środka transportu ale również zmniejszają zapotrzebowanie na pozostałe. Wartości te mają zatem złożony wpływ na charakterystykę wykorzystania oraz popularności różnych środków transportu w przypadku każdego kraju. Dodatkowo aspekt infrastruktury jest również częściowo określany uwarunkowaniami geograficznymi, geopolitycznymi i ekonomicznymi krajów, dla których dokonano oceny.

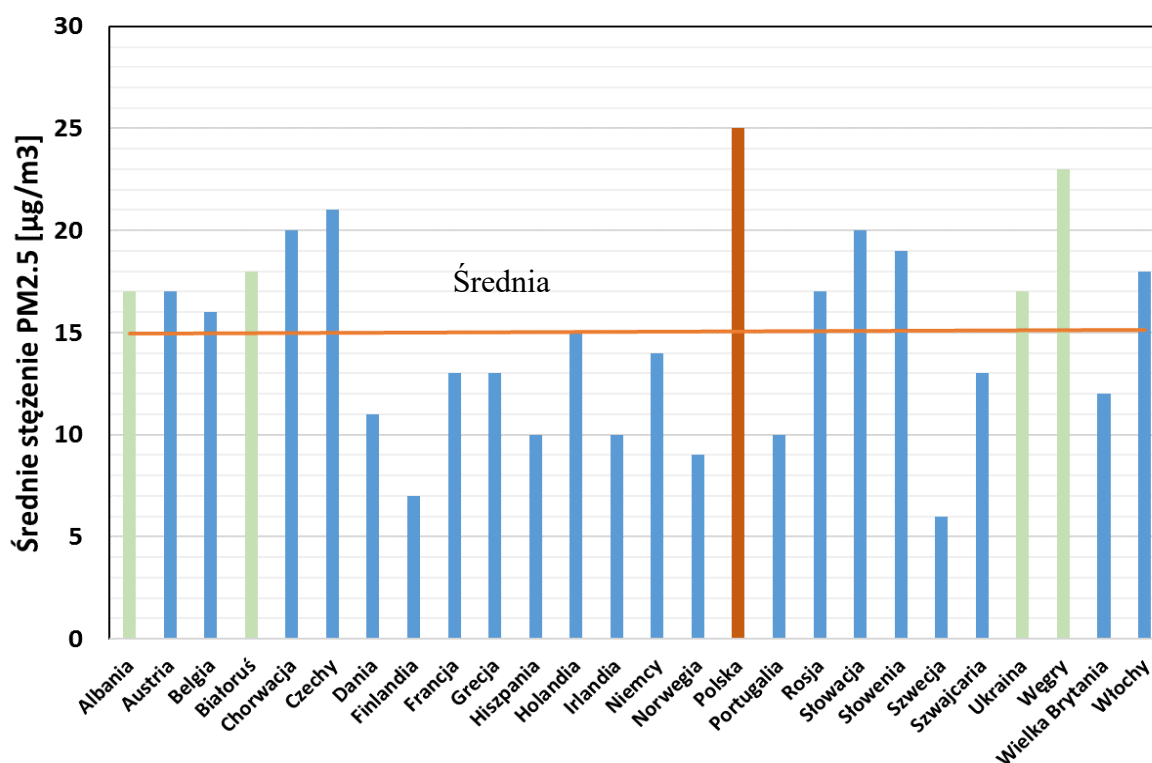
Tabela 1.2. Udział lokomotyw spalinowych i elektrycznych w większości krajów UE według danych Eurostat [28]

Kraj	Spalinowe [%]			Elektryczne [%]		
	2004	2010	2018	2004	2010	2018
Austria	b.d.	36,2	30,0	b.d.	62,5	68,3
Belgia	50,1	b.d.	b.d.	49,9	b.d.	b.d.
Bulgaria	54,1	48,6	b.d.	45,9	50,6	b.d.
Chorwacja	62,7	60,8	55,0	37,3	39,2	45,0
Czechy	60,8	57,6	56,0	38,2	40,9	42,2
Dania	b.d.	b.d.	73,8	b.d.	b.d.	26,2
Estonia	100,0	100,0	100,0	0	0	0
Finlandia	75,3	67,2	55,6	24,7	32,8	44,4
Francja	59,7	50,9	54,7	40,3	49,1	45,3
Grecja	93,2	80,3	b.d.	3,7	16,9	b.d.
Hiszpania	49,9	52,4	50,1	50,1	57,6	49,9
Holandia	78,7	b.d.	b.d.	21,3	b.d.	b.d.
Litwa	100,0	100,0	100,0	0	0	0
Luxemburg	b.d.	30,4	45,8	b.d.	69,6	54,2
Łotwa	100,0	100,0	100,0	0	0	0
Niemcy	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
Polska	57,8	55,3	55,3	41,7	44,7	44,7
Portugalia	b.d.	b.d.	51,2	b.d.	b.d.	48,8
Rumunia	60,8	57,1	60,9	37,1	37,2	39,1
Słowacja	51,8	50,6	48,0	48,2	49,4	52,0
Słowenia	51,2	45,7	47,1	46,9	51,9	50,3
Szwecja	32,1	32,3	32,4	67,9	67,7	67,6
Węgry	52,0	50,7	46,3	46,7	47,0	52,5
Włochy	43,6	37,7	b.d.	56,4	62,3	b.d.



Rysunek 1.3. Porównanie wyników oceny jakości infrastruktury w krajach UE [93]

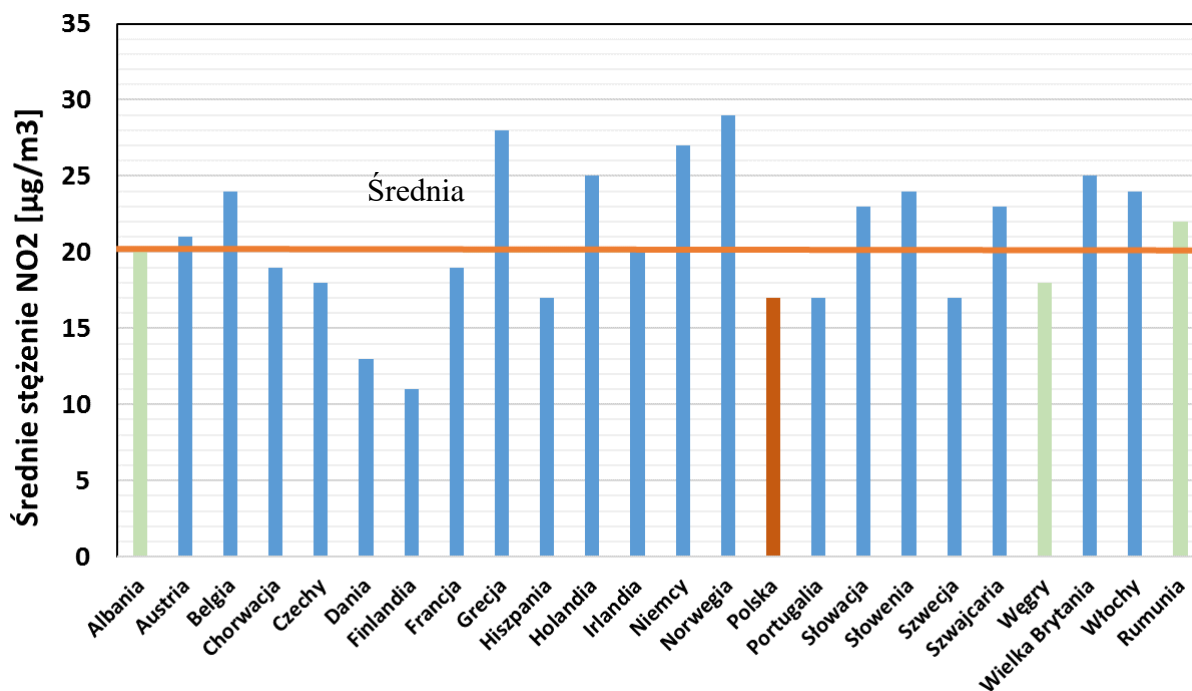
Ponieważ napędy elektryczne wymagają zasilania z sieci trakcyjnej ich użytkowanie ograniczone jest do linii zelektryfikowanych. Elektryfikacja linii kolejowych w Polsce zaczęła być rozpowszechniana w 1938 r. Długość czynnych linii kolejowych w Polsce określono na rok 2020 jako w przybliżeniu 19 000 km, z czego 62% (blisko 12 tys. km) to linie zelektryfikowane [49]. Całkowita długość eksploatowanych linii kolejowych w Polsce, w tym długość linii zelektryfikowanych zmniejsza się od co najmniej ostatniej dekady. W połączeniu z nieciągłą charakterystyką elektryfikacji linii kolejowych znacząco ogranicza to możliwości wykorzystania taboru kolejowego zasilanego elektrycznie na skalę krajową na dłuższych trasach.



Rysunek 1.4. Średnie stężenie cząstek PM2.5 mierzone w aglomeracjach miejskich w 2018 r. [101]

Zmniejszenie liczby pojazdów transportu szynowego zasilanych silnikami spalinowymi jest częścią starań państw członkowskich Unii Europejskiej w celu zmniejszenia całkowitej krajowej emisji dwutlenku węgla, jak i ograniczenia emisji związków toksycznych, towarzyszących spalaniu paliw kopalnych, mających szkodliwy wpływ na zdrowie ludzkie oraz środowisko. Rozpoznając te problemy i wynikające z nich ograniczenia niektórzy producenci taboru kolejowego zaproponowali rozwiązania oparte na napędach hybrydowych, umożliwiających zasilanie pojazdu z trakcji elektrycznej lub w razie braku takiej trakcji, zasilanie konwencjonalnym silnikiem spalinowym o zapłonie samoczynnym (ZS). Bardziej nowoczesnym rozwiązaniem są pojazdy szynowe wyposażone w ogniwa paliwowe i zasilane paliwem wodorowym. Technologia ta jest wciąż w fazie testów, ale oferuje podobne rozwiązanie. Głównym problemem, który władze kraju jak i władze regionalne starają się zwalczać, jest wciąż rosnące stężenie zanieczyszczeń w powietrzu w obszarach

aglomeracji miejskich. Przykładowo średnie stężenie cząstek stałych PM_{2.5} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] w aglomeracjach miejskich wybranych krajów europejskich (rys. 1.4) wskazuje, że pod względem zanieczyszczenia powietrza Polska klasyfikuje się zdecydowanie powyżej przeciętnej. Podobnie przedstawia się zanieczyszczenie tlenkami azotu (NO, NO₂) w krajach Europejskich. EEA co roku publikuje dane dotyczące zanieczyszczenia powietrza przez dwutlenek azotu (NO₂) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]. Dane opublikowane na rok 2018 wskazały na rosnący problem nadmiernego poziomu stężenia tego związku w Polsce (rys. 1.5).



Rysunek 1.5. Średnie stężenie NO₂ w aglomeracjach krajów europejskich w 2018 r. [26]

Poziom zanieczyszczenia powietrza ma znaczący wpływ na stan zdrowia miejskiej populacji, a co za tym idzie przekłada się również na opisane wcześniej koszty pośrednie (np. koszty leczenia chorób spowodowanych zanieczyszczeniem) oraz straty (np. straty ekonomiczne spowodowane przedwczesną śmiercią ludności). Duży wpływ na zanieczyszczenie powietrza, zwłaszcza w aglomeracjach miejskich, ma transport drogowy. Zgodnie z rezultatami wielu badań i statystyk transport kolejowy klasyfikuje się jako mniej emisyjny, biorąc pod uwagę emisję zanieczyszczeń na pasażerokilometr [21]. Transport pasażerów jest tylko jednym z obszarów działań transportu kolejowego. Transport towarowy również charakteryzuje się znacznie niższą emisyjnością, mierzoną jako gram emisji na tonę towaru przewiezioną kilometr, od transportu drogowego, śródziemnomorskiego oraz lotniczego [22]. Pomimo tego istnieją inne zastosowania pojazdów szynowych, które są specyficzne dla tego typu transportu. Prace manewrowe oraz naprawa i utrzymanie infrastruktury kolejowej są źródłem emisji substancji szkodliwych i toksycznych tak samo jak standardowe formy transportu. Natomiast natura ich pracy uniemożliwia włączenie emisji z tych prac do wcześniej podawanych wyników obliczeń statystycznych, ponieważ nie są to standardowe działania transportowe, czyli przewozu towarów lub pasażerów. Stąd powstaje

potrzeba kontroli i badania emisji z tego typu pojazdów, w odniesieniu do innych form transportu.

Brak wystarczających danych pomiarowych z tego typu prac podejmowanych przez tabor kolejowy i pojazdy szynowe oznacza, że dane wykorzystywane w porównaniach transportu kolejowego do innych typów transportu nie odzwierciedlają tych dodatkowych źródeł emisji, które mimo wszystko są nieodzowną i konieczną częścią transportu szynowego, umożliwiającą jego prawidłowe funkcjonowanie.

2. Analiza taboru kolejowego i maszyn torowych głównych przewoźników krajowych

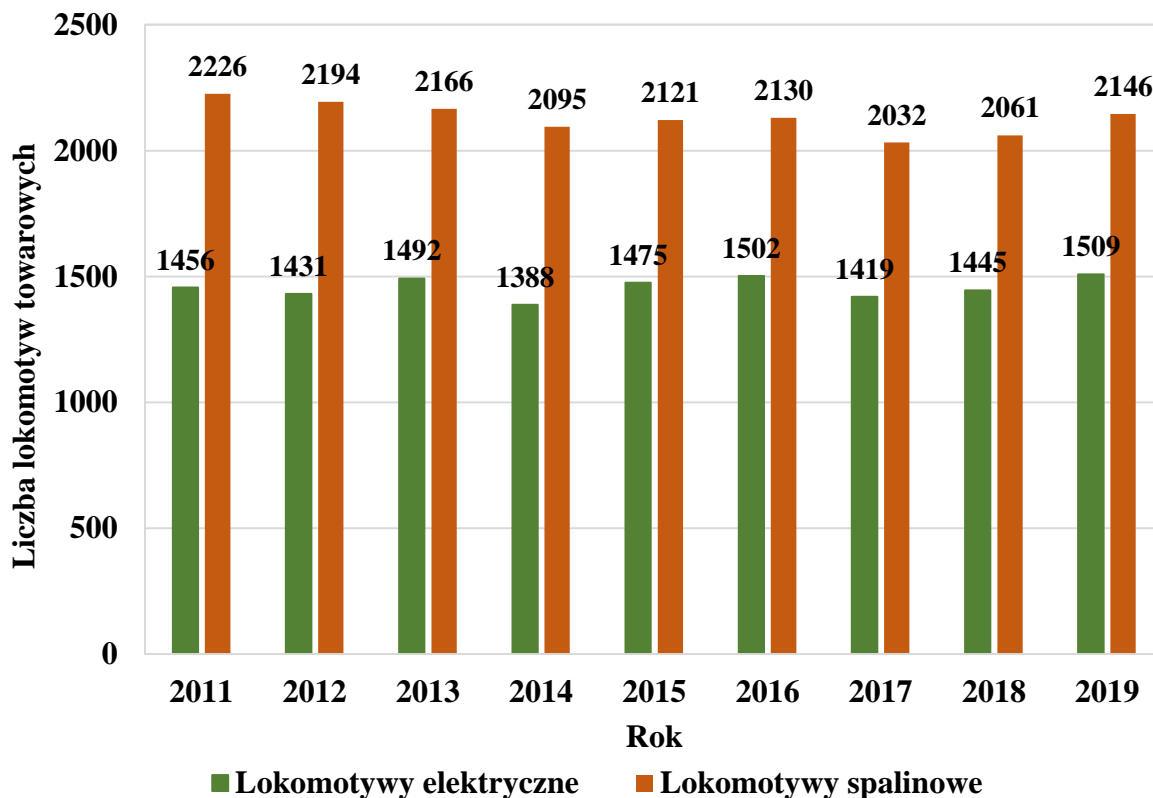
2.1. Klasyfikacja pojazdów trakcyjnych

W Polsce pojazdy szynowe są eksploatowane przez wiele firm i instytucji, z czego wyróżnić można kilku głównych właścicieli polskiego taboru kolejowego, w tym przewoźników krajowych. Tabor ten składa się głównie z lokomotyw (spalinowych i elektrycznych), pojazdów dwu- lub wieloczołowych spalinowych w nomenklaturze określanych jako Spalinowy Zespół Trakcyjny (SZT) i Elektryczny Zespół Trakcyjny (EZT), oraz pojazdów manewrowych, których większość stanowią lokomotywy manewrowe. Pojazdy specjalistyczne, diagnostyczne lub służące do utrzymania infrastruktury kolejowej w odpowiednim stanie są mniej liczne, niemniej jednak również szeroko stosowane. Tabor kolejowy dzieli się w pierwszej kolejności na wykonywane zadania przewozowe lub torowe, a w dalszej kolejności na kategorie określane typem wykorzystywanego napędu. Urząd Transportu Kolejowego (UTK) szacuje, że do lokomotyw taboru trakcyjnego przewoźników towarowych w latach 2012-2017 zaliczało się około 1500 lokomotyw elektrycznych i 2000 lokomotyw spalinowych [107]. UTK określiło stan kolejowego taboru pasażerskiego na około 500 lokomotyw, z czego ponad 300 to lokomotywy elektryczne i ponad 100 to lokomotywy spalinowe. Dodatkowo w eksploatacji znajduje się ok. 1300 jednostek typu EZT oraz 250 jednostek SZT [106]. Dysponentami taboru kolejowego są głównie przewoźnicy towarowi (79%), podczas gdy przewoźnicy pasażerscy posiadają jedynie 8% wszystkich pojazdów (w tym wagonów). Należy jednak zwrócić uwagę, że pozostałe pojazdy szynowe, w tym pojazdy manewrowe, specjalistyczne i diagnostyczne, wykonujące prace inne niż przewóz towarów lub pasażerów stanowią również pewną część całego taboru. Stąd pozostali dysponenti, eksploatujący pozostałe 13% taboru kolejowego, są często podmiotami innymi niż firmy przewozowe. Dokładne określenie liczby różnych pojazdów specjalistycznych zaliczających się do tych ostatnich trzynastu procent taboru jest trudne. Jest to głównie spowodowane tym, że liczba tych podmiotów jest duża w porównaniu do liczby dysponowanych przez nich pojazdów. UTK określa liczbę pozostałych podmiotów jako 159 jednostek, które dysponują ponad 14 tysiącami pojazdów, co przekłada się średnio na 90 pojazdów na każdy z podmiotów. Dla porównania przewoźnicy towarowi to jedynie 11 podmiotów, z których każdy dysponuje prawie 8 tysiącami pojazdów. Mimo to UTK określa liczbę pojazdów specjalnych na 3 891 sztuk, do których wlicza się szereg różnych typów pojazdów szynowych oraz maszyn przeznaczonych do wykonywania szeregu zróżnicowanych zadań i prac na torach, węzłach i bocznicach. Nie wiadomo jak wiele z tych pojazdów jest eksploatowanych regularnie.

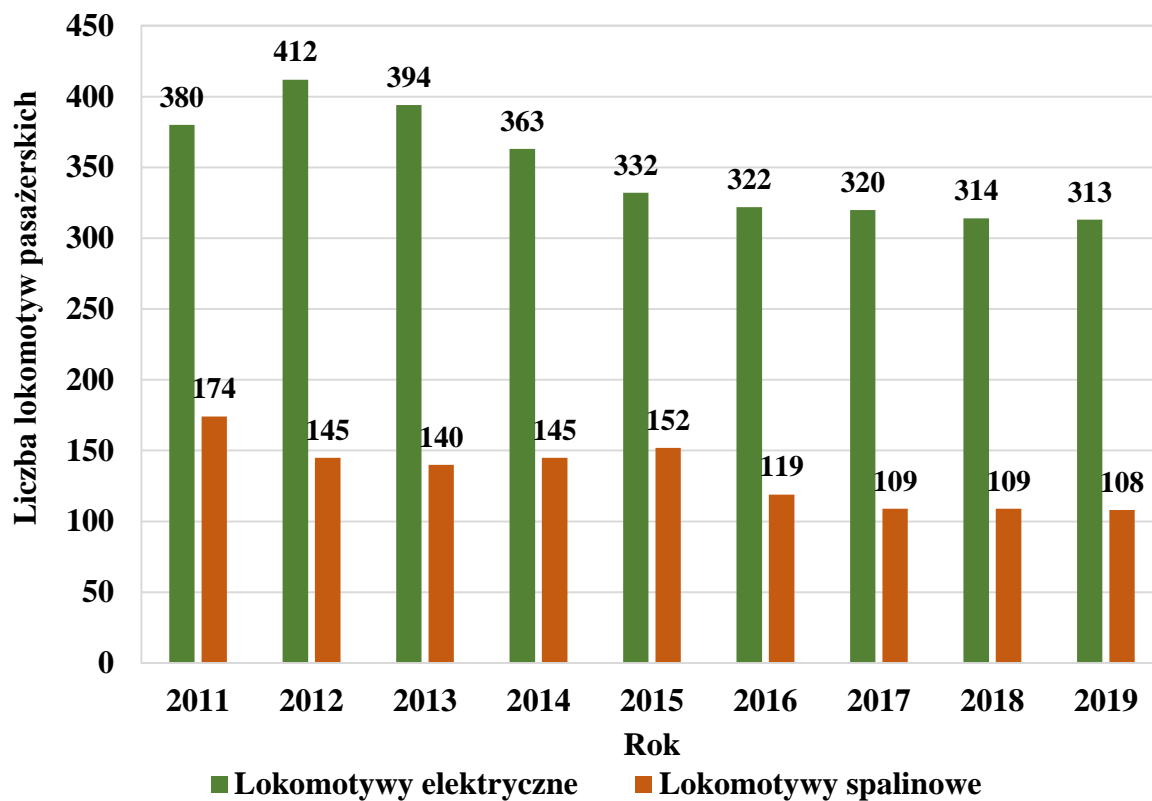
2.2. Udział lokomotyw spalinowych w taborze polskich przewoźników

Lokomotywy wyposażone w silniki spalinowe o ZS stanowią większą część lokomotyw. W latach 2012-2017 ich udział wśród lokomotyw w Polsce utrzymywał się na poziomie bliskim 60% wszystkich lokomotyw. Pomimo zmniejszenia się całkowitej liczby lokomotyw spalinowych, odnotowano niewielkie zwiększenie liczby lokomotyw

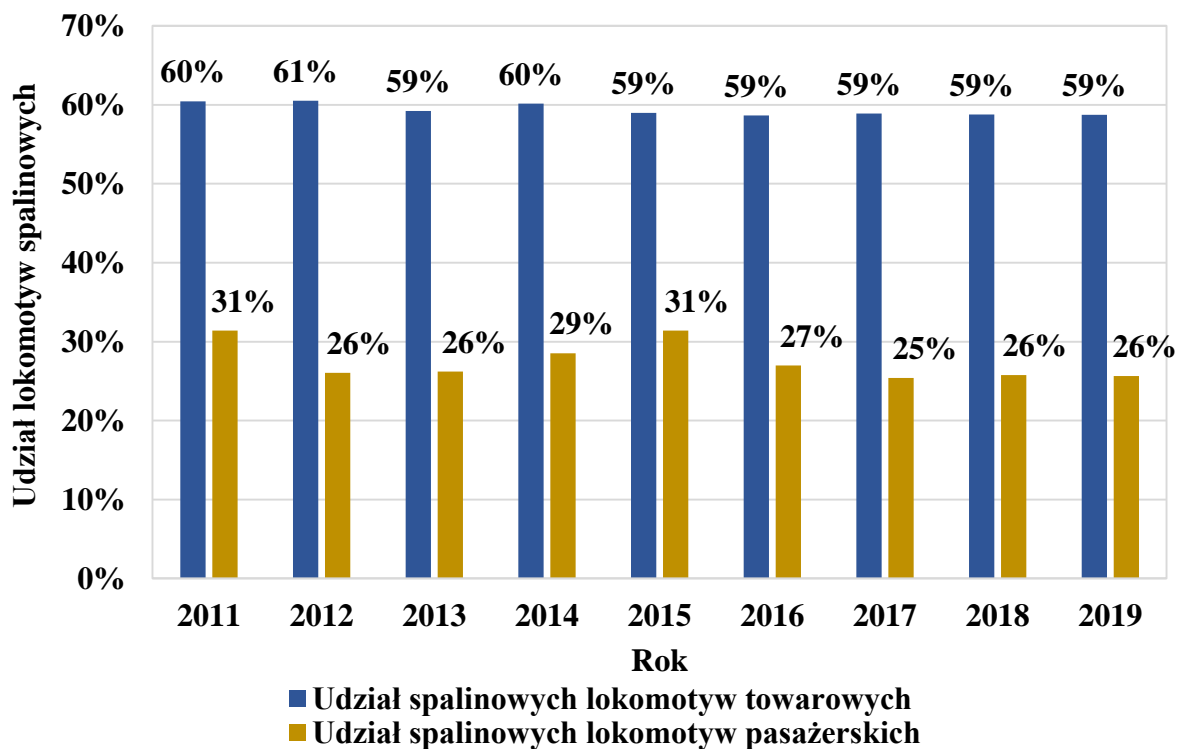
elektrycznych w transporcie towarowym w przeciągu ośmiu lat (rys. 2.1). W latach 2001 do 2010 odnotowywano zmniejszenie liczby lokomotyw, zarówno spalinowych jak i elektrycznych, z liczby około 5350 do wartości bliższych 3500 [7]. Ogółem liczba lokomotyw w latach 2011-2019 utrzymywała się na stałym poziomie, z wyjątkiem roku 2017, kiedy ich liczba nieznacznie zmniejszyła się. Pewne fluktuacje tych wartości można wyjaśnić zakupem nowych pojazdów oraz wyłączeniem starszych lub uszkodzonych pojazdów z eksploatacji. Inne tendencje zaobserwowano w przypadku lokomotyw pasażerskich, zarówno dla lokomotyw spalinowych, jak i elektrycznych (rys. 2.2). W omawianym przedziale czasu liczba eksploatowanych lokomotyw pasażerskich znacząco się zmniejszyła, najbardziej dla lokomotyw spalinowych z 174 do 108 jednostek. Udział lokomotyw spalinowych w całkowitej liczbie eksploatowanych lokomotyw w transporcie pasażerskim pozostaje około dwukrotnie mniejszy niż w transporcie towarowym. Ten udział zmniejszył się znacząco dla transportu pasażerskiego w uwzględnianym przedziale lat, podczas gdy dla transportu towarowego pozostał prawie taki sam (rys. 2.3). Problemem polskich przewoźników kolejowych jest wysoki średni wiek ich taboru, co znacząco utrudnia zmniejszenie ich uciążliwości środowiskowej [6, 33, 86]. Przekłada się to na częstsze przerwy w eksploatacji tych pojazdów w celu dokonania niezbędnych napraw lub modernizacji. Z powodu dużych kosztów zakupu nowych pojazdów przewoźnicy wymieniają tabor na nowszy stopniowo i zwykle z pomocą dofinansowań ze środków krajowych lub unijnych.



Rysunek 2.1. Liczba towarowych lokomotyw spalinowych i elektrycznych eksploatowanych w Polsce w latach 2011-2019 [107]



Rysunek 2.2. Liczba pasażerskich lokomotyw spalinowych i elektrycznych eksploatowanych w Polsce w latach 2011-2019 [107]



Rysunek 2.3. Udział towarowych i pasażerskich lokomotyw spalinowych eksploatowanych w Polsce w latach 2011-2019 [107]

Należy zaznaczyć, że ogólna tendencja rozwoju pojazdów, w tym lokomotyw i całego taboru kolejowego, kierowany jest w dużej mierze polityką kraju oraz Unii Europejskiej, a nie jedynie siłami wolnego rynku. Z ramienia Unii Europejskiej przejęto dyrektywę określaną jako Europejski Zielony Ład (*European Green Deal*) [24], stanowiącą o dążeniu do miana pierwszego kontynentu neutralnego dla klimatu. Oznacza to celowe odejście od tych form transportu, które generują dwutlenek węgla, czyli wszelkich napędów bazujących na silnikach spalinowych. Aby osiągnąć ten cel dla taboru kolejowego konieczne jest zastąpienie lokomotyw spalinowych lokomotywami elektrycznymi lub lokomotywami z nowoczesnymi formami napędu (takimi jak np. ogniwa wodorowe, silniki pneumatyczne [114], lub silniki z obiegiem ciekłego azotu [90]). Zatem dąży się do zmniejszenia udziału lokomotyw spalinowych o mniej niż 2% w przeciągu 5 lat, w tym tempie przejście na tabor czysto elektryczny nie jest możliwe nawet w perspektywie 100 lat. Aby przyspieszyć ten proces konieczne jest zidentyfikowanie głównych przeszkód w rozpowszechnianiu wykorzystania lokomotyw elektrycznych.

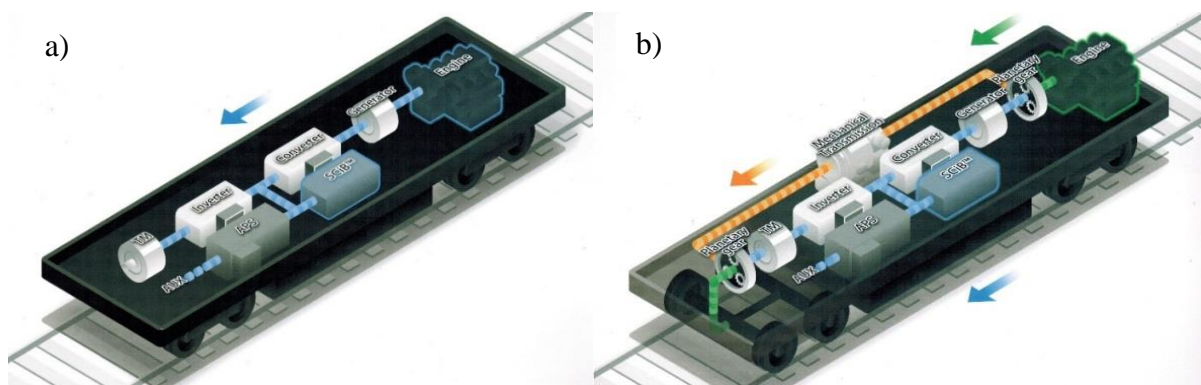
2.3. Podział maszyn torowych

Do pojazdów szynowych zalicza się duża grupa maszyn przeznaczonych do poruszania się po torach kolejowych. Dzielą się one na napędowe (lokomotywy, wagony silnikowe, maszyny specjalne) oraz pasywne lub doczepne (wagony i platformy). Pojazdy szynowe dzieli się na typy na podstawie formy napędu. Równolegle stosuje się podział w oparciu o przeznaczenie pojazdu, czyli planowany typ wykonywanych zadań przewozowych lub innych na liniach kolejowych. Wobec tego dzieli się je na drezyny (pojazd pomocniczy lub maszyna diagnostyczna), lokomotywy liniowe (w zależności od ciągniętego zestawu występujące jako zespoły trakcyjne pasażerskie lub towarowe), lokomotywy manewrowe (służące do przetoku wagonów na bocznicach), metro, tramwaje i autobusy szynowe, lokomotywy magnetyczne typu Maglev oraz inne szynowe pojazdy eksperymentalne i prototypy. Należy również uwzględnić pojazdy dwudrogowe, tj. poruszające się zarówno po drogach jak i po torach, które stanowią własną podkategorię pojazdów szynowych. Podział stosowany w tej pracy opiera się na przeprowadzonym badaniu emisji spalin, skupiając się na rodzaju wykonywanych zadań torowych po zawężeniu zakresu rozważanych pojazdów do takich, które napędzane są silnikami spalinowymi o ZS. Najważniejszym aspektem klasyfikacji pojazdów szynowych była charakterystyka wykonywanej przez nie pracy. W oparciu o taki podział dokonano doboru pojazdów tak, aby każdy pojazd reprezentował inną charakterystykę i typ wykonywanej pracy. Umożliwiło to uzyskanie szerokiego porównania znacząco się różniących od siebie pojazdów, zgodnie z postawionymi celami pracy.

2.4. Główne typy napędów stosowane w pojazdach szynowych

Zdecydowana większość pojazdów szynowych z napędami w Polsce napędzana jest silnikami diesla (o ZS) lub pobiera energię z trakcji elektrycznej. Wciąż użytkowane są nieliczne parowozy, głównie w formie pojazdów zabytkowych. Istnieje również szereg innych rozwiązań, takich jak pojazdy z napędem hybrydowym (szeregowym lub równoległym), pojazdy zasilane gazem naturalnym CNG (sprężony gaz ziemny) lub LNG

(ciekły gaz ziemny), lub pojawiające się w ostatnich latach pojazdy zasilane ogniwami wodorowymi. Znaczący rozwój i popularyzację w ostatnich 20-stu latach obserwowano wśród lokomotyw z napędami hybrydowymi [4]. Na rynku dostępne są różne rozwiązania napędów szynowych pojazdów hybrydowych, przykładami takich rozwiązań są produkty z oferty japońskiej firmy Toshiba w formie napędów hybrydowych szeregowych oraz szeregowo-równoległych (rys. 2.4 a i b). Głównymi producentami i pionierami tego typu rozwiązań na rynku światowym są japońskie firmy Toshiba z pojazdem Class HD300 (rys. 2.5) oraz East Japan Railway Company wraz z Hitachi-Rail (HB-E300), ponadto występują również rosyjskie Sinara Transport Machines (TEM9H), kanadyjskie Railpower Technologies (GG20B „Green Goat”) i amerykańskie General Electric Transportation (ES44AC-H z serii Evolution, rys. 2.6). W Polsce rozwiązania hybrydowe w transporcie kolejowym udostępnia Newag S.A., producent pociągów z rodziny Impuls 2, np. typu 36WEh (rys. 2.7), w którym stosuje się indywidualny napęd falownika dla każdego wózka napędowego. Lokomotywy te względnie niedawno (bo pod koniec roku 2020) otrzymały dopuszczenie do eksploatacji na polskich liniach kolejowych [87]. Możliwe jest również zastosowanie hybrydowych systemów zasilania od producentów takich jak firma MTU i oferowany przez nią produkt Hybrid PowerPack, łączący silnik diesla spełniający normę Stage V wraz z zasilaniem akumulatorowym (rys. 2.8) [72]. Rośnie również zainteresowanie pojazdami zasilanymi ogniwami wodorowymi, zwanymi potocznie „hyd rail”. Pomimo braku rozbudowanej infrastruktury wodorowej próby i testy pojazdów z tego typu napędem były wykonywane przez East Japan Railway Company (2006 i 2008 r.) [19], hiszpańskie University of Valladolid (2011 r.) [100], chińskie Southwest Jiaotong University (2014 r.) [80] i Alstom Transport (2017 i 2018 r.) [3, 30].



Rysunek 2.4. Rozwiązania napędów hybrydowych pojazdów szynowych firmy Toshiba a) szeregowo, b) szeregowo-równoległe [103]



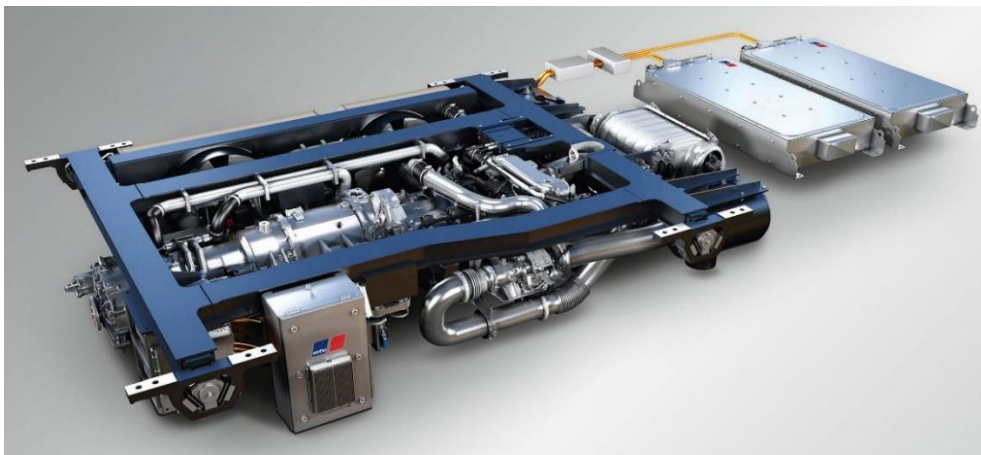
Rysunek 2.5. Lokomotywa hybrydowa Class HD300 firmy Toshiba (© DAJF/Wikimedia Commons/CC BY-SA 3.0)



Rysunek 2.6. Lokomotywa ES44AC-H projektu General Electric Transportation



Rysunek 2.7. Lokomotywa Impuls 2, typ 36WEh produkcji firmy Newag S.A. [73]



Rysunek 2.8. System napędowy Hybrid PowerPack firmy MTU [72]

2.5. Historia i kierunki rozwoju taboru kolejowego w Polsce

2.5.1. Tabor kolejowy

Początkowo, w Polskiej Rzeczypospolitej Ludowej przed rokiem 1989 przemysł kolejowy był profilowany zgodnie z założeniami RWPG (Rada Wzajemnej Pomocy Gospodarczej) gdzie przydzielono mu rolę zaplecza naprawczego szynowych pojazdów spalinowych. W tym czasie przemysł krajowy dostarczał szynowe pojazdy elektryczne na potrzeby kraju, ale tabor spalinowy pochodził głównie z importu. Stosowane rozwiązania technologiczne były przestarzałe i nie wprowadzano wielu innowacji. Rola transportu szynowego w Polsce zmalała po 1989 r. z powodu zmian związanych z przejściem na gospodarkę wolnorynkową. Malejący przemysł ciężki oraz rosnący udział samochodów osobowych, spowodowały spadek zapotrzebowania na transport kolejowy, zarówno towarowy jak i pasażerski. Zaistniała w latach 90-tych sytuacja rynkowa zmusiła największych polskich producentów taboru kolejowego do zmian ofert lub własności. Pafawaf Wrocław został przejęty przez koncern Adtranz w 1996 r. a następnie przez firmę Bombardier w 2001 r. Producent tramwajów Konstal Chorzów został przejęty przez firmę Alstom i włączony do producentów rynku światowego jako Alstom Konstal. Firma H. Cegielski, mająca szerszy wachlarz specjalności, ograniczyła produkcję taboru

kolejowego do wagonów pasażerskich oraz ich modernizacji, czym zajmuje się do dziś jako H. Cegielski – Fabryka Pojazdów Szynowych Sp. z o. o. (FPS). W okresie od 2000 r. głównymi producentami spalinowych zespołów trakcyjnych na rynek polski były firmy: PESA, Kolzam oraz Newag. Elektryczne zespoły trakcyjne były natomiast produkowane przez firmy: PESA, Newag, Stadler oraz Alstom. W zakresie producentów tramwajów na rynek polski głównymi producentami były firmy: PESA, Alstom Konstal, Bombardier, Modertrans Poznań oraz Solaris. Głównymi producentami lokomotyw na rynek polski były firmy: Bombardier, Newag, PESA oraz Siemens [38]. Rozwój taboru kolejowego dziś przejawia się w formie zmniejszania liczby lokomotyw przy jednoczesnym zwiększaniu ich wydajności oraz możliwości przewozowych.

Na przestrzeni ostatnich lat największymi producentami pojazdów szynowych dla polskich przewoźników były bydgoska PESA oraz nowosądecki Newag. Każde z tych przedsiębiorstw wyprodukowało w tym czasie blisko 200 sztuk elektrycznych zespołów trakcyjnych na potrzeby polskich przewoźników. Pozostałymi producentami były firmy Stadler (około 50 sztuk) oraz Alstom (około 20 sztuk). Sumarycznie w ostatniej dekadzie wyprodukowano około 500 sztuk EZT na rynek polski. Dodatkowo w tym samym czasie przewoźnicy krajowi zakupili blisko 100 sztuk SZT, z czego większość z tych pojazdów wyprodukowała PESA, a pozostałe firmy Newag oraz ZNTK Mińsk Mazowiecki (obecnie w składzie kapitałowej nazwane PESA Mińsk Mazowiecki). W połączeniu z istniejącymi trendami spadkowymi w liczbie eksploatowanych pojazdów szynowych wskazuje to na aktywne prace nad odnowieniem starzejącego się obecnie polskiego taboru kolejowego. Działania te mają na celu poprawę obecnej sytuacji, w której ponad połowa elektrycznych zespołów trakcyjnych w kraju może poruszać się z prędkością jedynie do 130 km/h. Pojazdy EZT produkowane w przeciągu ostatniej dekady mogą poruszać się już z prędkością do 160 km/h, o ile pozwala na to jakość infrastruktury. Nieliczne z pojazdów szynowych, które mogą poruszać się z prędkością przekraczającą 160 km/h to np. pojazdy Pendolino (rys. 2.9), produkcji firmy Alstom. Pomimo tego są one użytkowane na trasach z licznymi przystankami, przez co nie poruszają się szybciej niż 130 km/h. Do najbardziej eksploatowanych w Polsce pojazdów SZT należą pojazdy typu SA133, SA134 oraz SA137, poruszające się z prędkością do 120 km/h.



Rysunek 2.9. Pojazd Alstom EMU250 użytkowany przez PKP Intercity [87]

2.5.2. Napędy i infrastruktura

Podstawowym kierunkiem rozwoju dla napędów pojazdów szynowych jest elektryfikacja. Elektryfikacja taboru kolejowego nie wymaga kosztów implementacji nowego typu taboru, gdyż tabor zelektryfikowany jest częścią taboru kolejowego od wielu dekad. Głównymi przeszkodami są koszty wymiany taboru na jednostki elektryczne oraz koszty rozbudowy infrastruktury kolejowej, tj. elektryfikacji linii kolejowych. Poziom elektryfikacji linii kolejowych w Polsce wynosił w 2016 roku około 64% [58] (rys. 2.10), a istniejące plany jej rozbudowy uwzględniały jedynie kilka odcinków. Jest to poziom podobny do linii Hiszpańskich lub Portugalskich (odpowiednio 63% i 65%). W celu umożliwienia przejścia na tabor elektryczny o zerowej emisji dwutlenku węgla konieczne jest znaczące zwiększenie zakresu elektryfikacji linii kolejowych w Polsce. Celem byłby poziom elektryfikacji porównywalny ze Szwajcarią (99%). Komisja Europejska uznaje jednak, że celowość elektryfikacji powinna być szacowana oddzielnie dla każdej linii z uwzględnieniem kosztów elektryfikacji i poziomu obciążenia danej linii [25]. Według danych zamieszczonych w [34] średni oczekiwany koszt elektryfikacji na 1km linii kolejowej podwójnej wraz z sygnalizacją mieści się w zakresie 1–2,2 mln Euro na kilometr toru. Zakładając takie koszty całkowity koszt elektryfikacji wszystkich pozostałych niezelektryfikowanych linii w Polsce wyniósłby w zakresie od 6,7 do 14,8 mld Euro. Należy podkreślić, że elektryfikacja wielu z tych linii nie ma racji bytu ze względu na brak opłacalności takiego przedsięwzięcia, spowodowane jest to zbyt małym obciążeniem odcinków linii lub trudnościami terenowymi wpływającymi na zwiększenie przewidywanych kosztów inwestycji. Opłacalność należy wyznaczyć biorąc pod uwagę koszty bezpośrednie jak i pośrednie, wynikające z utrudnień i opóźnień związanych z czynnościami takimi jak zmiana pojazdu trakcyjnego lub zmiana lokomotywy (np. z elektrycznej na spalinową). Dodatkowo konieczne jest uwzględnienie ustaleń oraz protokołów wspólnotowych i międzynarodowych dotyczących działań zmniejszających emisję dwutlenku węgla. Elektryfikacja linii kolejowych wpisuje się w działania zgodne z założeniami programów chroniących środowisko i zbalansowanego rozwoju takimi jak Europejski Zielony Ład, Strategia na Rzecz Zrównoważonej i Inteligentnej Mobilności oraz Europejski Pakt na rzecz Klimatu. Dalsza rozbudowa infrastruktury zasilania pociągów elektrycznych jest krokiem koniecznym do zwiększenia udziału pojazdów elektrycznych, lub ogólniej mówiąc pojazdów o zerowej emisji spalin, w transporcie kolejowym. Ma to na celu wyparcie z eksploatacji pojazdów zasilanych napędami konwencjonalnymi, czyli silnikami spalinowymi.

Elektryfikacja linii kolejowych nie jest jedynym rozwiązaniem pozwalającym osiągnąć transport o zerowej emisji dwutlenku węgla, wśród najnowszych rozwiązań w dziedzinie bezemisyjnej mobilności istnieje również transport zasilany wodorem, oparty na szybko zyskującej na popularności technologii ogniw wodorowych. Jej zastosowanie w taborze kolejowym pozwoliłoby uniknąć konieczności elektryfikacji lub likwidacji części mało eksploatowanych linii kolejowych. Mimo braku konieczności rozbudowy trakcji zasilania, zastosowanie paliwa wodorowego wymagałoby rozbudowy infrastruktury kolejowej o stacje tankowania wodoru dla pojazdów na trasach niezelektryfikowanych. Taką inicjatywę podjęto już np. w niemieckim mieście Bremervoerde, gdzie firma Linde obsługiwać będzie stację tankowania paliwa wodorowego. Szerokie wdrożenie takich rozwiązań oraz pojazdów

napędzanych ogniwami wodorowymi może pozwolić na uniknięcie problemów wynikających z niewystarczającego zelektryfikowania linii kolejowych na wielu odcinkach, na których uznaje się to za nieopłacalne. W efekcie może to umożliwić całkowite odejście od konwencjonalnych napędów silnikami spalinowymi w transporcie szynowym w Polsce, jak i na świecie.



Rysunek 2.10. Mapa elektryfikacji linii kolejowych w Polsce [85]

2.5.3. Technologie

Obecnie jednym z wiodących kierunków technologicznych jest rozwój pojazdów autonomicznych lub częściowo autonomicznych. Wprowadzanie do eksploatacji pojazdów i technologii mogących wykonywać coraz większą część pracy maszynistów, kontrolerów i mechaników pozwala przewoźnikom na zmniejszenie poziomu zatrudnienia a co za tym idzie kosztów operacyjnych. Podczas gdy same pojazdy są kosztowne w zakupie, koszty utrzymania oraz paliwa zwykle zależą od samego rozwoju technologii oraz cen na globalnym rynku. Obniżenie liczby zatrudnianych pracowników natomiast, można osiągnąć szybko i zgodnie z życzeniami przewoźnika. Ponieważ koszty wynagrodzeń stanowią zwykle największą część kosztu biletów dla podróżnych, zmniejszenie kosztownego zatrudnienia lub liczby opłacanych godzin pracy jest jednym z najprostszych sposobów na zmniejszenie

kosztów transportu. Należy zaznaczyć, że pełna autonomiczność w sektorze transportu kolejowego może być łatwiejsza do osiągnięcia niż w sektorze transportu drogowego. Ponieważ pojazdy kolejowe większość czasu podróżują ustaloną drogą i zakładając, że systemy bezpieczeństwa i ostrzegania działają prawidłowo, nie występuje ryzyko kolizji. Autonomiczność systemów sterujących, przynajmniej częściową, wprowadza się dla pojazdów szynowych w większości krajów w Europie, Ameryce oraz Azji.

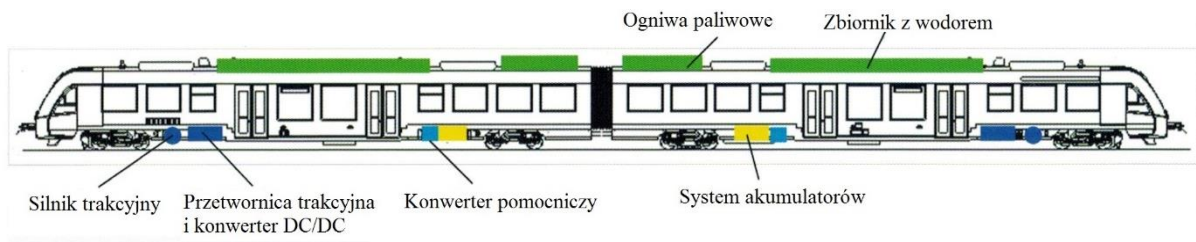
We wszystkich państwach członkowskich UE obowiązują już od wielu lat normy regulujące zgodność i interoperacyjność różnorodnych rozwiązań różnych producentów ze wszystkich przynależących państw zwane normami TSI (*Technical Specifications for Interoperability*). Autonomiczne systemy bezpieczeństwa, mające za zadanie ostrzegać maszynistę przed potencjalnym zagrożeniem, są rozbudowywane o możliwość załączenia hamulców w razie wykrycia zagrożenia bez potrzeby interwencji maszynisty. Dalsze kroki w kierunku autonomicznego poruszania się pojazdów szynowych stają się łatwiejsze wraz z rosnącą integracją i ujednocnianiem współpracujących urządzeń, systemów, i podsystemów zarówno tych na pokładzie pojazdu jak i przytorowych. Obecne wymagania interoperacyjności pomiędzy systemami różnych krajów opisywane są w zarządzeniach, takich jak Przewodnik Wdrażania Wymagań TSI [27]. Interoperacyjność i zgodność systemów stosowanych w kolejnictwie ma duże znaczenie dla wprowadzania autonomiczności pojazdów, ponieważ wraz z szerszymi możliwościami stosowania wzrasta opłacalność wprowadzania takich rozwiązań.

2.6. Kierunki światowe rozwoju napędów pojazdów trakcyjnych

Obecny stan wiedzy i technologii w zakresie napędów pojazdów, w tym pojazdów szynowych, odzwierciedla dążenia do dalszej elektryfikacji i automatyzacji większości form transportu. Podejmowanych jest wiele działań w celu zwiększenia sprawności środków transportu, a co za tym idzie zmniejszenia kosztów przy zwiększeniu przepustowości. Aspekt transportu kolejowego jest specyficzny, gdyż zwykle prostszym technologicznie rozwiązaniem jest elektryfikacja linii kolejowych i wykorzystanie pojazdów zasilanych z sieci energetycznej. Aspekt kosztów wytworzenia i dostarczenia niezbędnej energii elektrycznej jest oddzielnym problemem rozbudowy systemów pozyskiwania energii elektrycznej ze źródeł odnawialnych. Rozwiązania alternatywne do stosowania lokomotyw spalinowych i pojazdów elektrycznych na wszystkich liniach, są czynnie badane w aspekcie ich możliwie niższych kosztów eksploatacji w porównaniu z wymaganą elektryfikacją. Chodzi w tym wypadku głównie o krótkie, mało uczęszczane odcinki linii kolejowych, dla których elektryfikacja i utrzymanie infrastruktury byłoby nadmiernie kosztowne w porównaniu do oferowanych przez nie zysków.

Dlatego wielu producentów taboru kolejowego opracowuje nowe technologie napędów o zerowej emisji. Jednym z przyjmowanych rozwiązań alternatywnych są napędy zasilane paliwami wodorowymi, takimi jak rozwiązanie opracowywane przez Stadler Rail, East Japan Railway Company lub Alstom (rys. 2.11). Wykorzystanie ogniw wodorowych jako źródła zasilania pozwala na uzyskanie pojazdu o zasięgu często porównywalnym z konwencjonalnymi napędami zasilanymi paliwami węglowodorowymi. Obecnie koncepcje zastosowań pojazdów zasilanych wodorem odnoszą się do dłuższych, mało obciążonych,

niez elektryfikowanych linii, podczas gdy krótkie odcinki nie posiadające zasilania mają być pokonywane przez pojazdy elektryczne wyposażone w systemy akumulatorów, pozwalające na ograniczoną pracę poza trakcją elektryczną. W tym zakresie firma Siemens opracowuje własny wodorowy pojazd szynowy, nazwany Mireo Plus H (rys. 2.12). Jest to dwuczłonowy szynobus zasilany ogniwami wodorowymi wraz z bateriami litowo-jonowymi. Firma Siemens określa zasięg opracowywanego pojazdu na około 600 km, podczas gdy wersja trzyczłonowa ma mieć zasięg nawet do 1000 km [97].



Rysunek 2.11. Szynobus zasilany wodorem, koncept firmy Alstom [2]



Rysunek 2.12. Dwuczłonowy pojazd pasażerski Mireo Plus H firmy Siemens [97]

Jednym z mniej rozwiniętych kierunków w rozwoju transportu szynowego jest koncepcja pojazdów typu Hyperloop obecnie rozwijana przez firmę Virgin Hyperloop [109]. Rozwiązanie to polega na pojeździe poruszającym się wewnątrz komory próżniowej, co dzięki zmniejszeniu oporów powietrza pozwalałoby na uzyskanie znacząco większych prędkości (rzędu 1200 km/h) niż obecnie dostępne rozwiązania. Hyperloop jest unowocześnionym podejściem do koncepcji pociągów próżniowych z kategorii „vactrain” (*vacuum train*), których pierwsze koncepcje powstawały już na początku XX wieku (jak np.: „Organowiec” z powieści Stanisława Lema pt. *Obłok Magellana*) i pierwszy patent na tego typu rozwiązanie został wydany w 1950 roku dla Esther C. Goddard [18]. Obecnie rozwijana wersja tej technologii – Hyperloop ma być rozwiązaniem czysto elektrycznym i zasilanym energią ze źródeł odnawialnych. Mimo wciąż prowadzonych prac rozwojowych w tym zakresie trudno jest określić przyszły wpływ jaki ta technologia może mieć na sektor transportu. Duża liczebność problemów związanych z utrzymywaniem wielokilometrowej uszczelnionej komory na poziomie bliskim próżni sprawia, że realne szanse na szerokie zastosowanie takiego rozwiązania uznaje się za bardzo małe. Stąd Hyperloop

prawdopodobnie nie wpłynie znacząco na sektor transportu kolejowego i jest mało prawdopodobne, że stanie się konkurencyjną formą przewozu dóbr lub pasażerów.

2.7. Problematyka badań pojazdów szynowych

Badania emisji zanieczyszczeń z pojazdów szynowych prowadzone są standardowo w testach statycznych zgodnych z normą ISO8178 w ramach badań homologacyjnych pojazdów. Ponieważ są to testy statyczne a nie dynamiczne nie odzwierciedlają one rzeczywistych warunków pracy silników spalinowych pojazdów szynowych. Podobna sytuacja istniała dla pojazdów samochodowych przed wprowadzeniem dynamicznych testów silnikowych oraz testów drogowych (jezdnych) typu RDE (*Real Driving Emissions*). Stąd wszelkie badania w warunkach rzeczywistej eksploatacji dla pojazdów szynowych wykonywane są obecnie głównie przez podmioty naukowe i badawcze, a nie przez producentów. W przeciwieństwie do badań drogowych samochodów, które można wykonywać na drogach użytku publicznego z uwzględnieniem szeregu warunków dotyczących bezpieczeństwa drogowego, badanie pojazdów szynowych wykonywane na torach użytku ogólnego jest znacząco utrudnione. Głównymi problemami utrudniającymi przeprowadzanie tego typu badań są zwykle aspekty takie jak często nieuniknione przekroczenie skrajni, spowodowane aparaturą pomiarową, zwykle przepływomierzem. Takie modyfikacje zewnętrzne pojazdu szynowego mogą powodować zagrożenie naruszenia sieci zasilającej lub innych elementów systemu bezpieczeństwa na torach kolejowych. Stąd wszelkie badania ruchowe wykonywane są zwykle na specjalnie przystosowanych torach testowych, w przypadku których podmiot odpowiedzialny godzi się na podjęcie ryzyka związanego z wykonaniem testu jezdnego pojazdu szynowego. Z tego powodu wiele testów emisji spalin z pojazdów szynowych wykonywanych jest w sposób alternatywny, przez pomiar zanieczyszczenia powietrza na peronie stacji kolejowej po dotarciu na nią pojazdu zarówno dla stacji podziemnych [48, 55] jak i dla stacji na otwartej przestrzeni [98], w tunelach przy przejeżdżającym pojeździe [41], lub wewnątrz wagonów pociągu podczas jazdy [11, 43, 51, 96]. Wykonuje się również testy zmiany zanieczyszczenia powietrza po przejeździe pojazdu [102], które można stosować w formie bieżącej do kontroli zdatności do eksploatacji przejeżdżającego taboru.

Wszystkie te metody obarczone się znaczącą niepewnością pomiarową i dużymi błędami pomiarów. W rezultacie dokładność uzyskanych w ten sposób danych pozostaje mała, to samo dotyczy również użyteczności wyników takich pomiarów w szerszych analizach emisji spalin taboru kolejowego. Przedstawione metody nie łączy konsekwentna, ustalona metodyka, jak ograniczenie objętości zamkniętej przestrzeni stacji, na której badane jest stężenie związków wylotowych, odległości urządzeń pomiarowych od badanych pojazdów, obecności ludzi, lub wpływ ruchu mas powietrza w badanej przestrzeni. Do pełnej i rzetelnej analizy emisji spalin za konieczne uznano dokonanie pomiaru przepływu spalin z układu wylotowego badanego pojazdu na bieżąco podczas przejazdu. Takie dane umożliwiają pełną obróbkę uzyskanych wartości emisji, w tym również ich normalizację w celu dalszych porównań do wyników innych badań. Z tego powodu dobranym rozwiązaniem jest wykorzystanie mobilnych analizatorów emisji spalin wraz z przepływomierzem, podobnie jak ma to miejsce przy pomiarach emisji spalin z pojazdów

drogowych zgodnie z wymogami prawnymi. Opublikowano również wiele prac naukowych, w których obiektami badań były lokomotywy obciążane w statycznych testach laboratoryjnych wraz z przepływomierzem, przykładami mogą być publikacje [8, 17, 31]. Wyniki emisji spalin uzyskane takimi metodami odnoszą się bezpośrednio do rzeczywistości, przez co są znacznie bardziej użyteczne do dalszych analiz, ale parametry pracy silników podczas takich testów są wciąż dalekie od rzeczywistych.

Takie metody pomiaru emisji spalin z pojazdów szynowych wykorzystywane są coraz częściej, mimo tego wyniki w nich uzyskiwane wciąż nie wykazują dokładności zbliżonej do wyników z obecnie obowiązujących testów emisji spalin dla pojazdów drogowych. Z powodu szeregu utrudnień technicznych i prawnych w wykonaniu pomiarów metodyką wzorcowaną na RDE dla pojazdów szynowych, wynikających ze specyfiki taboru kolejowego, pomiary jezdne pojazdów tej kategorii wykonuje się znacznie rzadziej. Dyskusję na ten temat podjęto np. w [65], gdzie wykazano, że testy statyczne pojazdów szynowych oraz innych pojazdów z kategorii NRMM (*Non-Road Mobile Machinery*) są zwykle niewystarczające, aby prawidłowo określić emisyjność silników badanych pojazdów. Jest to ten sam problem, który zauważono w badaniach pojazdów drogowych [62, 78, 88, 110] i zaadresowano zmianami prawnymi przez dodanie testów RDE, wykonywanych w rzeczywistych warunkach drogowych, do listy badań wymaganych prawnie według norm emisji spalin pojazdów drogowych Euro 6 lub Euro VI. Problem ten dla pojazdów samochodowych zauważono znacznie wcześniej w licznych badaniach naukowych, których wnioski były podstawą uzasadniającą dodanie procedury badań RDE do wymagań homologacyjnych [13, 14, 47, 63, 79, 83, 113]. Działania te były efektem raportów instytucji europejskich takich jak JRC (*Joint Research Centre*) działających z ramienia komisji europejskiej, które wykazały znaczące rozbieżności pomiędzy emisją spalin uzyskiwaną w testach laboratoryjnych NEDC (*New European Driving Cycle*) a emisją zmierzoną bezpośrednio podczas rzeczywistej eksploatacji tych pojazdów [45].

W sytuacjach gdy przeprowadzenie pełnych badań zgodnych z wymaganiami procedury badawczej RDE jest niemożliwe często wykorzystuje się procedury zbliżone do RDE. Oznacza to badania niespełniające w pełni wymagań prawnych, ale mimo to przeprowadzane wciąż w warunkach drogowych, jak najbardziej zbliżonych do rzeczywistych warunków eksploatacji badanych pojazdów. Taką metodykę można określić jako wykonaną w RDC (*Real Driving Conditions*) i zbliżoną do testów RDE, ponieważ pozwala na uzyskanie wartościowych danych emisji w warunkach rzeczywistych. Tego typu badania przeprowadzano dla różnych typów pojazdów w sytuacjach w których przeprowadzenie pełnoprawnych testów procedurą RDE jest niemożliwe lub znacznie utrudnione [81]. Ponieważ procedura RDE nie przekłada się na pracę pojazdów szynowych (np. podziały przejazdu na sekcje jazdy miejskiej, pozamiejskiej i autostradowej o różnych zakresach prędkości jazdy) badania ruchowe wykonywane na pojazdach transportu szynowego są standardowo testami jezdny, zbliżonymi do procedury RDE ale nie jednoznacznie z tą procedurą. Oznacza to, że podjęcie prób porównania wyników uzyskanych w badaniach w RDC dla pojazdów szynowych z wynikami uzyskanymi w testach homologacyjnych pojazdów drogowych RDE musi koniecznie zawierać pewien poziom niepewności spowodowanej rozbieżnością metod pomiarowych.

3. Normy prawne i metody pomiarowe

3.1. Normy europejskie

Jednym z głównych aspektów eksploatacji pojazdów silnikowych, który jest obecnie podstawą wielu z podejmowanych działań legislacyjnych, jest emisja związków szkodliwych i toksycznych w gazach wylotowych oraz zużycie paliwa (emisja CO₂). Emisja związana ze spalaniem paliw kopalnych jest dobrze znanym źródłem smogu oraz substancji toksycznych znajdujących się w powietrzu. Problem emisji ze środków transportu pojawia się głównie w aglomeracjach miejskich, gdzie populacja pojazdów napędzanych silnikami spalinowymi jest duża. Efekty zdrowotne wynikające z długotrwałego oddychania powietrzem z dużą zawartością związków toksycznych (takich jak: tlenek węgla, tlenki azotu, węglowodory i cząstki stałe) są dobrze przebadane i udowodnione, prowadzą one m.in. do chorób układu oddechowego, chorób serca oraz raka płuc. Rakotwórczy wpływ cząstek stałych, zwłaszcza tych o najmniejszych średnicach (nanocząstek), jest efektem przenikania tych cząstek do pęcherzyków płucnych oraz do tkanki śródmiąższowej płuc, skąd wraz z krwią mogą przedostać się do innych narządów w ciele człowieka. Rezultatem tych emisji z transportu jak i innych dziedzin przemysłu jest zatrważająco szybki wzrost zachorowań na choroby płuc, górnych dróg oddechowych, serca i krążenia. Aby zapobiec wzrostowi częstości występowania tych schorzeń rządy wielu krajów świata postanowiły zwalczać emisję związków toksycznych u źródła wieloma metodami. Do takich zaliczyć można: zwiększanie udziału odnawialnych źródeł energii oraz tych o zerowej emisji, zwiększenie wydajności instalacji grzewczych i izolacji domostw i budynków, promowanie korzystania z mniej emisyjnego transportu miejskiego, dopłaty do zakupu pojazdów o napędzie elektrycznym, hybrydowym lub alternatywnym, oraz wprowadzanie prawnych ograniczeń emisji związków toksycznych ze źródeł transportu napędzanych silnikami spalinowymi. W pracy doktorskiej podjęto się analizy toksyczności oraz metod kontroli emisji pojazdów.

Pierwsze unijne normy emisji dla pojazdów pozadrogowych (typu non-road) wprowadzono z dniem 16.12.1997 r. wraz z unijną Dyrektywą 97/68/WE (tab. 3.1). Ta dyrektywa określała limity emisji związków szkodliwych pojazdów wyposażonych w silniki spalinowe dla norm Stage I i Stage II. Normy Stage I i II obowiązywały pojazdy typu non-road z silnikami o zapłonie samoczynnym o mocach w przedziałach 37–75 kW, 75–130 kW i 130–560 kW dla Stage I oraz z dodatkowym przedziałem 18–37 kW dla Stage II, ale z wykluczeniem silników stosowanych do napędu lokomotyw, wagonów silnikowych i statków żeglugi śródlądowej [76]. Normy Stage I i Stage II ograniczały emisję jednostkową CO (tlenku węgla), HC (węglowodorów), NO_x i PM. W tym wypadku limit emisji CO wynosił od 3,5 do 6,5 g/kWh, limit dla HC znajdował się w zakresie 1 do 1,5 g/kWh, limit emisji NO_x był w zakresie 6 do 9,2 g/kWh a limit emisji PM w zakresie 0,2 do 0,85 g/kWh.

Przepisy zmieniono dnia 21.03.2004 r. wprowadzając nową dyrektywę nazwaną Directive 2004/26/WE [77], która była poprawką poprzedniej dyrektywy, rozszerzając zakres pojazdów jakie dalsze normy tego typu miały obowiązywać o okręty, lokomotywy i wagony silnikowe. Określa ona limity emisji związków toksycznych: tlenku węgla (CO), tlenków azotu (NO_x), węglowodorów (HC) i cząstek stałych (PM) dla kolejnych norm Stage IIIA, IIIB oraz Stage IV. Wprowadzone zostały limity emisji CO w zakresie 3,5 do 5,5 g/kWh,

limity emisji HC na poziomie 0,19 g/kWh a NO_x od 0,4 do 3,3 g/kWh. W normach Stage III A i B wprowadzono również łączny limit dla emisji HC+NO_x dla niektórych kategorii pojazdów w zakresie od 4 do 7,5 g/kWh. Limit emisji PM ograniczono w zakresie od 0,025 do 0,6 g/kWh. Wprowadzono podział na kategorie mocy 19–37 kW, 37–75 kW, 75–130 kW, 130–560 kW dla normy Stage IIIA oraz 37–75 kW, 75–130 kW, 130–560 kW dla Stage IIIB.

Tabela 3.1. Limity emisji w podziale na kategorie mocy zgodne z Dyrektywą 97/68/WE [76, 77]

Zakres mocy [kW]	NO _x [g/kWh]	HC [g/kWh]	CO [g/kWh]	PM [g/kWh] (PN [1/kWh])	Data wprowadzenia
	NO _x + NMHC				
Stage I					
$37 \leq P_{\max} < 75$	9,2	1,3	6,5	0,85	1999
$75 \leq P_{\max} < 130$	9,2	1,3	5,0	0,70	1999
$130 \leq P_{\max} < 560$	9,2	1,3	5,0	0,54	1999
Stage II					
$18 \leq P_{\max} < 37$	8,0	1,5	5,5	0,8	2001
$37 \leq P_{\max} < 75$	7,0	1,3	5,0	0,4	2004
$75 \leq P_{\max} < 130$	6,0	1,0	5,0	0,3	2003
$130 \leq P_{\max} < 560$	6,0	1,0	3,5	0,2	2002
Stage IIIA					
$19 \leq P_{\max} < 37$	7,5		5,5	0,6	2007
$37 \leq P_{\max} < 75$	4,7		5,0	0,4	2008
$75 \leq P_{\max} < 130$	4,0		5,0	0,3	2007
$130 \leq P_{\max} < 560$	4,0		3,5	0,2	2006
Stage IIIB					
$37 \leq P_{\max} < 56$	4,7		5,0	0,025	2013
$56 \leq P_{\max} < 75$	3,3	0,19	5,0	0,025	2012
$75 \leq P_{\max} < 130$	3,3	0,19	5,0	0,025	2012
$130 \leq P_{\max} < 560$	2,0	0,19	3,5	0,025	2011
Stage IV					
$56 \leq P_{\max} < 130$	0,4	0,19	5,0	0,025	2014
$130 \leq P_{\max} < 560$	0,4	0,19	3,5	0,025	2014
Stage V					
$P_{\max} < 8$	7,5		8,0	0,40	2019
$8 \leq P_{\max} < 19$	7,5		6,6	0,40	2019
$19 \leq P_{\max} < 37$	4,7		5,0	0,15 (10 ¹²)	2019
$37 \leq P_{\max} < 56$	4,7		5,0	0,15 (10 ¹²)	2019
$56 \leq P_{\max} < 130$	0,4	0,19	5,0	0,15 (10 ¹²)	2020
$130 \leq P_{\max} < 560$	0,4	0,19	3,5	0,15 (10 ¹²)	2019
$560 \leq P_{\max}$	3,5	0,19	3,5	0,45	2019

Dla pojazdów szynowych podziału dokonano na szereg kategorii, z których każda obowiązuje dla silników o mocy powyżej 130 kW, podczas gdy w normie Stage IIIA lokomotywy podzielone są dodatkowo na lekkie oznaczone kategorią RL A w przedziale mocy 130–560 kW oraz ciężkie oznaczone kategorią RH A o mocy powyżej 560 kW. Dla normy Stage IV limity rozdzielono na jedynie dwie kategorie mocy: 56–130 kW i 130–560 kW. Według dyrektywy wagony silnikowe są: „samojezdnymi pojazdami szynowymi przeznaczonymi do przewozu ładunków i/lub pasażerów”, natomiast lokomotywy są: „samojezdnymi pojazdami szynowymi przeznaczonymi do poruszania lub napędu wagonów zaprojektowanych do przewozu ładunków, pasażerów i innych urządzeń, lecz które same nie są zaprojektowane do przewozu ładunków, pasażerów (innych niż obsługa lokomotywy) i innych urządzeń. Silnik pomocniczy lub silnik przeznaczony do napędu urządzenia zaprojektowanego do wykonywania prac konserwacyjnych lub budowlanych na torach nie jest klasyfikowany zgodnie z tym ustępem, lecz zgodnie z ustępem Ai)”. Zgodnie z terminami określonymi przez tą dyrektywę norma Stage IIIA zaczęła obowiązywać od 01.01.2006 roku dla silników o mocach w zakresie 19–560 kW zarówno stosowanych do napędu wagonów silnikowych, lokomotyw i statków żeglugi śródlądowej oraz pracujących przy stałej prędkości obrotowej. Norma Stage IIIB zaczęła obowiązywać od 1.01.2011 roku dla silników o mocach w zakresie 37–560 kW w tym tych zastosowanych do napędu lokomotyw i wagonów silnikowych. Natomiast norma Stage IV obowiązuje od 01.01.2014 roku dla wszystkich silników o mocach w zakresie 56–560 kW. Dodatkowo liczbowe limity emisji opisane w dyrektywie 2004/26/WE zrównano do wartości limitów emisji dla równoległe proponowanych norm Tier 3 i 4 mających obowiązywać w tym samym okresie w Stanach Zjednoczonych. Ostatnią zmianę wprowadzono wraz z normą Stage V, która weszła w życie od 1.01.2019 roku dla pojazdów z silnikami o mocy poniżej 56 kW i powyżej 130 kW, natomiast w przedziale mocy pomiędzy 56-130 kW normy te obowiązują od początku roku 2020.

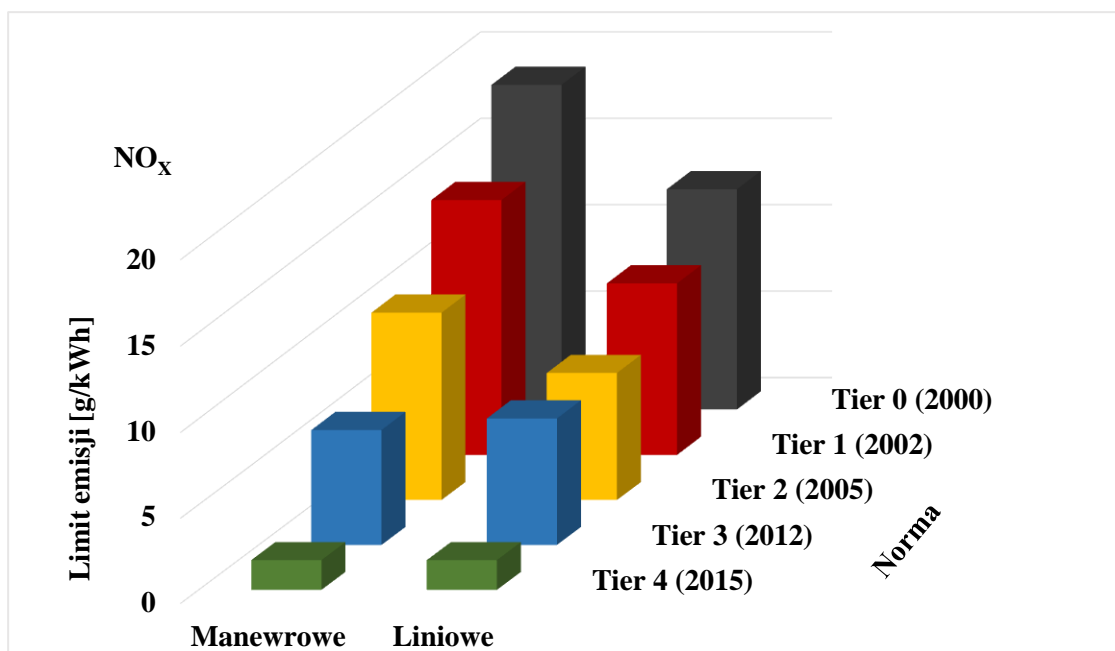
Według dyrektywy metody pomiarów emisji z silników napędzających lokomotywy i wagony silnikowe muszą być wykonywane zgodnie z metodyką określoną dla testów NRSC (*Non-Road Steady Cycle*). Przy tym procedura badań dla wagonów silnikowych jest jednoznaczna z cyklem C1 norm ISO8178 natomiast dla lokomotyw jest ona jednoznaczna z cyklem F norm ISO8178.

3.2. Normy amerykańskie

W Stanach Zjednoczonych normy emisji z silników pojazdów szynowych i lokomotyw rozwijane były równoległe z normami Europejskimi. W ostatnich dekadach normy Tier oraz Stage sprowadzono do tych samych wartości limitów i planowane jest utrzymanie tej zgodności w celu stworzenia jednego systemu ograniczeń emisji spalin. Takie działanie ułatwia projektowanie, produkcję i badanie wskaźników ekologicznych pojazdów szynowych dla międzynarodowych producentów, pomagając ujednoczyć rynek pojazdów szynowych. Pierwszą normę dotyczącą emisji z silników pojazdów szynowych Tier 0 wprowadzono w roku 2000 dla silników wyprodukowanych w latach 1973-2001. Tier 1 wprowadzono dla silników wyprodukowanych w latach 2002-2004, po czym Tier 2 dla silników produkowanych od roku 2005. Kolejnym krokiem legislacji emisji było wprowadzenie norm

Tier 3 i Tier 4 dla silników produkowanych odpowiednio w latach 2012-2014 i od 2015. Wszystkie z wymienionych norm rozróżniały natomiast oddzielne wartości limitów emisji związków toksycznych pomiędzy silnikami lokomotyw liniowych a lokomotyw manewrowych.

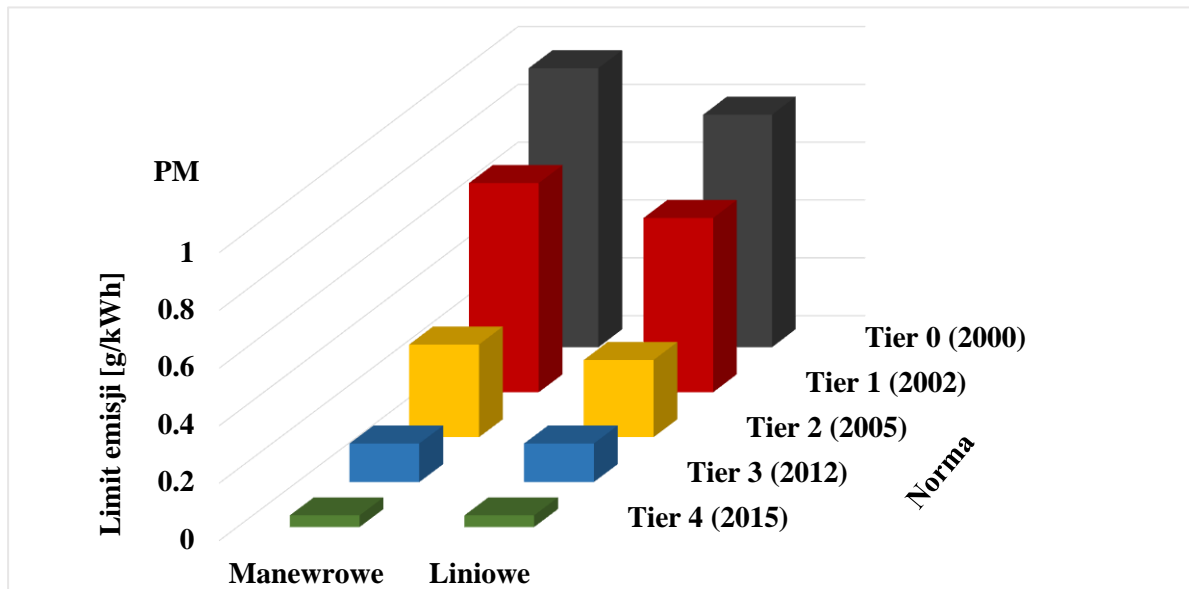
Procedura testowa obecnych norm Tier jest taka sama jak testy statyczne „steady-state” zgodne z normą ISO 8178 C1, czyli 8-fazowego testu. Pojazdy spełniające normę Tier 4 muszą również przejść testy dynamiczne NRTC (*Non-Road Transient Cycle*), ale jedynie dla silników o mocy poniżej 560 kW. Dodatkowo zgodnie z regulacjami normy Tier 4 silniki muszą również spełniać warunki limitów emisji NTE (*not-to-exceed*) niezależnie od rodzaju stosowanego testu emisji, które są równoznaczne z europejskimi wartościami limitów emisji spalin po zastosowaniu współczynnika zgodności CF (*Conformity Factor*). Lokomotywy o mocy powyżej 750 kW poddawane są dodatkowym testom kontrolnym, zgodnie z wymaganiami federalnymi. Może to wymagać przeprowadzenia testu pojazdu na hamowni podwoziowej, który osiągnął już wiek wynoszący 50–70% jego oczekiwanej długości życia, nazwanego federalną procedurą testową FTP (*Federal Test Procedure*). Ten test pozwala na upewnienie się, że oddane do eksploatacji lokomotywy spełniają normy emisji przez większość okresu swojej eksploatacji, co między innymi zwiększa pewność szacowania danych emisji spalin tych pojazdów w dłuższej perspektywie czasowej, lub w zakresie całego okresu ich użytkowania. Rozróżnienie na typy lokomotyw (liniowe i manewrowe) polega na podziale pojazdów ze względu na sumaryczną moc ich silników, powyżej 1700 kW dla lokomotyw liniowych oraz do 1700 kW dla lokomotyw manewrowych.



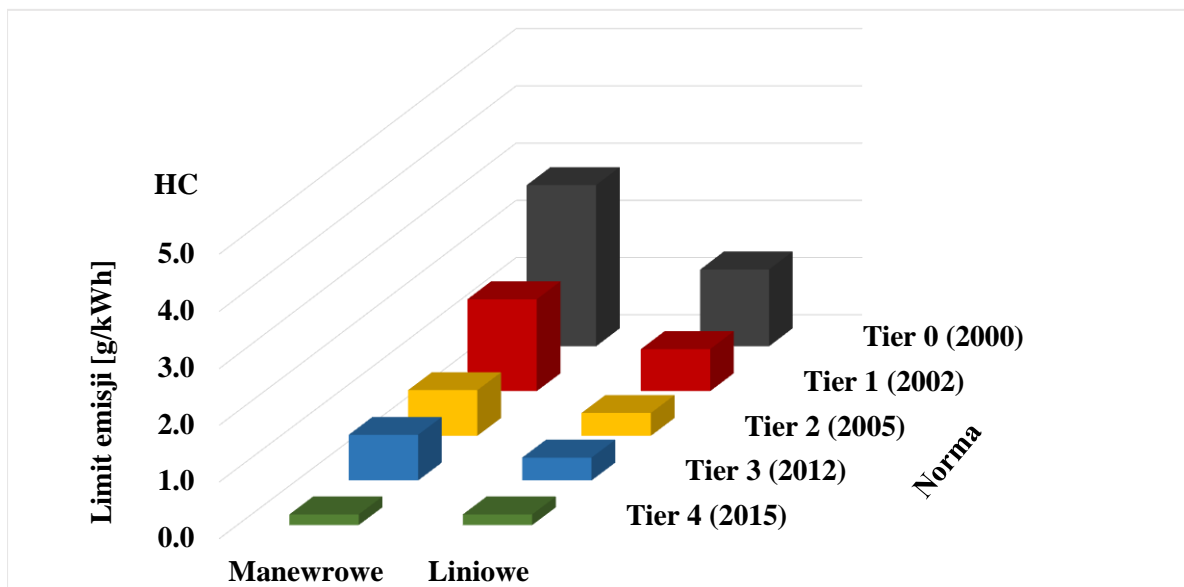
Rysunek 3.1. Normy emisji NO_x według Tier 0 do Tier 4 dla lokomotyw liniowych i manewrowych

Wyjątkiem są lokomotywy liniowe, które obowiązują normy Tier 0, Tier 1 i Tier 2, muszą one spełniać również limity emisji obowiązujące dla lokomotyw manewrowych tego samego poziomu Tier. Ponadto lokomotywy liniowe spełniające normę Tier 3, muszą

również spełniać normy Tier 2 dla lokomotyw manewrowych. Z drugiej strony lokomotywy manewrowe Tier 1 i Tier 2 muszą spełniać limity emisji odpowiadającym im normom Tier dla lokomotyw liniowych. Dokonano porównania wartości limitów emisji spalin dla kolejnych norm Tier dla lokomotyw liniowych oraz manewrowych dla NO_x, HC oraz PM (rys. 3.1–3.3).



Rysunek 3.2. Normy emisji PM według Tier 0 do Tier 4 dla lokomotyw liniowych i manewrowych



Rysunek 3.3. Normy emisji HC według Tier 0 do Tier 4 dla lokomotyw liniowych i manewrowych

3.3. Przegląd zmian norm prawnych w latach 2019 do 2021

W ostatnich latach planowane zmiany prawne przybrały inny kierunek. Wraz z wejściem w życie norm Stage V [77] w latach 2019 do 2021 powstał podział pojazdów szynowych ze względu na typ (oddzielne dla lokomotyw i wagonów silnikowych), a nie na moc silnika. Różnice w typach pojazdów oraz w rodzaju wykonywanej przez nie pracy mają znaczący wpływ na ich charakterystykę emisji spalin. Wraz z rosnącym zrozumieniem wpływu charakterystyki pracy silników na charakterystykę emisji pojazdów szynowych nowe normy spalin opracowywane będą z uwzględnieniem tych różnic. W efekcie powstające różnice w nowych normach spalin Stage V i późniejszych kierują normy w stronę większego uszczegółowienia wartości granicznych emisji spalin w zależności od charakterystyk pracy pojazdów. Takie działania powodują i wymagają dalszego zróżnicowania metod pomiarowych oraz metod przedstawiania danych pomiarowych. Uzyskanie rzetelnych danych pomiarowych emisji spalin zbliżonych do wartości rzeczywistych oraz pogodzenia potrzebnej do tego metodyki z umożliwieniem analiz porównawczych pomiędzy różnymi typami pojazdów stwarza problem techniczny, którego rozwiązanie nie zostało jeszcze ustalone. Oczekuje się, że dalsze zmiany norm prawnych umożliwią pogodzenie tych potrzeb w formie ujednocnionej metodyki porównawczej dla szeregu zróżnicowanych i wysoce specyficznych metod badawczych emisji spalin.

Wartości graniczne normy Stage V wchodzącej w życie dla pojazdów szynowych od 2021 r. są takie same jak wartości dla normy Stage III B z 2012 roku, z wyjątkiem limitu PM dla wagonów silnikowych. Dodatkowo w normie Stage V pojawia się limit PN dla wagonów silnikowych, ale nie dla lokomotyw. Obecne zmiany w normach emisji spalin dotyczą emisji cząstek stałych, masowej jak i liczbowej, wskazując na dalsze plany wprowadzania szerszych ograniczeń dla wszystkich typów pojazdów. Tym samym aspekt emisji cząstek stałych z silników pojazdów szynowych i NRMM jest problemem dynamicznym i wymagającym szerszej analizy w oddzielnej pracy dedykowanej wyłącznie temu problemowi, przez co nie podjęto tej tematyki w przedstawianej pracy.

3.4. Metody pomiaru emisji spalin

Pomiar emisji spalin z silników pojazdów szynowych dokonywany jest za pomocą odpowiednich urządzeń pomiarowych i analizatorów w połączeniu z przepływomierzem, podobnie jak ma to miejsce dla pojazdów drogowych. Główną różnicą w stosowanych rozwiązaniach jest sposób zadawania obciążenia silnika, gdzie dla pojazdów drogowych poza hamownią silnikową i podwoziową, stosuje się również testy RDE, w rzeczywistych warunkach jazdy. Z tego powodu, aby umożliwić wykonywanie pomiarów drogowych konieczne było stworzenie coraz mniejszych i lżejszych wersji urządzeń pomiarowych emisji spalin, w celu zwiększenia ich mobilności. Możliwość wprowadzenia testów RDE jest w dużej mierze efektem miniaturyzacji urządzeń pomiarowych i powstania nowej ich podkategorii nazwanej PEMS (*Portable Emissions Measuring System*).

Bezpośrednie przełożenie pomiarów na hamowniach podwoziowych i silnikowych na potrzeby zastosowań dla pojazdów szynowych spowodowało, że obciążenie silnika w testach tych pojazdów realizowane jest zwykle za pomocą opornika wodnego. Takie rozwiązanie pozwala na wykonanie statycznych testów dla pojazdów szynowych,

ale nie umożliwia prawidłowego odwzorowania charakterystyki ich pracy jak ma to miejsce w przypadku hamowni dynamicznych. Nie wymaga się przy tym testów w rzeczywistych warunkach pracy, tak jak ma to miejsce dla pojazdów drogowych.

Dla pojazdów drogowych istnieje wiele silnikowych metod pomiaru emisji spalin, wykonywanych w laboratorium na hamowni silnikowej. Do takich metod pomiarowych można zaliczyć Europejskie testy laboratoryjne stanu stałego i zmiennego, określane jako ESC (*European Steady State Cycle*) oraz ETC (*European Transient Cycle*). Te dwie procedury testowe wprowadzono w połączeniu z procedurą ELR (*European Load Response*) wraz z normą Euro III zgodnie z Dyrektywą 1999/96/WE, która zaczęła obowiązywać dla ciężkich silników ZS od 2000 r. Wspomniana norma dotyczy wszystkich pojazdów silnikowych o „technicznie dopuszczalnej maksymalnej masie całkowitej” powyżej 3500 kg, wyposażonych w silniki ZS lub silniki zasilane gazem ziemnym (LNG lub CNG) lub skroplonym gazem petrochemicznym (LPG) z zapłonem iskrowym zgodnie z dokumentem Komisji Europejskiej nr C5-0028/1999. Testy statyczne ESC, pomimo większej prostoty ich wykonania, nie są w stanie odwzorować rzeczywistej charakterystyki pracy silnika spalinowego. Lepsze odwzorowanie zapewniają testy dynamiczne ETC, ale ich wyniki nadal odbiegają w znaczący sposób od wartości rzeczywistych. Stąd liczne próby opracowania testów w warunkach rzeczywistych dla pojazdów pozadrogowych [64]. W rezultacie stosuje się różne metody badań pomiaru emisji spalin z silników pojazdów szynowych, takich jak testy zmiany stężenia związków toksycznych w powietrzu na stacjach lub przystankach [11]. Takie rozwiązanie jest często stosowane dla stacji podziemnych lub tuneli [48], gdzie przepływ świeżego powietrza jest ograniczony lub znany z wydajności systemu wentylacji. Tego typu pomiary są jednak wykonywane głównie z perspektywy kontroli stopnia potencjalnej szkodliwości powietrza w zamkniętych przestrzeniach oraz jego wpływu na zdrowie ludzi przebywających w danym obszarze [43]. Wyniki takich badań trudno jest odnieść bezpośrednio do emisyjności samego silnika pojazdu, którego obecność w danym obszarze powoduje wzrost zanieczyszczenia powietrza, ponieważ nie dokonuje się w nich pomiaru przepływu spalin. Kolejnym i podobnym rozwiązaniem są testy powietrza w wagonach za lokomotywą. Oba te rozwiązania, pomimo swoich zastosowań, nie są użyteczne do właściwego i pełnego określenia szkodliwości środowiskowej pojazdów szynowych.

Inną alternatywą jest stosowanie testów wzorcowanych na metodyce RDE, którą wykorzystuje się w badaniach pojazdów drogowych. Taki test powinien umożliwić uzyskanie możliwie dokładnych wartości emisji spalin z silników podczas eksploatacji w warunkach rzeczywistych, a co za tym idzie uzyskać konkretne dane określające emisyjność badanych silników i pojazdów. Istnieją również podobne testy dla ciężkich drogowych pojazdów pasażerskich. Przykładem takich procedur testowych są testy SORT (*Standardized On-Road Test*) służące do oceny emisji spalin z autobusów miejskich. Testy SORT służą do porównania silników, a nie pojazdów, przedstawiając dane emisji spalin w formie emisji jednostkowej (g/kWh). Skupiają się one głównie na określaniu sprawności silników autobusów miejskich w celu redukcji kosztów eksploatacyjnych, które zależnie od szacowań mogą sięgać nawet 150% kosztów zakupu pojazdu w okresie 12 lat eksploatacji [70]. Do testów SORT zalicza się trzy oddzielne testy dla różnych warunków drogowych, test SORT 1 jest testem miejskim wykonywanym przy dużej kongestii, test SORT 2 to test miejski przy

niewielkiej kongestii opisany dokładniej w [32] oraz test SORT 3 jako test pozamiejski z największą średnią prędkością przejazdu. Dokładności pomiarów dla tych testów wynoszą 2% dla wartości zużytego paliwa, 0,5% dla prędkości jazdy oraz 0,2% dla trasy przebytej w teście. Zastosowanie testów SORT zawęża się do pomiaru zużycia paliwa podczas jazdy miejskiej, pomimo tego wykorzystywano je również do oceny energochłonności miejskich autobusów elektrycznych [35]. Ograniczeniem prawidłowego wyniku testu jezdowego SORT jest wynik mieszczący się w zakresie 5% wartości zużycia paliwa uzyskanej dla pojazdu w testach odniesienia.

Głównym problemem w rozpowszechnieniu tego rodzaju badań są ograniczenia prawne i techniczne charakterystyczne dla pojazdów szynowych. Jest to przede wszystkim ograniczenie skrajni pojazdu, ponieważ prawidłowe przeprowadzenie testów RDE wymaga pomiaru przepływu spalin, a przepływomierz gazów wylotowych podłączany jest do układu wylotowego. Stwarza to problem, ponieważ przepływomierz lub przewód spalin w prawie każdym rozwiązaniu konstrukcyjnym pojazdów szynowych musi znaleźć się poza granicami skrajni, stwarzając zatem zagrożenie kolizyjne z elementami infrastruktury kolejowej, znaków, tuneli, podwieszanej trakcji zasilania itp. Bezpieczne wykonanie testów w rzeczywistych warunkach pracy dla pojazdów szynowych wymaga więc bardzo specyficznych ustaleń i przystosowanej do tego infrastruktury. Oznacza to, że szersze wdrożenie tego typu testów emisji spalin dla pojazdów szynowych wymagałoby stworzenia wielu polowych ośrodków testowych udostępnianych producentom do wykonywania tego typu badań. Najprostszym rozwiązaniem byłoby wprowadzenie wymagań przeprowadzenia testów w warunkach rzeczywistych i pozostawienie problemu ich wykonania po stronie producentów taboru kolejowego, jak miało to miejsce w przypadku pojazdów drogowych.

W ramach wykonanych badań³ zmierzono emisję spalin trzech podstawowych gazowych związków toksycznych: tlenku węgla, węglowodorów i tlenków azotu, wraz z pomiarem emisji dwutlenku węgla w celu normalizacji wyników. Należy zaznaczyć, że zastosowane do pomiarów analizatory spalin i metodyka badawcza nie uwzględniały pomiaru emisji cząstek stałych (PM), które mają duże znaczenie dla ogólnej toksyczności emitowanych spalin [23], zwłaszcza w pojazdach napędzanych silnikami o zapłonie samoczynnym [99, 105] przez co dane emisji PM nie zostały zmierzone w wykonanych analizach. Analiza emisji cząstek stałych ze spalinowych pojazdów szynowych jest obszerniej opisana w literaturze niż emisja pozostałych związków toksycznych [1]. Dodatkowo metoda wyznaczania wskaźników toksyczności M (obliczana poprzez dzielenie wartości emisji danego związku przez odpowiadającą mu emisję CO₂) uwzględnia wyniki emisji podawane w formie masy emitowanego związku względem formy pracy, podczas gdy dla cząstek stałych można stwierdzić, że ich szkodliwość jest odwrotnie proporcjonalna do ich indywidualnej masy i wymiarów [53, 71]. Przedstawienie wyników emisji cząstek stałych wybraną metodą wiązałoby się z przypisaniem większej wagi cząstkom stałym o większej masie, a co za tym idzie potencjalnie duże przekłamanie szkodliwości środowiskowej i zdrowotnej badanego pojazdu. Wyczerpujące rozwiązanie tego problemu wymagałoby uwzględnienia rozkładu wymiarowego emitowanych cząstek stałych, co wybiega ponad przyjęty zakres pracy. W związku z tym zdecydowano o zastosowaniu wybranej metody

³ Pełna metodyka badań została opisana szczegółowo w rozdziale 4.

porównawczej jedynie do toksycznych związków gazowych emitowanych przez silniki pojazdów szynowych.

Związki gazowe mierzone podczas wykonywanych badań różnią się sposobem powstawania, metodami zmniejszania ich ilości oraz poziomem i mechanizmem szkodliwości, zarówno dla środowiska jak i wpływu na zdrowie ludzkie. Istnieje również wiele metod zmniejszenia emisji tych związków, zwykle za pomocą rozwiązań wewnątrzsilnikowych oraz pozasilnikowych. Podstawowymi i nieuniknionymi produktami spalania paliw kopalnych są dwutlenek węgla (CO_2) oraz woda (H_2O). Wszelkie defekty i niedoskonałości procesu spalania powodują powstawanie wielu innych, szkodliwych lub toksycznych związków chemicznych. Do kategorii emitowanych gazowych związków toksycznych zalicza się cztery główne grupy, z których trzy przedstawiono poniżej wraz z dwutlenkiem węgla, który jest klasyfikowany jako związek szkodliwy.

Tlenek węgla (CO) – jest podstawowym produktem niezupełnego spalania paliwa, powstaje w większej ilości podczas spalania przy niskiej temperaturze, lub lokalnego i globalnego niedoboru tlenu. CO jest gazem bezwonny i bezbarwny, o gęstości nieznacznie niższej niż powietrze. CO posiada tendencję do wiązania się z hemoglobina, zmniejszając maksymalną pojemność tlenu i dwutlenku węgla we krwi ludzi i zwierząt. Żywe organizmy produkują CO samoczynnie, podczas procesów metabolicznych, więc dla zdrowego człowieka blisko 1% hemoglobiny jest w każdej chwili związane z CO [112]. Najczęstszym sposobem zwiększenia tej wartości u ludzi jest palenie papierosów. Palenie dwóch paczek papierosów dziennie może spowodować, że ponad 9% hemoglobiny w ciele ludzkim występuje w formie związanej z CO, podczas gdy wartością graniczną pierwszych symptomów zatrucia tlenkiem węgla jest 20% [37]. Tlenek węgla w odpowiednio kontrolowanych dawkach wykazuje pewien potencjał do zastosowań medycznych [29], mimo to ciągle i przedłużone przebywanie w obecności podwyższonych stężeń CO ma szeroko udokumentowany negatywny wpływ na zdrowie ludzkie i może powodować obniżoną koncentrację, popełnianie błędów, bóle głowy, duszności, i zawroty głowy. Przebywanie w odpowiednio dużych stężeniach prowadzi do wymiotów, konwulsji i śpiączki, mogąc ostatecznie doprowadzić do śmierci [42].

Węglowodory (HC) – jest to grupa związków powstała zwykle w wyniku spalania niecałkowitego lub lokalnych i globalnych niedoborów tlenu. W jego skład wchodzi głównie cząstki niespalonego paliwa lub oleju smarnego wydostające się bezpośrednio z komory spalania. Emisja HC jest większa przy niższej temperaturze spalania i może być efektywnie zmniejszona odpowiednimi układami oczyszczania spalin (takimi jak utleniający reaktor katalityczny – DOC). Będąc związkami cięższymi opadają one i osadzają się na powierzchniach. Wdychane przez płuca ludzkie mają wpływ mutagenny oraz rakotwórczy [54]. W formie stałej powodują również skażenie środowiska naturalnego i mają negatywny wpływ na wzrost roślin oraz na prawidłowe funkcjonowanie bakterii.

Tlenki azotu (NO_x) – grupa, w której skład wchodzi przede wszystkim tlenek azotu (NO) oraz dwutlenek azotu (NO_2). Powstają one w wyniku utleniania azotu obecnego w powietrzu przez procesy spalania zachodzące w cylindrze. Powstawaniu NO_x sprzyja wysoka temperatura spalania oraz pewien nadmiar tlenu w komorze spalania. Do ich efektów środowiskowych zalicza się smog i kwaśny deszcz, mają również wpływ na warstwę ozonową. Wpływ NO_x na zdrowie ludzkie to zwiększone ryzyko astmy oraz innych chorób

górných dróg oddechowych, a także choroby serca, cukrzyca, nadciśnienie i defekty płodu [104]. W kontakcie z wodą w płucach ludzkich lub powietrzu NO_x tworzy kwas azotowy, może również brać udział w tworzeniu ozonu, który może powodować uszkodzenia tkanki płuc. Reaguje również z wieloma innymi związkami tworząc związki toksyczne takie jak nitroareny, nitrozoaminy oraz rodniki azotanowe.

Dwutlenek węgla (CO_2) – jest głównym gazem cieplarnianym, którego emisję uznaje się obecnie za konieczną do ograniczenia w skali światowej. Obecny poziom światowej emisji dwutlenku węgla wynosi w przybliżeniu 34 Gt rocznie (dla roku 2020). Historycznie odnotowuje się ciągły wzrost sumarycznej masy emitowanego rocznie CO_2 (poza drobnymi spadkami jak podczas kryzysu finansowego w 2008 r.). W roku 2020 ta tendencja się zmieniła z powodu panującej pandemii i związanego z nią zamknięcia dużej części rynku usług i przemysłu. Według szacowań IEA (Międzynarodowa Agencja Energetyczna) w roku 2020 zaobserwowano największe obniżenie emisji CO_2 od czasu drugiej wojny światowej, zwłaszcza znaczące obniżenie emisji w Chinach (8%), Unii Europejskiej (8%) oraz Stanach Zjednoczonych (9%), dodatkowo wywołane łagodną zimą [46]. Na koniec roku 2020 spadek masy emitowanego CO_2 oszacowano na 2,6 Gt, z czego główny wpływ miało zmniejszenie zapotrzebowania na węgiel (1,1 Gt), ropę (1 Gt) oraz gaz naturalny (0,4 Gt). Wszystko to związane jest ze zmniejszeniem zapotrzebowania energetycznego wynikającego z obostrzeń związanych ze światową sytuacją epidemiologiczną oraz zmniejszone zużycie paliwa przez transport. Przewiduje się dalsze zmniejszenie emisji, nawet do globalnej wartości 30,6 Gt CO_2 rocznie (poziom emisji z roku 2006). Obecny efekt cieplarniany w odniesieniu do roku 1850 przyjmuje wartość około $1,1^\circ\text{C}$ wzrostu globalnej temperatury, co wiąże się również z „*bezprecedensowymi wartościami stężeń zanieczyszczeń atmosferycznych takich jak dwutlenek węgla, metan i podtlenek azotu od co najmniej 800 000 lat*” jak twierdzą Ritchie i Roser w [89]. Obecne stężenie CO_2 w atmosferze sięga aż 400 ppm, dla porównania dane historyczne wskazują, że stężenie CO_2 nie przekroczyło około 300 ppm od 800 000 lat. Należy jednak zaznaczyć, że efektywność uwolnionego do atmosfery CO_2 i jego wpływ na efekt cieplarniany są kilkukrotnie mniejsze niż niektórych innych gazów, takich jak np. metan, jak informuje Międzynarodowy Zespół ds. Zmian Klimatycznych (*Intergovernmental Panel on Climate Change*).

Pomimo zmniejszenia zapotrzebowania na energię elektryczną, zapotrzebowanie na energię ze źródeł odnawialnych wzrosło o 1,5% w pierwszym kwartale 2020 r. Wynika to z zakończenia i włączenia do sieci energetycznej wielu projektów energii odnawialnej rozpoczętych przed pandemią, dodatkowo zapotrzebowanie na energię z tych źródeł jest traktowane priorytetowo, a co za tym idzie jest ono sztucznie chronione przed globalnymi spadkami, w przeciwieństwie do energii z paliw kopalnych. Oznacza to, że straty udziału na rynku produkcji energii elektrycznej poniesione przez elektrownie oparte o spalanie paliw kopalnych są bezpośrednio przejmowane przez sektor energii odnawialnej, co znacząco przyspieszyło proces zwiększania udziału tych źródeł energii w globalnej produkcji. Należy jednak zauważyć, że ten wzrost jest w dużej mierze przypadkowy, a nie jest efektem planowanych działań ludzkich.

4. Cel i zakres pracy

4.1. Geneza tematu pracy

Międzynarodowe działania mające na celu zmniejszenie szkodliwości środowiskowej pojazdów są uzasadnione znanym szkodliwym wpływem toksycznych związków emitowanych przez silniki spalinowe. Instytucje krajowe i europejskie, przekonane rosnącą świadomością zagrożenia dla zdrowia i życia ludzkiego spowodowanego emisją z sektora transportu, zwłaszcza w aglomeracjach miejskich, wprowadzają unormowania i przepisy prawne określające ograniczenia emisji spalin z pojazdów wszelkiego typu. W efekcie ustalone zostały wartości graniczne emisji spalin oraz odpowiadające im metody pomiarowe. Powstałe metody i normy nie są jednorodne i różnią się w zależności od typu pojazdu oraz rodzaju pracy. Zróżnicowanie norm dla sektora transportu pozwala na pełniejsze odwzorowanie rzeczywistych wartości emisji spalin przez lepsze dobranie metodyki do badanych właściwości i parametrów pracy silników i pojazdów. Takie rozwiązanie jest jednak obciążone kosztem zróżnicowania uzyskiwanych wyników badań oraz zestawów danych, uniemożliwiając tym samym ich pełne i rzetelne porównanie. Aby jednak sprawnie kierować staraniami i prace mające na celu ograniczenie szkodliwości środowiskowej transportu, konieczny jest system badań i reprezentacji danych pomiarowych, który umożliwiłby dokonanie holistycznej analizy i bezpośredniego porównania szkodliwości środowiskowej pomiędzy różnymi gałęziami transportu jak i różnymi pojazdami. W tym celu postawiono tezę naukową i przeprowadzono szereg badań i analiz szukając rozwiązania, które umożliwiłoby dokonywanie pełnej analizy porównawczej transportu szynowego lub nawet całego sektora transportu lądowego. Główną tematyką pracy było dokonanie analizy porównawczej emisyjności wybranych pojazdów szynowych zgodnie ze schematem przedstawionym w rozdziale 4 (rys. 4.1).

Tematykę pracy zawężono do analizy trzech głównych toksycznych związków gazowych emitowanych przez silniki wybranych pojazdów szynowych (tlenek węgla, węglowodory i tlenki azotu) wraz z pomiarem emisji dwutlenku węgla. W pracy nie podjęto badań ani analizy emisji cząstek stałych, ponieważ emisja tego składnika spalin jest obecnie poddawana najbardziej dynamicznym ograniczeniom, w tym nowych ograniczeń masy (PM) jak i liczby (PN) cząstek. Uznano zatem, że temat analizy emisji cząstek stałych w zakresie badanych pojazdów jest sam w sobie szerokim tematem wymagającym oddzielnego opracowania skupiającego się na tym problemie. Uzasadnienie tej decyzji omówiono szerzej w podrozdziale 3.3. Wybór pojazdów zawężono do trzech jednostek, z których każda reprezentowała inną charakterystykę pracy lub inny system (pojazd szynowo-drogowy) oraz jednego pojazdu badanego zgodnie z metodyką homologacyjną jako punktu odniesienia. Uzasadnienie doboru pojazdów omówiono w podrozdziale 5.2.2. Wybraną formę przedstawiania danych pomiarowych oraz ujednoczenia danych w formie wskaźnika toksyczności w celu dalszej analizy porównawczej opisano w podrozdziale 6.3 wraz z uzasadnieniem dokonanego wyboru.

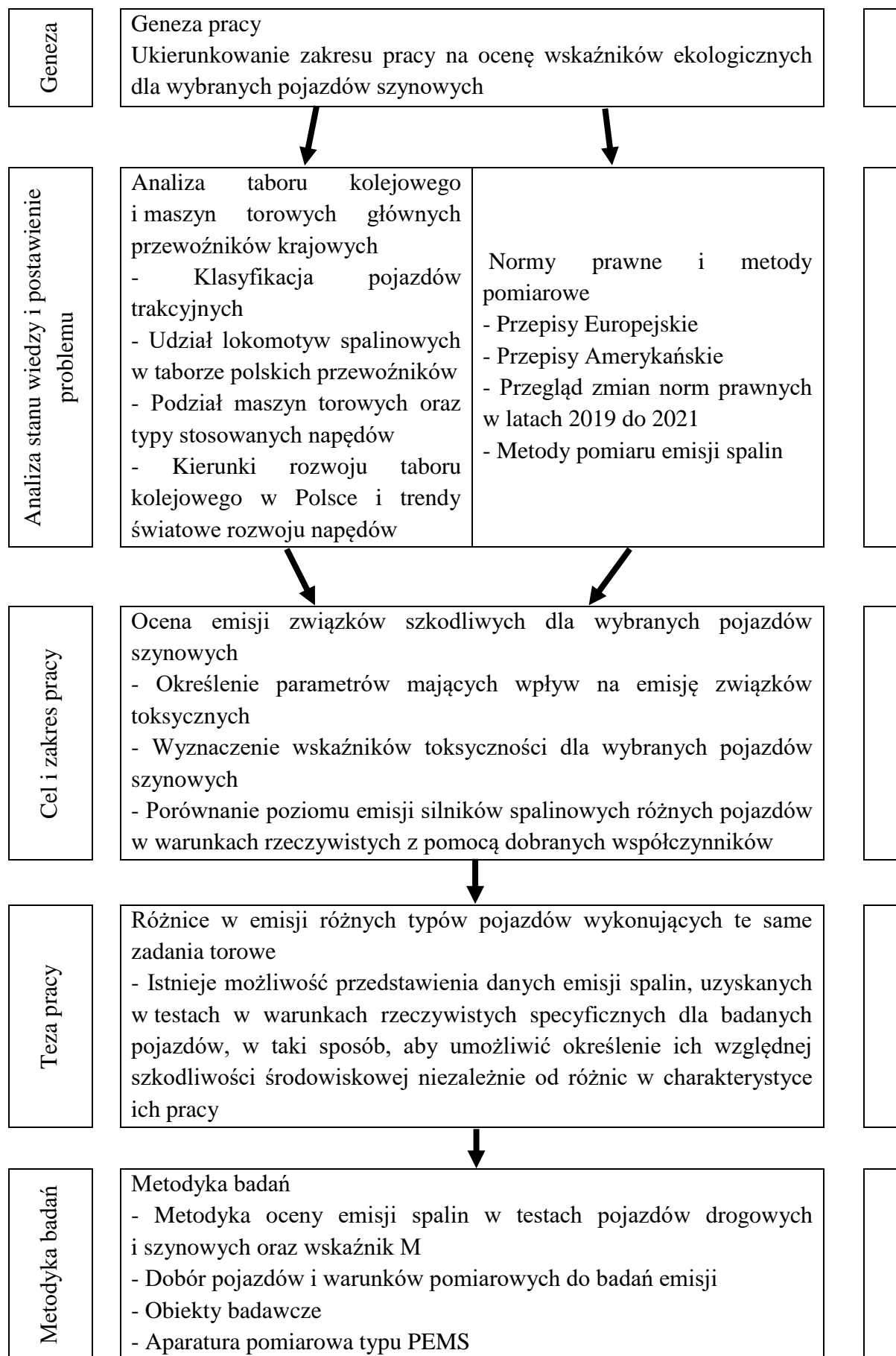
4.2. Cele i teza naukowa

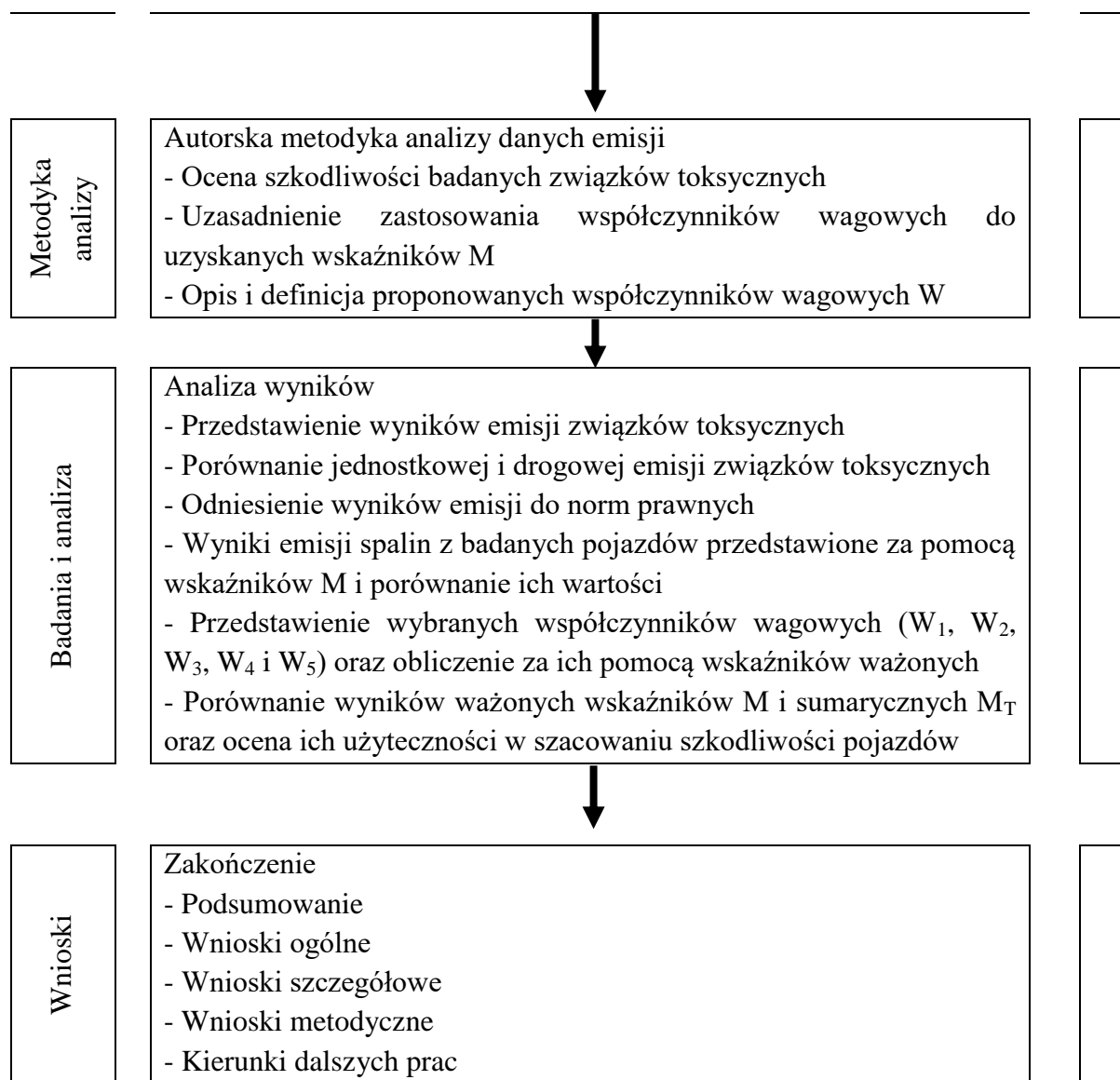
Możliwość oszacowania wpływu środowiskowego eksploatacji spalinowych pojazdów szynowych różnego typu wykonujących różne zadania może pozwolić na lepsze dostosowanie rozwiązań rozwijanych w celu zmniejszenia ich szkodliwości środowiskowej. Istnieje obecnie wiele metod, wykorzystywanych do szacowania kosztów środowiskowych, do których zalicza się prawnie zdefiniowane statyczne testy emisji spalin oraz wszystkie badania autorskie, często wykonywane w rzeczywistych warunkach pracy. Pomiar emisji wykonywany w warunkach rzeczywistych lub zbliżonych do rzeczywistych pozwala na lepsze odwzorowanie rzeczywistych emisji spalin badanych pojazdów. Pomimo tego brak prawnych norm dotyczących metodyki pomiarów w warunkach rzeczywistych dla pojazdów szynowych oznacza, że większość badań wykonywanych jest w warunkach znacznie się od siebie różniących; uniemożliwiając ich bezpośrednie porównanie lub nawet odniesienie do siebie uzyskanych wartości. Głównym celem pracy zgodnie ze schematem na rysunku 4.1 była ocena porównawcza wyników emisji spalin, uzyskanych w testach przeprowadzonych w różnych warunkach specyficznych dla badanych pojazdów i weryfikacja użyteczności wybranej metodyki porównawczej. W ramach realizacji celu pracy:

- określono różnorodność szynowych pojazdów spalinowych oraz ich udział na rynku polskim,
- ustalono specyficzne warunki pracy pojazdów wybranych do badań emisji w odniesieniu do badań zdefiniowanych normami prawnymi,
- porównano warunki testów emisji spalinowych pojazdów szynowych określane normami,
- ustalono warunki testów badawczych odpowiadających specyficznym warunkom pracy badanych pojazdów,
- dobrano metodykę przedstawiania wyników badań emisji pozwalającą na bezpośrednie odniesienie wyników uzyskanych dla różnych pojazdów w różnych warunkach pracy,
- dokonano badań emisji spalin wybranych pojazdów szynowych w testach odzwierciedlających ich rzeczywistą pracę,
- dobrano wiele współczynników wagowych do normalizacji uzyskanych wyników,
- porównano wyniki emisji oraz oszacowano względne koszty środowiskowe dla każdego z typów badanych pojazdów szynowych przy wykorzystaniu wskaźników toksyczności oraz proponowanych współczynników wagowych.

Cel pracy w postaci porównania emisji spalin z różnych typów pojazdów szynowych oraz umożliwienie ekstrapolacji uzyskanych wyników na skalę krajową w dalszym celu ustalenia kategorii pojazdów i wykonywanych przez nie zadań, które mają dysproporcjonalnie większy negatywny wpływ na środowisko jest możliwy do osiągnięcia stawiając główną tezę naukową pracy:

Istnieje możliwość przedstawienia danych emisji spalin, uzyskanych w testach w warunkach rzeczywistych specyficznych dla badanych pojazdów, w taki sposób, aby umożliwić określenie ich względnej szkodliwości środowiskowej niezależnie od różnic w charakterystyce ich pracy.





Rysunek 4.1. Schemat rozwiązania problemu naukowego pracy

5. Metodyka badań

5.1. Metodyka oceny emisji spalin w testach pojazdów drogowych i szynowych

Pomiary emisji dla badanych pojazdów wykonano w warunkach jak najbardziej zbliżonych do warunków rzeczywistych, występujących podczas normalnej eksploatacji tych pojazdów. Ponieważ pojazdy wybrane do badań różniły się charakterystyką pracy oraz zakresem operacyjnym ich jednostek napędowych, metodyka i warunki podczas pomiarów emisji spalin różniły się w zależności od pojazdu. Różnice w charakterystykach pracy lokomotyw manewrowych oraz manewrowych pojazdów szynowo-drogowych opisano w wielu wcześniejszych pracach naukowych [39, 61, 69, 82]. Na podstawie tych różnic uznano, że reprezentatywnym sposobem określenia porównywalnych wartości emisji dla tak różnych pojazdów jest przebadanie każdego z nich w warunkach eksploatacji zbliżonej do rzeczywistej i oczekiwanej dla danego typu pojazdu. Zmierzone wartości parametrów ekologicznych, których dotyczy analiza przeprowadzona w dysertacji odnieść można do siebie bazując bezpośrednio na wartościach emisji jednostkowej względem wykonanego zadania. Takie podejście nie pozwala na jednoznaczne określenie ogólnie rozumianej efektywności wykonywania zadań na torach kolejowych dla badanych pojazdów, a jedynie jednego z jej komponentów, w formie wskaźników ekologicznych. Różnice mocy jednostek napędowych tych pojazdów wymuszają inną charakterystykę pracy [61, 82], stąd wykonanie takiego samego zadania manewrowego może zakończyć się uzyskaniem lepszych wskaźników ekologicznych dla danego pojazdu, ale kosztem gorszych wskaźników ekonomicznych lub dłuższego czasu pracy. Przykładem takiej sytuacji może być mniejsza całkowita wartość emisji związków toksycznych podczas pracy zmodyfikowanego ciągnika szynowo-drogowego w porównaniu do pracy lokomotywy manewrowej, co w efekcie oznacza lepsze wskaźniki ekologiczne ciągnika. Mimo to wykonanie takiego samego zadania manewrowego może wymagać znacznie dłuższego całkowitego czasu pracy ciągnika szynowo-drogowego w porównaniu do lokomotywy manewrowej. Stąd nie jest możliwe wykonanie pełnej i identycznej analizy zakończonej wyraźnym wskazaniem pojazdu o najlepszych wskaźnikach ogólnych. Ponieważ zależnie od sytuacji, infrastruktury, wykonywanego zadania, ram czasowych oraz priorytetów operatora pojazdów wartości ważne danych wskaźników mogą znacząco się różnić, jednoznaczne określenie najlepszego rozwiązania nie jest możliwe, ani też nie jest celem pracy.

Jednym z głównych aspektów przygotowania procedury testów RDE jest określenie wartości granicznych dla warunków, w których zakresie wyniki pomiarów tego typu testów mogą być uznane za użyteczne i zaakceptowane. W przypadku pojazdów drogowych jednym z wymagań testu RDE jest, aby każda z trzech sekcji cyklu jezdnego, sekcji miejskiej, pozamiejskiej i autostradowej wyniosła nie mniej niż 16 km i nie stanowiła mniej niż 43% całkowitej trasy pokonanej w teście [45]. Sekcje te charakteryzuje się za pomocą zakresów prędkości poruszania się pojazdu, na ich podstawie określa się czy uzyskane dane emisji mogą zostać wykorzystane w dalszych obliczeniach i czy są zgodne z metodyką opisaną w normach. Charakterystyka pracy pojazdów szynowych różni się jednak od charakterystyki pojazdów drogowych, a dodatkowo między różnymi typami pojazdów szynowych występują

większe różnice w charakterystykach ich pracy, zależnie od rodzaju wykonywanych zadań i pełnionych funkcji, niż dla pojazdów drogowych. Przykładowo lokomotywy manewrowe charakteryzują się zupełnie inną charakterystyką pracy niż lokomotywy liniowe (towarowe lub pasażerskie) [91]. Oznacza to, że wyniki pomiaru emisji z różnych typów pojazdów szynowych wykonane dla tych samych punktów pracy ich silników (takie same wartości obciążenia oraz współczynniki wagowe) nie są miarodajnymi wskaźnikami ekologicznymi i nie jest możliwa ich ekstrapolacja dla całego zakresu ich pracy w celu oszacowania ich prawdziwej emisji spalin. Ponadto limity emisji spalin dla testów RDE pojazdów drogowych są tymi samymi wartościami jakie określono dla testów laboratoryjnych, przy czym poszerzone o zakres określony przez wartość „współczynnika zgodności” (*conformity factor*) [56]. Podobne rozwiązanie byłoby konieczne dla pojazdów szynowych w przypadku wprowadzenia testów w warunkach rzeczywistych, ale nie istnieją żadne standardy testów emisji spalin dla pojazdów szynowych w warunkach rzeczywistych na których można by bazować, ponieważ wszystkie istniejące testy emisji wykonywane są na silnikach w testach statycznych. Uniemożliwia to uwzględnienie odmiennej charakterystyki pracy silników różnych typów pojazdów szynowych w zależności od rodzaju pracy wykonywanej przez dany typ pojazdu. W związku z tym lepszym rozwiązaniem jest wykorzystanie wyników emisji spalin uzyskanych w warunkach pracy pojazdu możliwie najbardziej zbliżonych do rzeczywistych. Wykorzystano metodykę badań opartą na metodyce procedury RDE dla pojazdów drogowych, bazującą na urządzeniach pomiarowych z rodziny PEMS wraz z przepływomierzem (rys. 5.1). Potwierdzono, że pozostałe warunki środowiskowe takie jak względna wilgotność lub temperatura otoczenia były w takich samych zakresach jak te wymagane w testach RDE dla pojazdów drogowych. Oznacza to, że badania były wykonywane przy temperaturze otoczenia w zakresie 0–30°C.



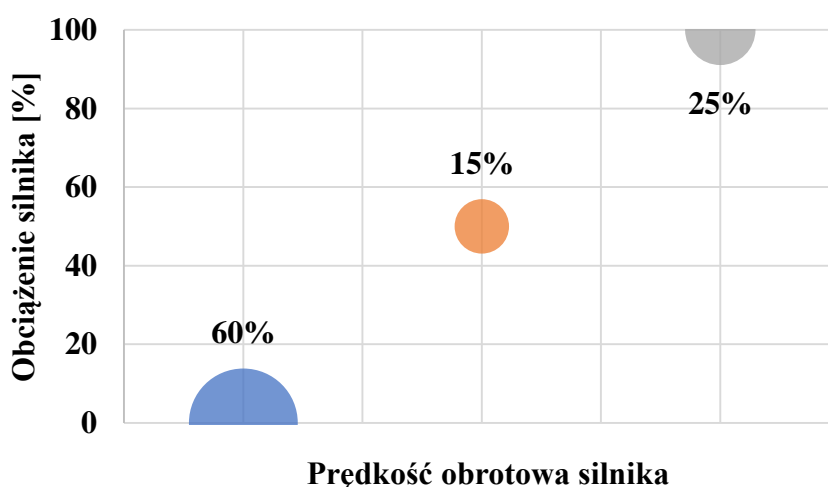
Rysunek 5.1. Przykładowy sposób montażu sprzętu pomiarowego: a) przepływomierz podłączony do rury wylotowej, b) urządzenie PEMS do pomiaru emisji spalin

Standardowa procedura testów emisji dla pojazdów szynowych bazuje na teście NRSC jak określono w normie ISO 8178. Jest to test wykonywany w stanach ustalonych silnika wykorzystywany do weryfikacji poziomu emisji spalin z silników pojazdów szynowych dla norm z grupy Stage. Dla normy Stage IV wprowadzono dodatkowo test NRTC, który przeprowadzany jest dwukrotnie, raz dla silnika przy zimnym rozruchu oraz ponownie dla

silnika już rozgrzanego do odpowiedniej eksploatacyjnej temperatury pracy. Następnie obliczana jest średnia ważona dla której jedynie 10% wagi nadaje się wynikom z pomiarów dla zimnego rozruchu silnika (lub 5% dla równoległej normy w Stanach Zjednoczonych). Ten dodatkowy test jest częścią badań dla norm emisji spalin Stage IIIB/IV i trwa on 1238 s. Cykle testowe ISO 8178 posiadają również współczynniki wagowe dla każdego z 11 nastaw momentu obrotowego/prędkości obrotowej silnika, określając tym samym wagę konkretnych zakresów wartości tych parametrów (tabela 5.1). Pojazdy szynowe przynależą do **kategorii F**, co oznacza, że wartości emisji spalin liczone są jedynie dla trzech punktów pracy silnika pojazdu (rys. 5.2).

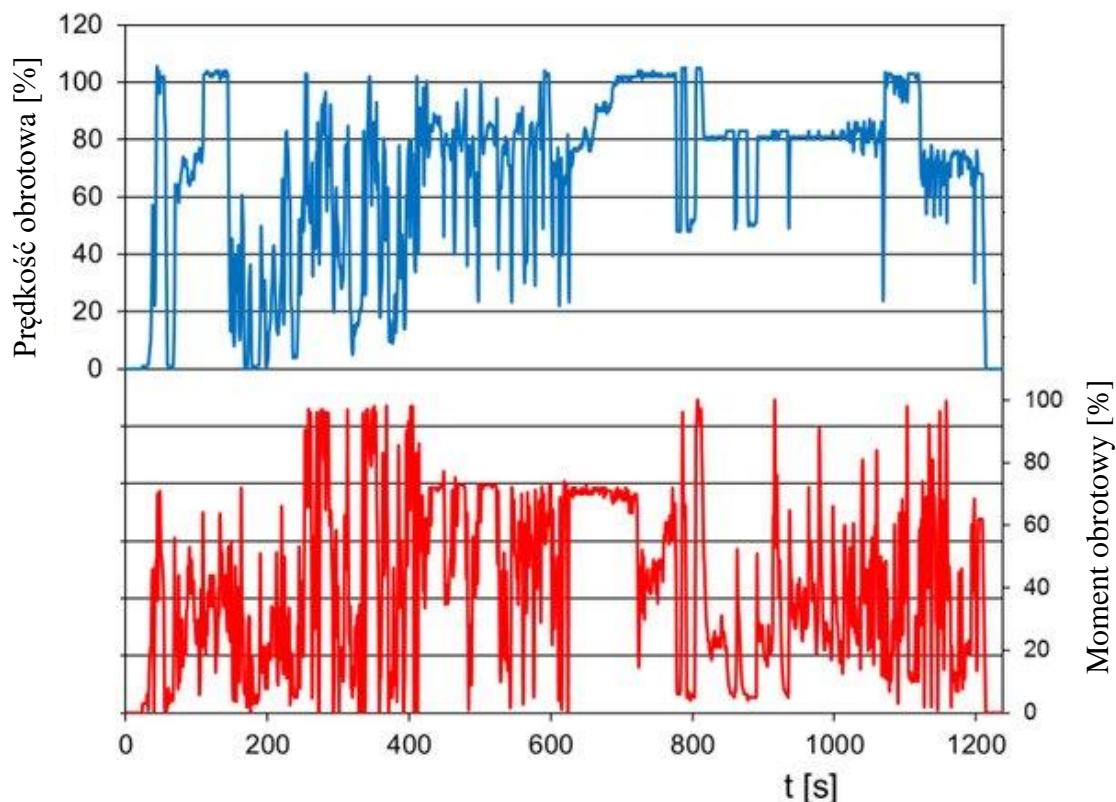
Tabela 5.1. Współczynniki wagowe dla wszystkich faz testowych silników pojazdów różnych kategorii dla cykli testowych określonych w normie ISO 8178

Nastaw	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Moment obrotowy	100%	75%	50%	25%	10%	100%	75%	50%	25%	10%	0%
Prędkość obrotowa	Prędkość znamionowa					Prędkość częściowa					Bieg jałowy
B	0,1	0,02	0,02	0,02	0,02	0,25	0,08	0,08	0,08	0,08	0,25
C1	0,15	0,15	0,15	-	0,1	0,1	0,1	0,1	-	-	0,15
C2	0,07	-	-	-	0,23	0,07	-	-	0,38	-	0,25
D1	0,3	0,5	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-
D2	0,05	0,25	0,3	0,3	0,1	-	-	-	-	-	-
E1	0,08	0,11	-	-	-	-	0,08	0,32	0,25	-	0,3
E2	0,2	0,5	0,15	0,15	-	-	-	-	-	-	-
E3	0,2	-	-	-	-	-	0,5	0,15	0,15	-	-
E4	0,06	-	-	-	-	-	0,14	0,15	0,25	-	0,4
E5	0,08	-	-	-	-	-	0,13	0,17	0,32	-	0,3
F	0,25	-	-	-	-	-	-	0,15	-	-	0,6



Rysunek 5.2. Punkty pracy silnika spalinowego i ich udziały w normie dla pojazdów kategorii F

Test NRTC wykonywany jest zgodnie z prawnie określonymi wartościami parametrów prędkości obrotowej oraz momentu obrotowego silnika spalinowego (rys. 5.3). Są one wymagane dla wszystkich silników badanych zgodnie z normami Stage IIIB/IV.



Rysunek 5.3. Parametry testu NRTC [57]

Prędkość obrotowa oraz moment obrotowy silnika spalinowego muszą zostać znormalizowane dla tego typu pomiarów, ze względu na różnice w parametrach eksploatacyjnych badanych silników wykorzystywanych w tak szerokim zakresie pojazdów oraz maszyn. Jest to bezpośrednim rezultatem zaklasyfikowania wszystkich pojazdów szynowych do jednej kategorii pod względem wartości granicznych emisji, niezależnie od rodzaju wykonywanych przez nie zadań, ich parametrów operacyjnych oraz charakterystyk silnikowych. Zgodnie z normą prędkość obrotową silnika spalinowego określa się za pomocą wzoru:

$$n = \frac{n_{\text{nor}} (n_{\text{ref}} - n_{\text{idl}})}{100} + n_{\text{idl}} \quad (5.1)$$

gdzie: n_{nor} – znormalizowana prędkość obrotowa silnika [%], n_{idl} – prędkość biegu jałowego, n_{ref} – referencyjna prędkość obrotowa silnika obliczona za pomocą wzoru:

$$n_{\text{ref}} = n_{50} + 0,95(n_{70} - n_{50}) \quad (5.2)$$

gdzie: n_{50} – minimalna prędkość obrotowa, dla której silnik osiąga 50% mocy znamionowej, n_{70} – maksymalna prędkość obrotowa, dla której silnik osiąga 70% mocy znamionowej.

Moment obrotowy silnika w teście NRTC jest zdefiniowany jako:

$$M_0 = \frac{M_{0 \text{ nor}} \cdot M_{0 \text{ max}}}{100} \quad (5.3)$$

gdzie: $M_{0 \text{ nor}}$ – znormalizowany moment obrotowy silnika [%], $M_{0 \text{ max}}$ – maksymalny moment obrotowy silnika [Nm].

Wartości limitów emisji spalin z silników pojazdów dla tego typu testów określana jest w dwóch kategoriach. Dla poprzednio obowiązującej normy Stage IV są to: kategoria Q, dla silników o mocy w zakresie 130–560 kW oraz kategoria R dla silników o mocy w zakresie 56–130 kW i każda z tych kategorii ma określone oddzielne wartości limitów emisji spalin (tabela 5.2). Nowa norma Stage V również dzieli wartości limitów emisji indywidualnych związków toksycznych spalin. Różni się jednak tym, że zgodnie z tą normą podział silników dokonywany jest na dwie podkategorie na podstawie ich zastosowania dla danego typu pojazdu szynowego, a nie na podstawie mocy maksymalnej.

Tabela 5.2. Dopuszczalne wielkości graniczne emisji spalin dla norm Stage IV i Stage V

Kategoria	Moc silnika [kW]	CO [g/kWh]	HC [g/kWh]	NO _x [g/kWh]	PM [g/kWh]	PN [1/kWh]
Stage IV						
Q	130 ≤ P ≤ 560	3,5	0,19	0,4	0,025	-
R	56 ≤ P < 130	5,0	0,19	0,4	0,025	-
Stage V						
RLL	P > 0	3,5	4,0		0,025	-
RLR	P > 0	3,5	0,19	2,0	0,015	1·10¹²

5.2. Koncepcje realizacji badań

5.2.1. Punkt odniesienia

Z uwagi na postawioną tezę badawczą oraz przyjęte założenia badania pojazdów szynowych powinny odbywać się w warunkach możliwie zbliżonych do rzeczywistych warunków ich pracy. Jako punkt porównania pozwalający powiązać i odnieść uzyskane wyniki do wyników badań uzyskanych z testów zgodnych z obecnymi normami wykorzystano dane emisji spalin z lokomotywy manewrowej z serii SM42 (dalej określanej jako SM42), zmierzone podczas testu badawczego na oporniku wodnym, które wykonano zgodnie z obowiązującymi normami prawnymi. Wyniki emisji lokomotywy SM42 uznano za punkt odniesienia przedstawionej metody porównawczej do szerzej dostępnych wyników uzyskiwanych w standardowych testach badawczych emisji spalin. Zbieżność wyników wskaźników toksyczności M uzyskanych z wartości emisji spalin lokomotywy SM42 z wartościami równoznacznych wskaźników dla pojazdów badanych w warunkach rzeczywistych dla tego samego typu zadań wskazywałaby na możliwe zastosowania dobranych wskaźników toksyczności również do porównań emisji spalin z pojazdów uzyskanych zgodnie z wymogami norm prawnych. Dzięki temu możliwe jest retroaktywne

oszacowanie lub nawet obliczenie wskaźników ekologicznych z wyników pomiaru emisji spalin pojazdów wykonanych innymi metodami. Wyniki uzyskane za pomocą laboratoryjnych testów emisji są mniej wiarygodne i nie odzwierciedlają prawidłowo rzeczywistości. Na podstawie doświadczeń z wprowadzania testów RDE dla pojazdów drogowych można oczekiwać, że wartości uzyskane w testach laboratoryjnych będą zaniżone względem tych uzyskanych podczas badań w warunkach rzeczywistych. Stąd ich stosowanie powinno być ograniczone do określenia niepewności i błędu wynikającego z tej metodyki pomiarowej w porównaniu do uzyskanych wyników w warunkach rzeczywistych.

5.2.2. Dobór pojazdów i warunków pomiarowych do badań emisji

Z powodu omówionych wcześniej trudności technicznych oraz prawnych w wykonywaniu badań emisji spalin z pojazdów szynowych konieczne było wyznaczenie odpowiedniej grupy pojazdów oraz dobranie metod ich badań tak, aby uzyskane wyniki emisji były możliwie jak najbardziej zbliżone do wartości rzeczywistych. Dodatkowo zastosowano wyniki emisji spalin uzyskane z testów laboratoryjnych dla lokomotywy manewrowej SM42 jako punkt odniesienia, ponieważ jest to popularny model pojazdu przebadany w testach zgodnych z europejskimi normami emisji. Lokomotywy typu 6D z serii SM42 są użytkowane w dużych liczbach w Polsce [108]. Dodatkowo lokomotywy typu SM42 regularnie poddawane są renowacji lub retrofittingowi, poprawiając charakterystykę pracy oraz emisji spalin ich jednostek napędowych i wydłużając ich okres eksploatacji. Liczebność pojazdów tego typu oraz różnorodność prac i modernizacji podejmowanych w celu utrzymania ich w stanie operacyjnym wskazuje na duże znaczenie lokomotyw z serii SM42 w transporcie szynowym w Polsce. Wybór tego pojazdu pozwala więc na lepsze ugruntowanie uzyskanych wyników w posiadanych przez wiele instytucji danych z badań emisji spalin dla tego lub innych podobnych modeli lokomotyw manewrowych. W celu powiązania tych wyników z badań statycznych zdecydowano się dobrać jeden inny pojazd również służący do prac manewrowych, do badań w warunkach rzeczywistych. Poza tym zdecydowano się dobrać dwa kolejne pojazdy, liniowy pasażerski oraz pojazd szynowy specjalistyczny, również badane w warunkach rzeczywistej eksploatacji, charakterystycznej dla danego pojazdu. Taki dobór badanych pojazdów szynowych zapewnił reprezentację szerokiego zakresu różnych pojazdów szynowych w ostatecznie uzyskanych wynikach. Należy zaznaczyć, że różnorodność pojazdów wybranych do badań jest uzasadniona celem prowadzonych badań, który wymagał przedstawienia propozycji metody dokonania analizy porównawczej pojazdów szynowych różnego typu, pracujących w różnych warunkach, wykonujących różne zadania i wyposażonych w różne spalinowe jednostki napędowe. Wybór pojazdów szynowych pozwolił również zaprezentować zarówno pojazdy wykonujące zadania powiązane z pokonywaniem przez pojazd dystansu podczas transportu jak i te wykonujące zadania nie powiązane z transportem a bardziej polegające na wykonaniu określonego typu pracy na ograniczonym obszarze (w tym wypadku była to praca manewrowa w formie przetaczania wagonów oraz prace torowe diagnostyczne).

5.3. Obiekty badawcze

W pracy dokonano badań trzech pojazdów szynowych oraz jednego pojazdu szynowo-drogowego i odniesiono je do wyników uzyskanych dla lokomotywy manewrowej SM42. Na tle tych danych zaprezentowano wyniki pomiarów emisji dla trzech pojazdów pracujących w warunkach rzeczywistych: maszyny diagnostycznej do prac torowych UPS-80-100 (oznaczanej jako UPS-80), szynowo-drogowego ciągnika Orion Crystal 13 służącego do prac manewrowych (oznaczanego jako Orion), oraz szynobusu pasażerskiego dwuczłonowego typu LINK (oznaczanego jako LINK). Przebadane pojazdy znacząco różniły się mocą silników oraz masą własną (tabela 5.3), porównania wyników emisji dokonywano więc dla uzyskanych wartości emisji jednostkowej lub drogowej.

Tabela 5.3. Parametry silników wybranych pojazdów

Pojazd	SM42	UPS-80	Orion	LINK
Model silnika	A8C22	Caterpillar 3406	Martin Z.8701.12	MTU 6H 1800 R85L
Moc silnika [kW] (KM)	588 (800)	376 (504)	98 (130)	390 (523)
Układ cylindrów	8/V	6 szeregowy	4/R	6 szeregowy
Objętość skokowa [dm ³]	82,1	14,6	6,8	12,8



Rysunek 5.4. Lokomotywa manewrowa SM42

Lokomotywa manewrowa SM42 (rys. 5.4) została wybrana do badań na podstawie liczby obecnie eksploatowanych jednostek w Polsce. Zgodnie z danymi PKP Cargo liczba tego typu lokomotyw wynosiła około tysiąca w roku 2019 [108]. Lokomotywy z serii SM42 produkowane były w latach 1965-1922. Z powodu popularności tej serii lokomotyw podejmowano liczne prace modernizacyjne i naprawcze starszych jednostek [84]. Obecnie w serii SM42 występują typy Ls800, 6D, 6Dc, 6De, 6Df, 6Dg oraz 6Dk, należące do wielu przewoźników, w tym PKP Cargo, PKP Intercity, Polregio, Orion Kolej i Lokomotiv.

Z perspektywy liczby lokomotyw w eksploatacji jedyną lokomotywą o podobnej popularności w Polsce jest seria ST44.

Ciągnik szynowo-drogowy Orion (rys. 5.5) jest modyfikacją standardowego ciągnika tego typu, wykonaną przez Instytut Pojazdów Szynowych „TABOR” – Sieć Badawcza Łukasiewicz (obecnie Sieć Badawcza Łukasiewicz – Poznański Instytut Technologiczny – Centrum Pojazdów Szynowych), przystosowując go do pracy na bocznicach oraz przy pracach rozrządowych. Dalsze udoskonalenia rozwiązań pozwoliły na tworzenie szynowo-drogowych wersji ciągników Ursus oraz CLAAS ARION, które w dalszych planach mają zostać poddane hybrydyzacji napędu. Rozwiązanie bazujące na szynowo-drogowym ciągniku do prac manewrowych określone jest jako tańsza alternatywa od lokomotyw manewrowych, co było uzasadnieniem doboru tego typu pojazdu do badań porównawczych, w których zawierała się lokomotywa manewrowa SM42.



Rysunek 5.5. Pojazd szynowo-drogowy Orion Crystal

Drezyna, maszyna diagnostyczna UPS-80 (rys. 5.6) jest wyposażona w zestaw laserów składających się na system profilomierza i służy do pomiaru skrajni toru. UPS-80 to maszyna diagnostyczna, służąca do kontroli przejezdności i bezpieczeństwa na liniach kolejowych. Jako urządzenia pomiarowe i diagnostyczne charakterystyka pracy maszyny UPS-80 jest specyficzna dla tej klasy pojazdów, przez co została uznana za reprezentatywną dla pojazdów służących do diagnostyki i utrzymania pożądanego stanu technicznego torów.



Rysunek 5.6. Maszyna diagnostyczna UPS-80

Szynobus LINK jest dwuczłonowym pojazdem pasażerskim (rys. 5.7), eksploatowanym na liniach kolejowych przez wielu polskich przewoźników, takich jak Koleje Wielkopolskie i Polregio, w Polsce, a także przez Koleje Czeskie (*České Dráhy*) i niemieckie przedsiębiorstwo kolejowe Deutsche Bahn. LINK został wybrany do badań jako nowoczesny pojazd pasażerski typu DMU (*Diesel Multiple Unit*) obsługujący przystanki pasażerskie, a zatem reprezentujący sektor transportu pasażerskiego.



Rysunek 5.7. Szynobus LINK (CC BY-SA 4.0 autorstwo: P. Nisiewicz)

5.4. Aparatura pomiarowa

Do badań użyto aparaturę badawczą z grupy PEMS wraz z przepływomierzem. Wykorzystano systemy pomiarowe SEMTECH[®] DS firmy Sensors Inc. oraz Axion[™] R/S+ firmy GlobalMRV. Analizator SEMTECH[®] DS (rys. 5.8) umożliwia pomiar tlenu węgla (CO), dwutlenku węgla (CO₂), tlenu (O₂), tlenku azotu (NO), dwutlenku azotu (NO₂) oraz sumę węglowodorów (THC) z częstotliwością 1–4 Hz. Wykorzystuje w tym celu detektor jonizacji płomieni FID (*Flame Ionization Detector*) oraz trzy analizatory służące do niedispersyjnej analizy w zakresie podczerwieni NDIR (*Non-Dispersive Infrared*), niedispersyjnej analizy w zakresie ultrafioletu NDUV (*Non-Dispersive Ultraviolet*), jak i analizator elektrochemiczny (tabela 5.4). Urządzenie FID służy do pomiaru emisji HC, analizator NDUV do pomiaru emisji NO_x, analizator NDIR do pomiaru emisji CO oraz CO₂, natomiast analizator elektrochemiczny do pomiaru stężenia O₂ w spalinach. Próbka spalin pobierana z przepływomierza transportowana jest drogą grzaną (przewodem utrzymywanym w temperaturze 191°C) do filtrów po czym trafia do kolejnych analizatorów: FID, następnie po schłodzeniu do 4°C trafia do NDUV, NDIR oraz elektrochemicznego.



Rysunek 5.8. Urządzenie pomiarowe SEMTECH[®] DS [95]

Tabela 5.4. Zakres i dokładność pomiarowa urządzenia SEMTECH[®] DS [95]

Związek	Metoda pomiaru	Dokładność
CO	NDIR, zakres 0–10%	±3%
CO ₂	NDIR, zakres 0–20%	±3%
NO _x (NO + NO ₂)	NDUV, zakres 0–3000 ppm	±3%
HC	FID, zakres 0–10 000 ppm	±2,5%
O ₂	Elektrochemiczna, zakres 0–20%	±1%

Urządzenie Axion[™] R/S+ (rys. 5.9) umożliwia pomiar emisji CO, CO₂, HC, NO_x, oraz O₂. Do pomiaru emisji tych związków wykorzystuje analizatory NDIR (pomiar emisji CO, CO₂ i HC) oraz elektrochemiczny (pomiar emisji NO_x i O₂) z częstotliwością 1 Hz

(tabela 5.5). System Axion™ R/S+ wyposażony jest w dwa równoległe działające układy analizatorów, pracujące niezależnie. Umożliwia to wykonywanie czynności takich jak płukanie lub zerowanie w jednym układzie podczas trwania pomiaru w drugim układzie analizatorów. W standardowym trybie działania, kiedy oba układy analizatorów działają równoległe rejestrowane przez nie dane są na bieżąco porównywane i uśredniane.



Rysunek 5.9. Urządzenie pomiarowe Axion™ R/S+ [36]

Tabela 5.5. Zakres i dokładność pomiarowa urządzenia Axion™ R/S+ [36]

Związek	Metoda pomiaru	Dokładność
CO	NDIR, zakres 0–10%	±3%
CO ₂	NDIR, zakres 0–16%	±3%
NO _x	Elektrochemiczna, zakres 0–4000 ppm	±4%
HC	NDIR, zakres 0–4000 ppm	±3%
O ₂	Elektrochemiczna, zakres 0–25%	±3%

W połączeniu z analizatorami spalin wykorzystano również przepływomierze firmy Sensors Inc. Zastosowanie przepływomierza pozwoliło na uzyskanie danych dotyczących przepływu gazów wylotowych, co umożliwiło dalsze obliczenie emisji jednostkowej lub drogowej z wartości stężenia podawanej przez analizatory spalin. Zastosowane urządzenia to standardowy przepływomierz SEMTECH® EFM5, który jest zaprojektowany do współpracy z innymi urządzeniami firmy Sensors Inc. jak zastosowany analizator SEMTECH® DS. Przepływomierz EFM5 można stosować z rurami o różnych średnicach,

przez co możliwe jest ich dobranie dla wartości przepływu spalin dla danego pojazdu. Kolejnym ze stosowanych przepływomierzy był SEMTECH® EFM-HS, który umożliwia pomiar z czujnika ciśnienia różnicowego z częstotliwością do 2500 Hz. Dane techniczne przepływomierzy przedstawiono w tabeli 5.6 dla SEMTECH® EFM5 oraz tabeli 5.7 dla SEMTECH® EFM-HS.

Tabela 5.6. Specyfikacje techniczne SEMTECH® EFM5 [94]

Średnica przepływu	(cm) (cal)	2,5 1,0	3,8 1,5	5,1 2,0	6,4 2,5	7,6 3,0	10,1 4,0	12,7 5,0	12,7 6,0
Długość przepływu	(cm) (cal)	50,8 20	50,8 20	50,8 20	64,0 25	64,0 25	64,0 25	76,2 30	91,4 36
Zakres temperatury spalin		-5°C do 700°C							
Dokładność pomiaru temperatury		±1% wartości odczytanej lub ±2°C, którekolwiek jest większe							
Dokładność pomiaru przepływu		±2% wartości odczytanej lub ±0,5% skali pomiaru, którekolwiek jest większe							
Częstotliwość pomiaru		1 Hz							
Zakres przepływu		7–4000 kg/h							

Tabela 5.7. Specyfikacje techniczne SEMTECH® EFM-HS [94]

Średnica przepływu	(cm) (cal)	2,5 1,0	3,8 1,5	5,1 2,0	6,4 2,5	7,6 3,0	10,1 4,0	12,7 5,0	12,7 6,0
Długość przepływu	(cm) (cal)	50,8 20	50,8 20	50,8 20	64,0 25	64,0 25	64,0 25	76,2 30	91,4 36
Zakres temperatury spalin		-5°C do 700°C							
Dokładność pomiaru temperatury		±1% wartości odczytanej lub ±2°C, którekolwiek jest większe							
Dokładność pomiaru przepływu		±2% wartości odczytanej lub ±0,5% skali pomiaru, którekolwiek jest większe							
Częstotliwość pomiaru		500 Hz							
Zakres przepływu		7–4000 kg/h							

6. Autorska metodyka oceny szkodliwości środowiskowej pojazdów

6.1. Określenie parametrów mających wpływ na emisję związków toksycznych

Emisja związków toksycznych tworzonych w procesach spalania paliw węglowodorowych w silnikach spalinowych jest efektem niezupełnego i niecałkowitego spalania paliwa. Aspekty procesów zachodzących wewnątrz cylindra należą do obszernej dziedziny nauki określającej jakość procesu spalania. Na jakość procesu wpływa wiele zmiennych i parametrów silnikowych, jak np.: temperatura, ciśnienie indykowane, kąt wyprzedzenia zapłonu, szybkość wywiązywania się ciepła, współczynnik nadmiaru powietrza, prędkość czoła płomienia, stopień rozpylenia paliwa, stopień sprężania, właściwości fizykochemiczne paliwa, układ zasilania i wiele innych. Dla uproszczenia do ogólnej analizy przyjmuje się kilka zmiennych, które mają względnie największy wpływ na jakość procesu spalania, w celu oceny wpływu parametrów pracy silnika na proces spalania. Dla rozpatrywanego zastosowania, które skupia się na emisji związków szkodliwych, można wyznaczyć kilka najważniejszych relacji wiążących niektóre z wcześniej wymienionych parametrów bezpośrednio do emisji każdego z mierzonych związków.

Dwutlenek węgla (CO_2) jest związkiem szkodliwym, którego zawartość w analizowanych spalinach może służyć ocenie jakości procesu spalania jak i szacowaniu zużycia paliwa. Jest to ważnym aspektem, ponieważ każdy związek węgla nie utleniony do formy CO_2 staje się związkiem toksycznym. Gdy występuje spalanie niecałkowite części paliwa lub oleju w silniku nie ulegnie spaleniowi po odparowaniu, a co za tym idzie mierzona jest w gazach wylotowych w formie węglowodorów (HC) lub cząstek stałych (PM). Paliwo poddane procesowi spalania niezupełnego produkuje związki chemiczne częściowo utlenione, takie jak tlenek węgla (CO). Zarówno HC jak i CO są efektem niepełnego utlenienia, a co za tym idzie są rezultatem albo lokalnego niedoboru tlenu albo niewystarczającej energii lub czasu do przeprowadzenia procesu chemicznego. Zmniejszenie emisji tych związków zwykle wiąże się ze zwiększeniem temperatury w cylindrze lub współczynnika nadmiaru powietrza.

Emisja tlenków azotu (NO_x) ma bardzo odmienny charakter. Związki azotu powstają w wyniku utleniania molekuł azotu (N_2) obecnych w atmosferze wprowadzanych do silnika. Utlenienie tych molekuł wymaga rozbicia potrójnego wiązania między atomami azotu, których energia dysocjacji z N_2 wynosi 946 kJ/mol [50], co czyni je bardzo stabilnymi molekułami w normalnych warunkach. Rozbicie tych wiązań molekularnych wymaga dużej ilości energii, która w silnikach spalinowych występuje w formie energii termicznej, tj. temperatury. Pomimo tego, że średnia temperatura w cylindrze silnika spalinowego o ZS jest zwykle zbyt niska, aby doszło do dysocjacji N_2 (niższa niż średnia temperatura w silnikach o zapłonie iskrowym), czoła płomieni osiągają znacznie wyższe lokalne temperatury, stąd powodując powstawanie różnych związków azotu w komorach spalania silników o ZS. Zmniejszenie emisji NO_x zwykle wiąże się ze zmniejszeniem temperatury spalania, a co za tym idzie, często stoi w bezpośrednim konflikcie z działaniami na rzecz zmniejszania emisji

CO i HC. Problem ten jest dobrze znany, zarówno producentom silników jak i w kręgach naukowych i większość rozwiązań dążących do zmniejszenia emisji spalin wszystkich tych związków stara się osiągnąć odpowiednią równowagę między obniżaniem i podwyższaniem temperatury w cylindrze. W efekcie spalania niecałkowitego powstają również cząstki węgla (sadzy), których aktywna chemicznie powierzchnia przyciąga inne związki lotne (często węglowodory) oraz metale ciężkie. Cząstki te są wymieszane wraz z gazami wylotowymi i są określane mianem cząstek stałych. Cząstki te określa się za pomocą ich sumarycznej masy (PM) i liczby (PN).

Rozróżnienie powstało z powodu dużego zakresu wymiarowego, od największych cząstek sadzy o średnicy $>10\ \mu\text{m}$, przez cząstki duże określane jako PM_{10} o średnicach do $10\ \mu\text{m}$, małe cząstki $\text{PM}_{2,5}$ o średnicach do $2,5\ \mu\text{m}$ oraz cząstki najdrobniejsze o średnicach mniejszych niż $0,1\ \mu\text{m}$ określane jako „*ultrafine particles*” (UFP). Badania dotyczące wpływu cząstek o różnych średnicach na zdrowie ludzkie wykazały, że cząstki o najmniejszych średnicach są najgroźniejsze, ponieważ dzięki swoim wymiarom mogą przedostawać się do pęcherzyków płucnych, gdzie mają wpływ rakotwórczy, podczas gdy cząstki największe i najcięższe są sprawniej filtrowane przez ludzki układ oddechowy oraz szybciej osadzają się na powierzchni ziemi. Ten aspekt wpływu zdrowotnego cząstek spowodował zainteresowanie aspektem liczby cząstek a nie tylko ich sumarycznej masy, gdyż pomimo małego wpływu na masę cząstek (PM) najdrobniejsze cząstki mogą występować w dużej liczbie (PN) przez co mogą mieć znacznie większą szkodliwość dla zdrowia ludzkiego. Produkcja wszelkich z wymienionych związków wylotowych jest w znaczącym stopniu zależna od wspomnianych wcześniej parametrów pracy silnika, głównie obciążenia oraz prędkości obrotowej. Zwiększenie obu tych parametrów prowadzi do zwiększenia dawki paliwa oraz zmniejszania czasu spalania, co wpłynie w zauważalny sposób na kompozycję gazów wylotowych.

Poza parametrami związanymi z silnikiem i paliwem na emisję związków toksycznych wpływ mają również liczne parametry środowiskowe i zewnętrzne. Parametry samego pojazdu, dodatkowe układy obciążające silnik, aerodynamika oraz masa własna pojazdu, masa przewożonego ładunku i styl jazdy są przykładami parametrów zewnętrznych. W zależności od typu pojazdu oraz konstrukcji jego układów i podzespołów wartości uzyskanej emisji spalin mogą się znacząco różnić. Ponadto należy wziąć pod uwagę parametry środowiskowe, do których należą m.in. temperatura otoczenia, wilgotność i ciśnienie powietrza czy warunki atmosferyczne. W tej kategorii wyróżnić należy również topografię terenu, w tym głównie nachylenie drogi lub toru, która jest określona przez metodę oraz trasę prowadzenia torowiska już w fazie projektowania. Torowiska projektuje się z perspektywy ukształtowania terenu tak, aby pochylenie toru było możliwie jak najbliższe zeru. Charakterystyka topograficzna terenu określa konieczność stosowania niwelet tnących oraz łuków wyokrąglających załomy profilu pojawiające się na profilu podłużnym trasy. Pochylenie toru znacząco wpływa nie tylko na ilość pracy wykonywanej przez pojazdy poruszające się po nim, ale również maksymalną dozwoloną masę pojazdów na danej trasie [40]. Zgodnie z przepisami PN-EN 13848-1 maksymalne pochylenie podłużne musi wynosić co najwyżej:

- 6‰ dla linii magistralnych i pierwszorzędnych,
- 10‰ dla linii drugorzędnych,

- 20% dla linii znaczenia miejscowego i bocznic kolejowych.

Takie różnice w nachyleniu torowiska w płaszczyźnie pionowej mogą w znaczącym stopniu wpłynąć na charakterystykę pracy silnika a w efekcie również na mierzone wartości związków toksycznych podczas badań emisji spalin.

6.2. Wyznaczenie wskaźników ekologicznych dla pojazdów szynowych

Wskaźniki ekologiczne, służące określeniu i ocenie szkodliwości środowiskowej pojazdów, można wyznaczyć dla każdego z mierzonych związków szkodliwych. Bezpośrednie wyniki uzyskiwane są w wartościach stężenia w formie wartości procentowych lub stężenia ppm (*parts per milion*) w zależności od typu urządzenia pomiarowego i stanowią wskaźniki emisji. Wartości będące wskaźnikiem oceny emisji w tej formie porównywalne są jedynie w zakresie silników o identycznej objętości skokowej przy jednakowej prędkości obrotowej.

Dalsze przeliczenie uzyskanych danych wymaga zastosowania danych pomiarowych z przepływomierza lub z magistrali danych silnikowych. Na tym kroku przeliczenia uzyskuje się wyniki w formie gramów (mg oraz kg) emitowanego związku na sekundę (lub godzinę). Porównanie takich wyników jest możliwe, ale daje ono jedynie względne odniesienie emisji związków toksycznych z badanych silników w czasie, nie uwzględniając wartości lub pracy uzyskanej ze spalania danej ilości paliwa. Stąd następnym krokiem jest unormowanie tych wyników do uzyskanej formy pożądanej pracy pojazdu.

Kolejnym krokiem przeliczeń jest więc przeliczenie danych emisji w odniesieniu do wykonanego zadania. W tym obliczeniu należy określić jaka jest rola lub wartość zadania wykonywanego przez badany pojazd. Dla pojazdów drogowych podział ten uzależniony jest od typu pojazdu, pojazdy lekkie służące przede wszystkim do transportu mają za zadanie pokonanie danej odległości, stąd ich pomiar przedstawiany jest w odniesieniu do pokonanego dystansu, czyli w gramach na kilometr (zwany emisją drogową). Pojazdy ciężkie oraz te z kategorii NRMM często wykonują pracę nie pokonując znacznych dystansów lub w ogóle się nie poruszając. Analiza emisji drogowej koparki nie uwzględnia więc głównego typu wykonywanego przez nią zadania. Stosuje się więc wartości emisji spalin w odniesieniu do wykonanej pracy silnika, czyli pomiar przedstawiony w gramach na kilowatogodzinę (zwany emisją jednostkową). Te dwie metody przedstawienia danych emisji są podobne, ale tworzą podział na kategorie względem rodzaju wykonywanych zadań, uniemożliwiając tym samym dokonania bezpośrednich porównań tych danych pomiędzy wszystkimi pojazdami. Tak przedstawione dane określić można jako wskaźniki ekologiczne badanych pojazdów i są to najpowszechniej przyjęte formaty określania danych emisyjnych.

6.3. Porównanie poziomu emisji silników spalinowych różnych pojazdów w warunkach rzeczywistych

Po uzyskaniu danych emisji spalin (drogowej lub jednostkowej) dla badanych pojazdów poddano je dalszej przeróbce w celu umożliwienia ich bezpośredniego porównania. W tym celu rozważono możliwe metody przeliczania danych pomiarowych, które pozwoliłyby na interpretację wyników. Z uwagi na dobraną metodę badawczą, zbliżoną do warunków rzeczywistych, konieczne jest dobranie metody pozwalającej

na znormalizowanie i ujednoczenie wyników pomiarów emisji spalin w formie emisji drogowej i jednostkowej. Jednym z możliwych rozwiązań byłoby zaniechanie obliczania wyników w formie emisji drogowej, na rzecz emisji jednostkowej. Oznacza to obliczanie emisji jednostkowej z pojazdów służących do transportu pasażerów oraz pasażerskich lokomotyw liniowych, która nie określa prawidłowo sprawności pojazdów w wykonywaniu powierzonych im zadań. Oznacza to, że takie rozwiązanie znacząco ograniczyłoby wiarygodność wyników dla pojazdów wykonujących zadania tego typu i co za tym idzie nie zdecydowano się na takie uproszczenie. Inną opcją ujednoczenia wyników emisji drogowej z jednostkową jest stworzenie przelicznika emisji drogowej na jednostkową w formie dystansu (w kilometrach), który pojazd jest w stanie pokonać na każdą kilowatogodzinę pracy silnika (km/kWh). Tak obliczona stała umożliwiłaby konwersję emisji drogowej do emisji jednostkowej, i w efekcie bezpośrednio porównanie wszystkich wartości emisji spalin. Głównym problemem takiego rozwiązania jest trudność w określeniu wartości takiego przelicznika. Wartość takiej stałej zależy od charakterystyki silnika, stylu jazdy, warunków szynowych lub drogowych, warunków atmosferycznych, przewożonej masy oraz szeregu innych czynników. Na tej podstawie uznano, że nie jest możliwe oszacowanie wartości takiej stałej w zadowalającym zakresie niepewności, a obliczanie jej za pomocą dodatkowego wzoru dla każdego przypadku znacząco skomplikowałoby metodykę porównawczą nie zwiększając zarazem jej dokładności.

Za najlepsze i najbardziej uniwersalne rozwiązanie uznano zastosowanie wskaźnika bezwymiarowego. Przykładem może być wyznaczenie wartości odniesienia dla emisji spalin (odpowiednio drogowej lub jednostkowej) dla każdego z mierzonych związków i dla każdego z badanych pojazdów, po czym dzielenie przez nią każdego uzyskanego wyniku. Takie rozwiązanie wymaga zastosowania uwzględnienia oraz zmierzenia parametru odniesienia dla pojazdów w celu ustalenia wartości służącej do normalizacji ich emisji spalin podczas wykonywanej pracy. Wnosi to jednak dodatkowy poziom skomplikowania oraz dodatkowy czynnik zwiększający błąd oraz niepewność ostatecznego wyniku.

Uznano, że bardziej dostępnym i prostszym rozwiązaniem jest odniesienie emisji spalin związków toksycznych pośrednio do ilości zużytego paliwa. Stąd w celu umożliwienia porównania zastosowano wskaźnik toksyczności oznaczony jako M , który był wcześniej wykorzystywany do np.: oceny emisyjności autobusów miejskich [67] i pojazdów z kategorii NMRR [92]. Wskaźnik M jest bezwymiarowym współczynnikiem pośrednio zależnym od jakości procesu spalania w silniku, którego emisja jest badana. Wskaźnik ten jest narzędziem służącym do analizy wyników badań emisji, powstały na bazie dawniej wykorzystywanej standaryzacji emisji spalin SEE (*Standardization of Exhaust Emission*) [68]. Opiera się on na bezpośredniej, blisko liniowej, zależności pomiędzy liczbą wartości zużywanego paliwa a masą emitowanych związków toksycznych. Głównym wyznacznikiem zużycia paliwa w wartościach emisji spalin jest emisja wszystkich związków węglowych, lub w uproszczeniu samej emisji dwutlenku węgla, którą uważa się za bezpośrednio zależną od i proporcjonalną do zużycia paliwa. W uproszczonej zależności ten sam silnik zużywający dwa razy więcej paliwa emitować będzie dwa razy więcej wszystkich związków toksycznych jak i dwutlenku węgla. Należy zaznaczyć, że z powodu procesów spalania oraz efektów lokalnych nadmiarów i niedoborów powietrza, jak i wyższej temperatury uzyskanej ze spalania większej dawki paliwa zależność ta jest znacznie bardziej skomplikowana.

Niemniej jednak te rozbieżności są nieznaczne w skali przejazdu całego pojazdu, a zastosowane przybliżenie pozwala na pośrednie odniesienie wyników emisji do zużycia paliwa.

Dodatkowo zużycie paliwa oblicza się z emisji spalin za pomocą metody bilansu węgla [15] (metoda *carbon balance*), która uwzględnia wszystkie związki zawierające węgiel, w tym poza dwutlenkiem węgla również tlenek węgla oraz węglowodory. Mimo to doświadczenie badawcze wskazuje, że bezwzględna masa emitowanego dwutlenku węgla osiąga zwykle wartości o kilka rzędów wielkości większe niż wszelkie inne związki emitowane przez silnik. Stąd uznano, że nieliniowa zależność emitowanych związków wobec zużycia paliwa jest wystarczająco zbliżona do liniowej w badanych zakresach i ma dostatecznie niewielki wpływ względem dwutlenku węgla, aby zastosować takie przybliżenie do obliczeń. Obliczeń dokonano przez podzielenie masy każdego z emitowanych związków toksycznych przez masę emitowanego dwutlenku węgla w tym samym zakresie danych i dla tych samych parametrów operacyjnych. Stosując te same jednostki emisji dla obu związków uzyskuje się wartość bezwymiarową, uzależniającą pośrednio emisję związków toksycznych od zużycia paliwa, przez emisję dwutlenku węgla [67]. W wyniku uzyskany współczynnik toksyczności M zawiera w sobie informacje dotyczące udziału każdego z emitowanych związków toksycznych w odpowiadającej im emisji dwutlenku węgla. Umożliwia więc odniesienie tego jaka część zużywanego paliwa przetwarzana jest przez silnik i układ wylotowy na niepożądane związki toksyczne a jaka w użyteczną pracę. Uzyskaną wartość dla badanych związków pomnożono przez stałą równą 1000, aby uzyskać łatwiejsze do przedstawienia wartości liczbowe. Metodę obliczenia wskaźników toksyczności M przedstawić można wzorem:

$$M_{(CO,HC,NO_x)} = 1000 \cdot \frac{\text{emisja}_{CO,HC,NO_x} \left[\frac{g}{km} \text{ lub } \frac{g}{kWh} \right]}{\text{emisja}_{CO_2} \left[\frac{g}{km} \text{ lub } \frac{g}{kWh} \right]} \quad (6.1)$$

gdzie dla emisji w liczniku, podanej w danych jednostkach, emisja CO_2 w mianowniku musi być podana w tych samych jednostkach (w tym zastosowaniu oznacza to, że obie wartości będą albo emisją drogową albo emisją jednostkową).

Należy również dodać, że przeliczenie wyników emisji do formy emisji drogowej lub jednostkowej dodatkowo wiąże w ostatecznym wyniku również sprawność wykonywania zleconego zadania przez badany pojazd. Możliwe jest również podzielenie wartości emisji związków toksycznych i dwutlenku węgla w formie gramów na sekundę lub wartości stężeń, czyli danych pośrednich w uzyskiwaniu docelowych wartości. Jednak w takim rozwiązaniu wynik nie jest znormalizowany względem wykonywanego zadania. Należy zauważyć, że zastosowana metoda porównawcza ma również wiele ograniczeń. Najważniejszym z nich jest powiązanie proporcjonalności emisji dwutlenku węgla z emisją składników toksycznych spalin. Brak jest zatem informacji o ogólnej całościowej masie zużywanego paliwa oraz emitowanych związków mierzonych podczas badań. W przypadku niektórych usterek technicznych, takich jak usterka układu zasilania (np. wtryskiwacza), ilość zużywanego paliwa może wzrosnąć ponad zaprogramowaną wartość, a wraz z nią wartość całkowitej emisji spalin. Pomimo tego, w takim przypadku, wskaźnik toksyczności M nie wykaże problemu i jego wartość nie będzie odbiegała od normalnej, o ile wzrost emitowanych

związków toksycznych jest proporcjonalny do wzrostu emisji dwutlenku węgla. Dzielenie tych wartości emisji w celu normalizacji wyników i uzyskania wskaźnika M uniemożliwia wykrycie takiej wady. Rozwiązaniem tego problemu jest zatem upewnienie się, aby opisany wskaźnik toksyczności w miarę możliwości zawsze posiłkować się uzyskanymi wartościami zużycia paliwa, obliczonego metodą carbon balance lub uzyskanymi bezpośrednio z magistrali centralnej układu sterowania silnikiem, celem wykluczenia tego typu przeoczeń. Takie działania zapobiegawcze można jednak realistycznie wykorzystać posiadając wartości wskaźników dla kilku zbliżonych do siebie pojazdów np.: tego samego typu, kategorii, o tym samym silniku i wykonującym zadanie o tym samym charakterze. Wtedy możliwe jest wykrycie nadmiernej emisji spalin badanego pojazdu przez bezpośrednie porównanie wartości zużycia paliwa pojazdu do innych pojazdów tej samej kategorii w tych samych lub bardzo podobnych warunkach pracy.

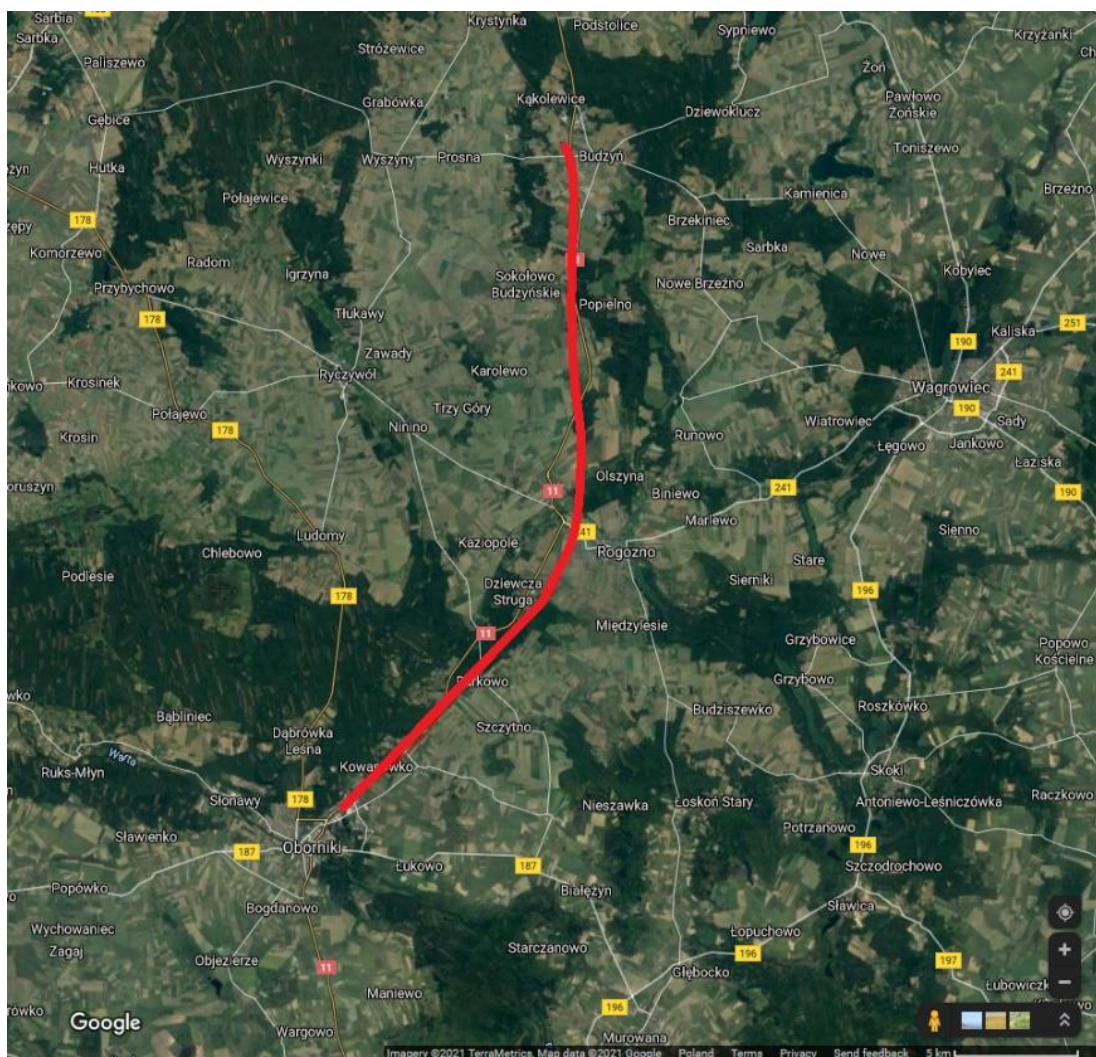
6.4. Procedura badawcza dla wybranych pojazdów

Badania lokomotywy SM42 z silnikiem a8C22 o mocy 588 kW wykonano na oporniku wodnym w formie testów statycznych określonych normą ISO 8178. Do pomiaru emisji związków gazowych wykorzystano urządzenie SEMTECH[®] DS wraz z przepływomierzem. Do badań wybrano pojazd z popularnym polskim silnikiem a8C22, który uznano za reprezentatywny dla tej kategorii pojazdów. Należy zauważyć, że obecnie podejmowane są starania modernizacji oraz napraw głównych pojazdów ze starszymi silnikami, takimi jak a8C22, pomimo to średni wiek pojazdów szynowych w Polsce jest wciąż wysoki. Dlatego przyjęto, że taki dobór silnika jest wciąż uzasadniony. Badania pojazdu przeprowadzono na oporniku wodnym typu OW6300 z elektrolitem opartym na wodnym roztworze soli. Wykorzystano opornik posiadający moc ciągłą na poziomie 2000 kW, dane techniczne opornika przedstawiono w tabeli 6.1.

Tabela 6.1. Dane techniczne opornika wodnego wykorzystanego do badań statycznych pojazdu SM42

Parametr	Wartość
Maksymalne natężenie prądu	6300 A
Ciągłe natężenie prądu (brak chłodzenia elektrolitu)	1000 A
Ciągłe natężenie prądu (przy chłodzeniu elektrolitu)	2000 A
Napięcie maksymalne	1000 V
Moc ciągła rozpraszana bez chłodzenia	750 kW
Moc ciągła rozpraszana z chłodzeniem	2000 kW

Pomiar emisji związków gazowych z maszyny diagnostycznej UPS-80 wykonany został podczas rzeczywistego przejazdu na odcinku toru, podczas wykonywanych badań diagnostycznych skrajni toru. Przejazd charakteryzował się prędkością maksymalną do 60 km/h, bez zatrzymań i dużych wartości przyspieszeń. Dystans trasy testowej wynosił 29 km na odcinku Oborniki–Budzyń (rys. 6.1), natomiast średnia prędkość przejazdu wyniosła około 34 km/h. Do pomiaru emisji spalin wykorzystano urządzenie SEMTECH[®] DS w połączeniu z przepływomierzem.



Rysunek 6.1. Mapa trasy przejazdu maszyny diagnostycznej UPS-80 (mapa stworzona za pomocą Mapy Google)

Testy emisji zmodyfikowanego ciągnika Orion były przeprowadzone w rzeczywistych warunkach pracy, podczas przetoku wagonów na bocznicach. Dopuszczalna liczba wagonów przetwarzanych na torze poziomym przez badany pojazd wynosiła: 6 holowanych z przodu lub 10 holowanych z tyłu. Dopuszczalna prędkość jazdy po torze prostym lokomotywą z wagonami wynosi 10 km/h, natomiast na łukach i rozjazdach prędkość ta wynosi do 5 km/h. Maksymalna prędkość pojazdu na torze bez obciążenia to 20 km/h. Do pomiaru emisji spalin wykorzystano urządzenie Axion™ R/S+ wraz z przepływomierzem.

Analizowano również dane parametrów pracy silnika pojazdu podczas pracy w celu określenia emisji jednostkowej. Pojazd wykonywał pracę przetoczenia szesnastu wagonów w stanie próżnym na dystansie około 1,2 km przetwarzając dwa razy po 8 wagonów. Całe zadanie zostało wykonane w czasie 53 minut. Tor bocznicowy kolejowej w Centrum Pojazdów Szynowych (dawniej IPS „TABOR”) należącym do Poznańskiego Instytutu Technologicznego (PIT) Sieci Badawczej Łukasiewicz był normalnotorową bocznicą stacyjną, położoną przy stacji Poznań Wschód. Łączna długość użyteczna torów bocznic

wynosiła 1286 m. Maksymalna pojemność bocznic w przeliczeniu na wagony dwuosiove wynosiła natomiast 124 wagony. Ze względu na długość użyteczną toru zdawczego jednorazowo na bocznicę można było podstawić 10 wagonów dwuosioowych. Maksymalne pochylenia podłużne torów wynosiły 26‰ na odcinku 45 m lub więcej. Promienie łuków w torach, z których najmniejszy wynosił 150 m, nie stwarzały ograniczeń w dopuszczalnym rozstawie osi skrajnych pojazdów. W skład bocznicy wchodzi 18 rozjazdów (włącznie z rozjazdem łączącym bocznicę z torami PKP) i tyle samo zwrotnic przestawianych ręcznie. Na bocznicy obowiązuje skrajnia zgodna z PN-70/k-02056, ale nie posiada ona skrajników, semaforów, ani tarcz manewrowych. Podczas wykonywania prac manewrowych pojazdem manewrowym na bocznicy długość składu manewrowego bez obsługiwanych hamulców wagonowych mogła wynosić do 12 wagonów, podczas gdy maksymalny dozwolony nacisk na szynę bocznicy wynosił 200 kN (20,5 t). Prędkość poruszania się pojazdów drogowych lub drogowo-szynowych podczas prac manewrowych na bocznicy nie mogła przekraczać 5 km/h (tabela 6.2). Bocznicza wykorzystana w opisywanych badaniach została opisana we wcześniejszych badaniach [16, 52].

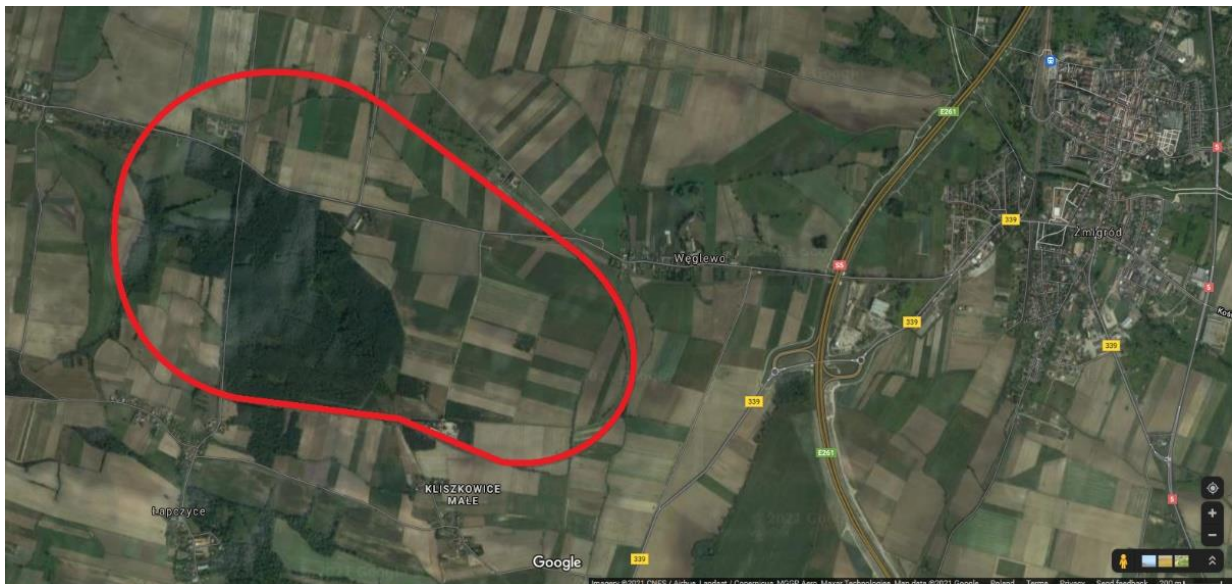
Tabela 6.2. Dozwolone prędkości poruszania się po bocznicy należącej do Łukasiewicz – PIT

Maksymalna dozwolona prędkość jazdy	Określenie warunków eksploatacyjnych dla danej prędkości jazd manewrowych
20 km/h	Badania nabiegania na torze nr 1806 (odrzut jednym wagonem)
10 km/h	Jazda po torze lokomotywą (luzem lub ciągnąc wagony)
5 km/h	Jazda po torze częściowo zajęтым, przetaczanie wagonów pojazdem drogowym, lub pchanie wagonów
3 km/h	Jazda przez wagę wagonową, wykonywanie manewrów w złej widoczności, dojeżdżanie do stojącego taboru, wjazd do hali prób i jazda w hali, manewry kiedy lokomotywa znajduje się w środku przetaczanego składu, lub prace manewrowe z wagonami z przekroczoną skrajnią

Szynobus LINK posiadał dwa silniki spalinowe o zapłonie samoczynnym, każdy z nich o mocy znamionowej 390 kW oraz objętości skokowej 13 dm³. Podczas badań wykorzystywano tylko jeden silnik w celu zmniejszenia niepewności pomiarowej oraz ułatwienia pomiaru przepływu spalin. Pojazd poruszał się po torze testowym o długości 7,7 km znajdującym się w Żmigrodzie (rys. 6.2) i należącym do Instytutu Kolejnictwa [44]. Tor miał łuki o promieniach równych 600, 700, 800 i 900 m, natomiast maksymalna dozwolona prędkość na torze testowym to 160 km/h. Ponieważ taki typ badań nie jest zdefiniowany prawnie wykorzystano autorską metodykę badań do pomiaru emisji spalin badanego pojazdu szynowego.

Cykl badawczy wykonano na torze testowym w rzeczywistych warunkach jezdnych, jest więc odzwierciedleniem warunków rzeczywistych, z wyłączeniem aspektów takich jak

zatrzymania spowodowane przejazdem innych pojazdów lub zmiennym stanem infrastruktury jak również obciążenia spowodowanego masą pasażerów, które mogą również wpływać na mierzone wartości emisji spalin. Podczas przejazdu wykonano 3 zatrzymania pojazdu symulując obsługę przystanków pasażerskich. Średnia prędkość przejazdu wyniosła 59 km/h, maksymalną prędkość jazdy na torze testowym przyjęto jako 100 km/h. Wynika to z założenia, że w rzeczywistych warunkach jazdy prędkość maksymalna zdefiniowana będzie lokalnymi ograniczeniami prędkości. Założono więc, że pomimo niektórych linii kolejowych o największych prędkościach maksymalnych (220 km/h) wiele odcinków kolejowych w Polsce wciąż oznakowana jest ograniczeniami do 160 km/h lub mniejszej. Z tego powodu dobrano prędkość maksymalną przejazdu w małym zakresie. Pomiaru emisji związków gazowych dokonano za pomocą urządzenia Axion™ R/S+ podłączonego wraz z przepływomierzem do układu wylotowego.



Rysunek 6.2. Mapa przedstawiająca lokalizację toru testowego w Żmigrodzie (mapa stworzona za pomocą Mapy Google)

6.5. Interpretacja wyników za pomocą wybranych współczynników wagowych

6.5.1. Założenia ogólne

W celu oceny ogólnej szkodliwości zdrowotnej badanych pojazdów kolejnym krokiem opracowania było sumowanie uzyskanych wskaźników toksyczności (M) za pomocą współczynników wagowych (W). Takie rozwiązanie podyktowane było zaniżonym wpływem jaka emisja HC miała na wartości sumaryczne wskaźników M_T w porównaniu do emisji NO_x . Aby prawidłowo odzwierciedlić ogólnie rozumianą szkodliwość badanych pojazdów konieczne było względne zrównoważenie uzyskanych wartości wskaźników M dla trzech badanych związków toksycznych. Do zastosowania takiej metody konieczne jest określenie wartości współczynników dla każdego z nich. Współczynniki te można dobrać na podstawie względnej szkodliwości środowiskowej, względnej szkodliwości zdrowotnej, lub w odniesieniu do wartości limitów norm emisji spalin lub jakości powietrza. W pracy przedstawiono pięć różnych zestawów współczynników wagowych oraz ogólny wynik szkodliwości emisji spalin pojazdów po ich zastosowaniu. Na podstawie uzyskanych wartości możliwe jest ostateczne określenie pojazdu, który charakteryzuje się najniższą szkodliwością środowiskową powiązaną z wykonywanymi zadaniami przewozowymi, manewrowymi lub innymi. Należy zaznaczyć, że wszelkie dobrane współczynniki wagowe W zostały dobrane w sposób arbitralny, na podstawie subiektywnej oceny autorskiej w perspektywie danego aspektu ich szkodliwości. W przypadku współczynników wagowych dobranych z perspektywy szkodliwości mierzonych związków toksycznych dla zdrowia ludzkiego nie jest możliwe bezpośrednie liczbowe porównanie poziomu szkodliwości różnych substancji, które w różnych stężeniach i w różnym czasie narażenia mają różne szanse powodować różnorodne schorzenia, w sposób inny niż przez dobór subiektywny. Bezpośrednie odniesienie wartości liczbowej szkodliwości, np. raka płuc wywołanego zatruciem węglowodorami a chorobami serca wywołanymi zatruciem dwutlenkiem azotu, nie jest niemożliwe, dlatego wszelkie podstawy naukowe uzasadniające wartości wybranych współczynników wagowych będą ostatecznie jedynie częściowo powiązane z faktycznymi wartościami liczbowymi. Problem porównania szkodliwości zdrowotnej lub środowiskowej mierzonych związków toksycznych jest bardzo złożony i wymagałby obszernej analizy w celu uzasadnienia wyboru jakichkolwiek wartości, lub w wielu przypadkach danych badań naukowych, które dotychczas nie istnieją. Zdecydowano się zatem zastosować istniejące współczynniki wagowe, zawarte w innych pracach naukowych oraz współczynniki oparte na istniejących wartościach granicznych dopuszczalnych stężeń mierzonych związków toksycznych. Każdy zestaw dobranych współczynników wagowych oparty był na innej interpretacji względnej szkodliwości każdego z trzech badanych związków toksycznych.

6.5.2. Współczynniki wagowe oparte na wartościach granicznych norm emisji spalin

Pierwszą przedstawianą metodą szacowania szkodliwości emisji spalin badanych pojazdów jest metoda stosująca współczynniki wagowe (W_1) oparte na wartościach granicznych emisji spalin z silników lokomotyw dla testów Stage V. Norma Stage V

definiuje wartości graniczne emisji dla lokomotyw dla CO oraz wartości łączone dla HC+NO_x, co uniemożliwia rozdzielanie wartości współczynników dla tych związków toksycznych. W związku z tym, zdecydowano aby w tym przykładzie współczynników wagowych zastosować wartości graniczne emisji Stage V dla wagonów silnikowych. Należy zaznaczyć, że wykorzystanie wartości dla innej kategorii pojazdów nie powinno mieć znaczącego wpływu na wykonywane porównania, ponieważ najważniejszym aspektem w tym przypadku jest względna różnica w wartości granicznej emisji dla badanych związków spalin, a nie faktyczne wartości graniczne ich emisji. Wartości współczynników są obliczane jako odwrotność wartości udziału wartości granicznych emisji dla każdego ze związków, zgodnie z wzorem:

$$W_{1(\text{CO,HC,NO}_x)} = \left(\frac{L_{\text{CO}} + L_{\text{HC}} + L_{\text{NO}_x}}{3} \right) / L_{(\text{CO,HC,NO}_x)}, \quad (6.2)$$

gdzie: W – to współczynniki wagowe dla odpowiedniego związku toksycznego, a L oznacza wartości limitów emisji zgodnie z normą Stage V dla wagonów silnikowych dla każdego z mierzonych związków spalin.

Jest to uzasadnione, ponieważ czym niższa wartość graniczna emisji dla danego związku toksycznego tym większą można przyjąć wartość jego szkodliwości środowiskowej i zdrowotnej. Uzyskane tą metodą współczynniki wagowe przedstawiono w tabeli 6.3.

Tabela 6.3. Współczynniki wagowe W₁ uzyskane z wartości granicznych dla normy Stage V

Kategoria	CO	HC	NO _x
Limit emisji dla wagonów silnikowych [g/kWh]	3,50	0,19	2,00
Współczynnik wagowy (W ₁)	0,5419	9,9825	0,9483

6.5.3. Współczynniki wagowe oparte na wartościach współczynników tolerancji w metodzie obliczania pindex

Metoda pindex szacowania łącznego zanieczyszczenia powietrza została zaproponowana przez Lyndon R. Babcock, Jr w 1970 roku [5]. Opiera się ona na normach amerykańskich dotyczących czystości powietrza i łączy w sobie sumę udziałów szeregu związków takich jak: cząstki stałe, tlenki siarki, tlenki azotu, tlenek węgla, węglowodory, utleniacze, promieniowanie słoneczne oraz synergizm utleniaczy cząstek i siarki. W metodzie pindex utleniacze tworzone są z oddziaływań tlenków azotu z węglowodorami w reakcjach katalizowanych przez promieniowanie słoneczne. Następnie stosuje się współczynniki tolerancji w celu unormowania analizowanych danych emisji. Ostatecznie sumuje się wszystkie uzyskane wartości wraz z udziałem synergizmu i wynikająca wartość jest wartością poziomu pindex. Na potrzeby prowadzonej analizy porównawczej ograniczono metodykę pindex do wyłącznie współczynników stosowanych do związków mierzonych w przeprowadzonych badaniach. Pominięto również wpływ efektów synergizmu oraz innych procesów chemicznych zachodzących w powietrzu po wyemitowaniu przez silnik związków toksycznych. Współczynniki tolerancji, po podzieleniu przez 1000 z uwagi na ich wartości,

zastosowano jako wagi (W_2) do normalizacji wyników wskaźników M za wyjątkiem wartości dla NO_x , który podzielono przez 100, aby mniej odbiegał od pozostałych wartości. Ograniczenie wpływu emisji NO_x przez zwiększenie współczynnika tolerancji dla tego związku ma zapobiegać kompletnej dominacji wartości emisji NO_x w ostatecznej sumie ważonych wskaźników M. Pominięto procesy powstawania utleniaczy oraz udział pozostałych związków toksycznych niemierzonych w ramach przeprowadzonych badań. Trzy literaturowe współczynniki pindex wykorzystane do obliczeń przedstawiono w tabeli 6.4 wraz z obliczonymi z nich współczynnikami wagowymi.

Tabela 6.4. Współczynniki wagowe W_2 uzyskane ze współczynników metody pindex

Kategoria	CO	HC	NO_x
Współczynniki stosowane w metodzie pindex	40000	19300	514
Współczynniki pindex po wstępnej modyfikacji	40	19,3	5,14
Współczynniki względnej toksyczności zastosowane jako współczynnik wagowy (W_2)	0,537	1,113	4,179

6.5.4. Współczynniki wagowe oparte na wartościach maksymalnych stężeń substancji w powietrzu na podstawie norm jakości powietrza w UE

Normy europejskie regulują poziom stężenia wielu substancji toksycznych i szkodliwych dla zdrowia ludzkiego do stosowania w przestrzeniach, w których przebywają osoby. Zgodnie z zapisami tych norm [59] wartości graniczne bezpiecznych wartości stężenia masowego badanych związków toksycznych na metr sześcienny wynoszą 10 mg/m^3 dla CO, 1 ng/m^3 dla HC oraz $40 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ dla NO_x . Przed obliczeniami zastosowane wartości stężeń zrównano do wspólnych jednostek (za stosowne przyjęto $\mu\text{g/m}^3$) i przedstawiono je w tabeli 6.5. Należy zaznaczyć, że stężenia te zarówno dla HC jak i NO_x są wartościami uśrednionymi rocznymi, podczas gdy dla stężeń CO są one określone dla maksymalnej dziennej wartości uśrednionej z 8 godzin. Te wartości stężeń zastosowano jako względny wskaźnik toksyczności dla odpowiadających im związków toksycznych. W celu uzyskania współczynnika wagowego za odpowiednią wartość przyjęto odwrotność tych wartości granicznych stężeń. Uzyskane ostatecznie współczynniki wagowe W_3 znacząco faworyzowały emisję HC, jako związku o względnie największej szkodliwości w aspekcie stężenia na metry sześcienne. W efekcie wartości wskaźników uzyskane dla CO oraz NO_x miały znacząco zmniejszony wpływ na ostateczne wartości sumaryczne wskaźników toksyczności $M_T(W_3)$.

Tabela 6.5. Współczynniki wagowe W_3 uzyskane z wartości granicznych stężeń związków toksycznych uznane przez UE

Kategoria	CO	HC	NO _x
Stężenia maksymalne [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	10000	0,001	40
Współczynnik wagowy (W_3)	0,0001	1000	0,025

6.5.5. Współczynniki wagowe oparte na szacowaniu jakości procesu spalania

Ze względu na naturę procesu spalania oraz warunki sprzyjające powstawaniu każdego z badanych związków toksycznych czwarta grupa współczynników wagowych W_4 została dobrana z założeniem, że sprawność procesu spalania w podstawowym aspekcie sprowadza się do redukcji węglowodorów do CO₂. Nie wzięto więc pod uwagę emisyjności takiego procesu w aspekcie innym niż produkty spalania niecałkowitego i niezupełnego, pomijając związki powstałe w wyniku utleniania molekuł innych niż węglowodory, czyli tlenków azotu. W tym podejściu powstawanie tlenków azotu uznaje się za rzecz pozytywną, wskazującą na prawidłowy przebieg procesu spalania oraz pełną redukcję składników węglowych do postaci CO₂. Stąd, aby przedstawić takie podejście za pomocą współczynników wagowych, dla wskaźników toksyczności emisji NO_x przyjęto współczynniki ujemne. Wartości współczynników W_4 dobrane zostały na podstawie energii dysocjacji rozpatrywanych substancji (tabela 6.6). Energia dysocjacji CO wynosi około 1072 kJ/mol. Dla HC emitowanych z silnika przyjęto energię dysocjacji wiązania C–H (413 kJ/mol) dla 12 wiązań, czyli około połowy liczby wiązań dla uznanego za średni wzoru chemicznego dla oleju napędowego (C₁₂H₂₃). Wartość sumaryczna była zbliżona do 5000 kJ/mol dla HC (5 razy większa niż dla CO). Energia wiązania N–O wynosi około 200 kJ/mol.

Tabela 6.6. Współczynniki wagowe W_4 uzyskane na podstawie oceny jakości procesu spalania

Kategoria	CO	HC	NO _x
Energia wiązań cząstek (kJ/mol)	~1000	~5000	~200
Współczynnik wagowy (W_4)	1	5	-0,2

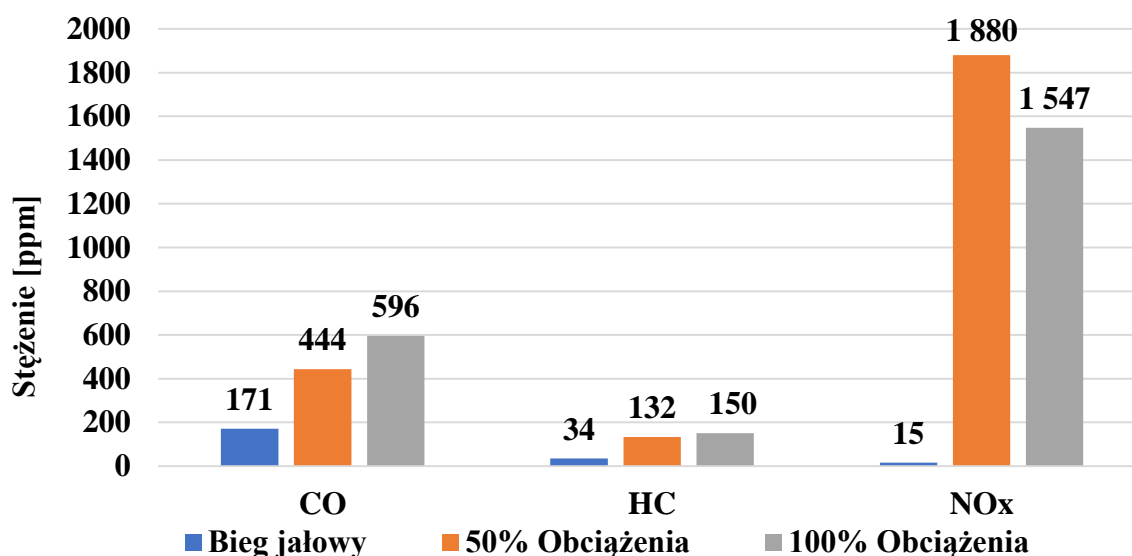
7. Analiza wyników emisji spalin

7.1. Porównanie bezwzględnej emisji związków toksycznych

Pomiar emisji spalin dla SM42 wykonano dla trzech pozycji nastawnika (0, 6, 8), które odpowiadały wymaganym przez normę obciążeniom silnika (bieg jałowy, 50% oraz 100%). Zestawienie wykorzystanych punktów pracy silnika przedstawiono w tabeli 7.1. Uzyskane wyniki emisji tlenu węgla, węglowodorów oraz tlenków azotu przedstawiono dla każdego z trzech punktów pracy (rys. 7.1), po czym wyniki unormowano zgodnie z metodą przedstawioną we wcześniejszym rozdziale (rys. 5.2).

Tabela 7.1. Punkty pracy silnika lokomotywy SM42 wykorzystane w badaniach

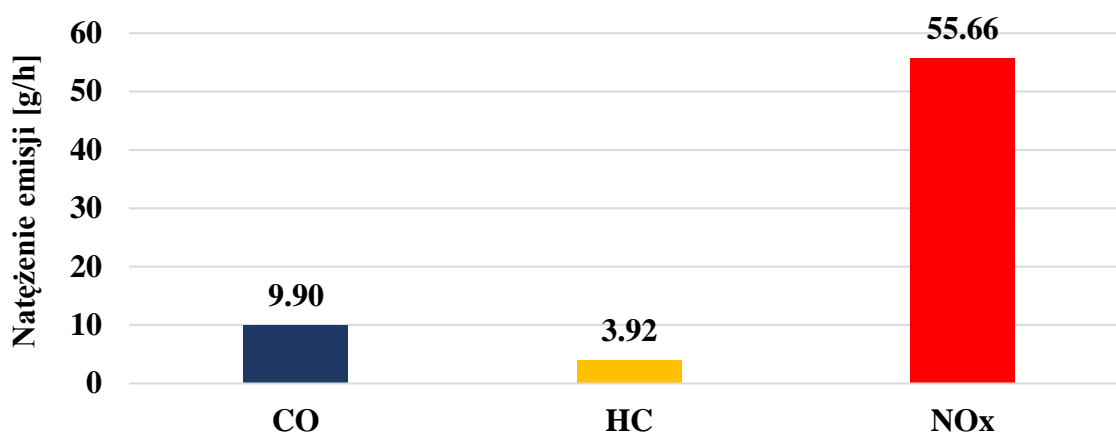
Pozycja nastawnika	Prędkość obrotowa [obr/min]	Moc [kW]
0	600	0
6	1100	295
8	1300	590



Rysunek 7.1. Stężenie związków spalin lokomotywy SM42 dla trzech punktów pomiarowych silnika

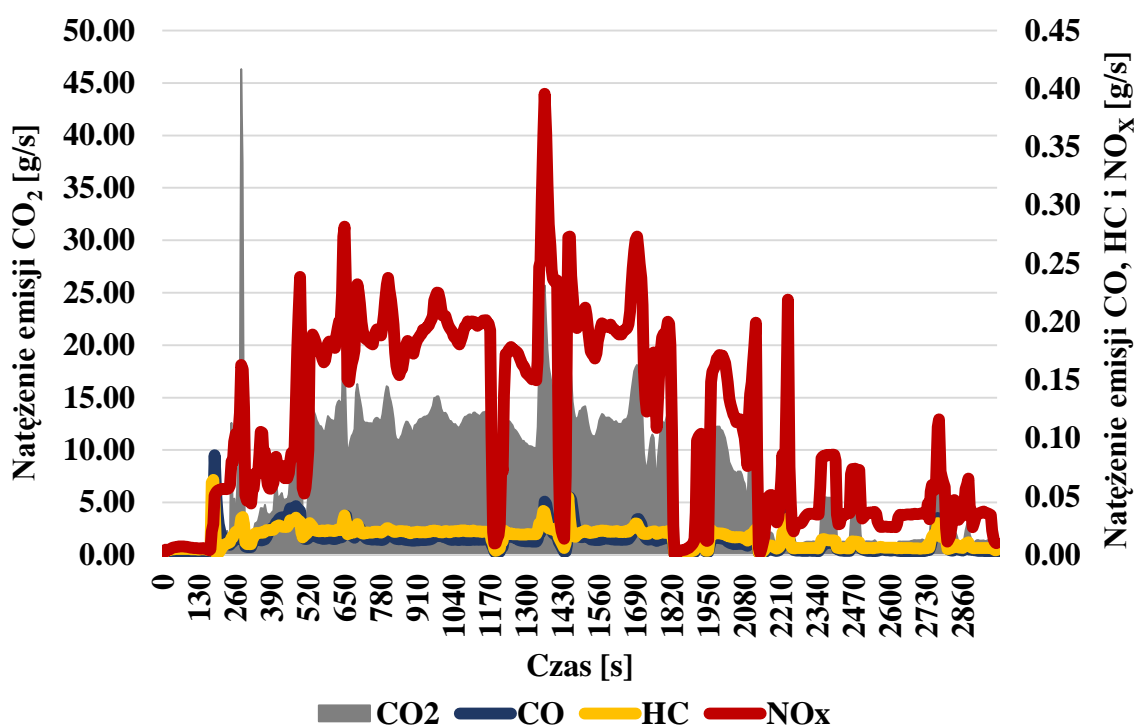
Dane pomiaru emisji spalin z ciągnika Orion odniesiono do całkowitego czasu pracy w ramach wykonywanego zadania. Tym sposobem wyznaczono wartości emisji godzinowej mierzonych toksycznych związków gazowych (rys. 7.2). Następnie wartości te odniesiono do wykonywanej przez silnik pracy zgodnie z danymi uzyskanymi z magistrali pojazdu, co pozwoliło obliczyć emisję jednostkową przedstawioną w następnym podrozdziale. Mierząc całkowitą przebytą drogę możliwe również było wyznaczenie emisji drogowej pojazdu. Wartości emisji drogowej nie zostały przedstawione, ponieważ nie przedstawiają one w rzetelny sposób emisyjności pojazdu w perspektywie wykonywanych badań. Badany pojazd szynowo-drogowy wykonywał dużą ilość pracy nie pokonując przy tym znaczących

odległości, przez co wyniki emisji drogowej nie odnosiły się w użyteczny sposób do rzeczywistej emisji z silnika pojazdu.



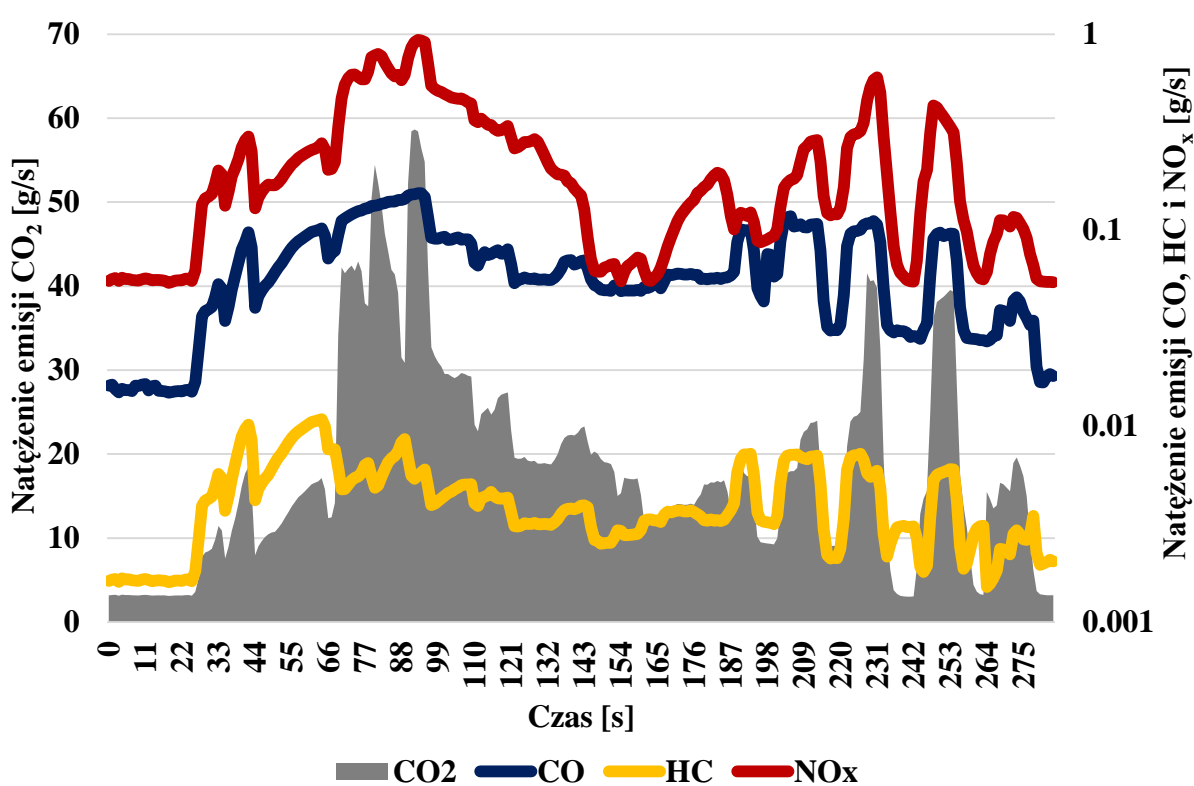
Rysunek 7.2. Wyniki natężenia emisji dla ciągnika Orion

Względnie jednostajna charakterystyka pracy silnika maszyny diagnostycznej UPS-80 wskazuje na to, że emisyjność tego pojazdu odnosi się głównie do pokonanego dystansu. Brak pracy wykonywanej statycznie lub na niewielkim dystansie, oraz mały udział biegu jałowego podczas mierzonego przejazdu uzasadniały wykorzystanie danych emisji drogowej. Dane emisji spalin przedstawiono więc w formie emisji sekundowej w funkcji czasu (rys. 7.3). Dalsze obliczenia pozwoliły uzyskać wartości emisji drogowej pojazdu.



Rysunek 7.3. Wyniki natężenia emisji spalin maszyny UPS-80

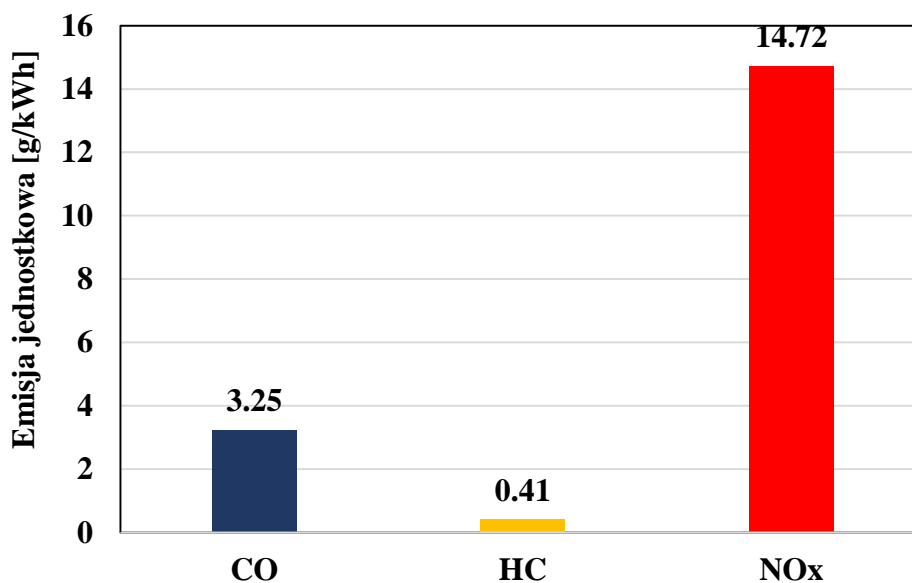
Charakterystyka pracy pojazdu pasażerskiego LINK wynika z pracy w formie przejazdu po trasie z przystankami. Głównym pomiarem wykonywanej pracy w przypadku tego pojazdu był pokonany dystans, co bezpośrednio przekłada się na fragment obsługiwanej trasy transportu pasażerskiego. Celem wykonywanych przez pojazd zadań jest transport pasażerów, stąd jedną z metod określenia sprawności wykonywania określonego zadania przewozowego byłyby masa wyemitowanych związków toksycznych na pasażerokilometr. Zdecydowano się wyznaczyć wyniki w formie emisji drogowej, którą można bezpośrednio przeliczyć na emisję na pasażerokilometr, zakładając liczbę pasażerów równą liczbie miejsc siedzących w pojeździe. Zmierzone wartości sekundowej emisji spalin gazowych związków toksycznych wraz z emisją dwutlenku węgla (rys. 7.4) wykorzystano w dalszej do obliczenia wartości emisji drogowej pojazdu.



Rysunek 7.4. Wyniki natężenia emisji spalin szynobusu LINK

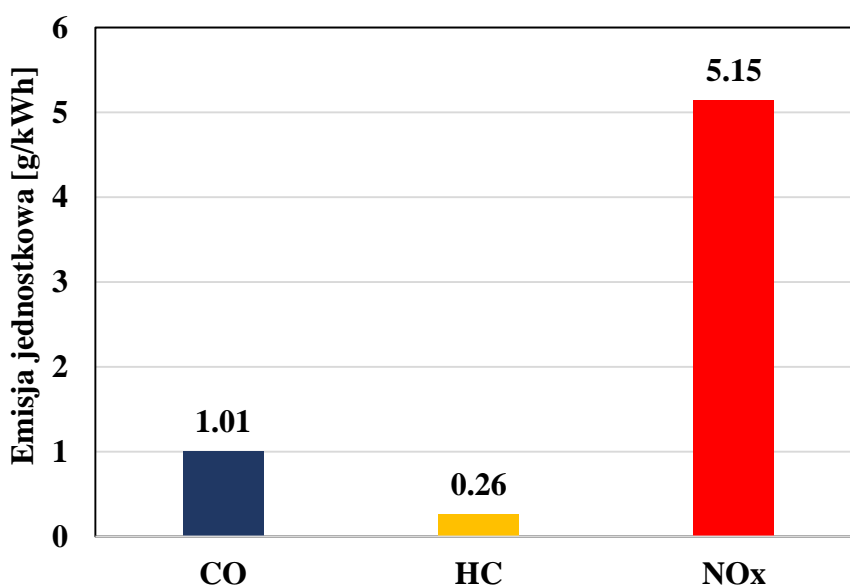
7.2. Porównanie jednostkowej i drogowej emisji związków toksycznych

Wartości emisji spalin: jednostkowej – lokomotywa SM42 oraz ciągnik Orion i drogowej – maszyna UPS-80 oraz szynobus LINK, przedstawiono na rysunkach 7.5–7.8. Dodatkowo w ramach porównania wykonano analizę porównawczą udziałów każdego z trzech analizowanych związków gazowych (rys. 7.9).



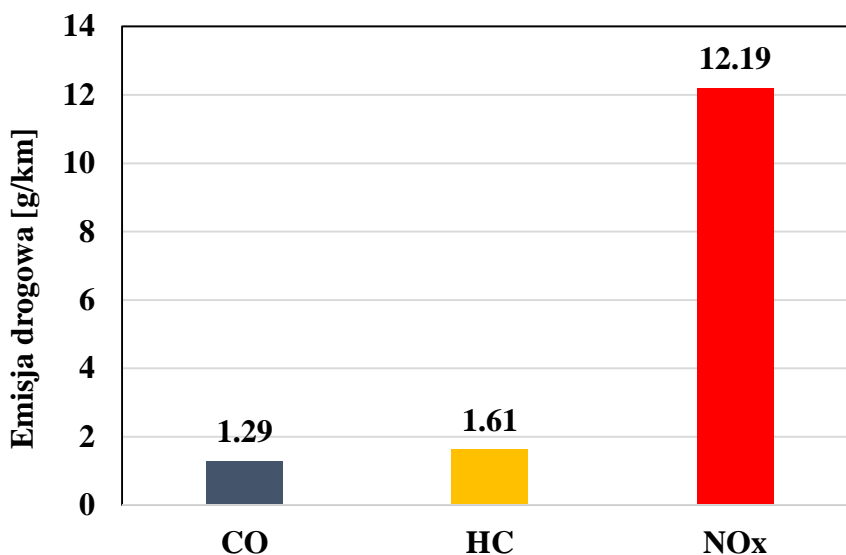
Rysunek 7.5. Wyniki jednostkowej emisji spalin lokomotywy SM42

W wyniku badania emisji spalin z silnika lokomotywy SM42 wyznaczono wartości emisji jednostkowej trzech związków toksycznych. Sumarycznie pojazd emitował 18,38 g/kWh badanych związków toksycznych. Lokomotywa SM42 podczas testów emitowała 3,25 g/kWh CO, znacznie mniej HC na poziomie 0,41 g/kWh oraz znacznie więcej NO_x, do wartości 14,72 g/kWh. Główny udział masowy na jednostkę pracy miała więc emisja NO_x, natomiast wartości emisji CO i HC były mniej znaczące. Emisja jednostkowa HC wyniosła jedynie 2% wartości całkowitej emisji, natomiast dla CO wyniosła ona 18% wartości całkowitej. Emisja NO_x wyniosła aż 80% całej masy emitowanych związków, wskazując na jej dominujący charakter.

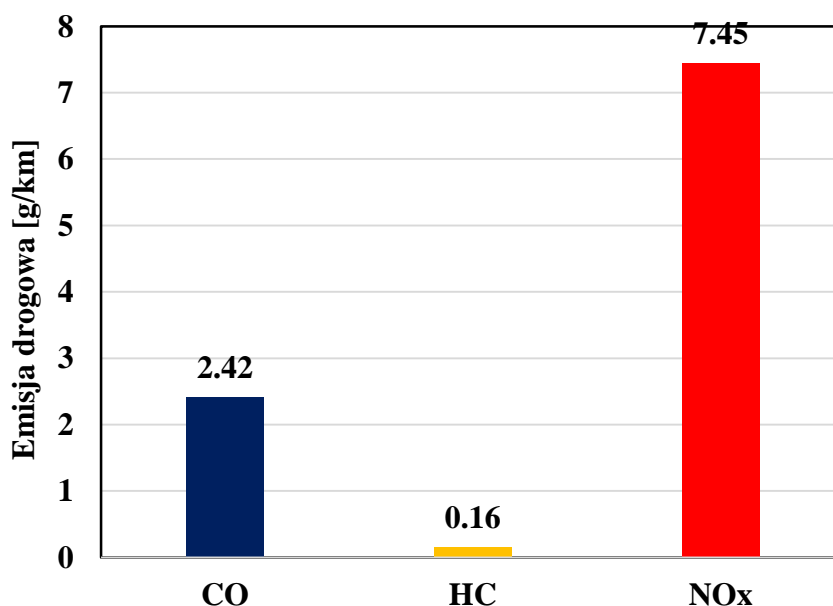


Rysunek 7.6. Wyniki jednostkowej emisji spalin ciągnika Orion

Wyniki pomiarów emisji jednostkowej z ciągnika Orion wykazały całkowitą mierzoną emisję na poziomie 6,42 g/kWh. Na tę wartość składała się emisja CO o wartości 1,01 g/kWh, emisja HC wynosząca 0,26 g/kWh oraz emisja NO_x wynosząca 5,15 g/kWh. Udziały emisji HC, CO i NO_x wyniosły odpowiednio 4%, 16% i 80%. Należy zaznaczyć, że całkowita emisja wyniosła 3-krotnie mniej niż dla lokomotywy SM42. Można zatem wnioskować, że każdy kilowat pracy wykonanej przez ciągnik Orion był obciążony znacznie mniejszym kosztem ekologicznym niż dla lokomotywy SM42.



Rysunek 7.7. Wyniki drogowej emisji spalin maszyny UPS-80

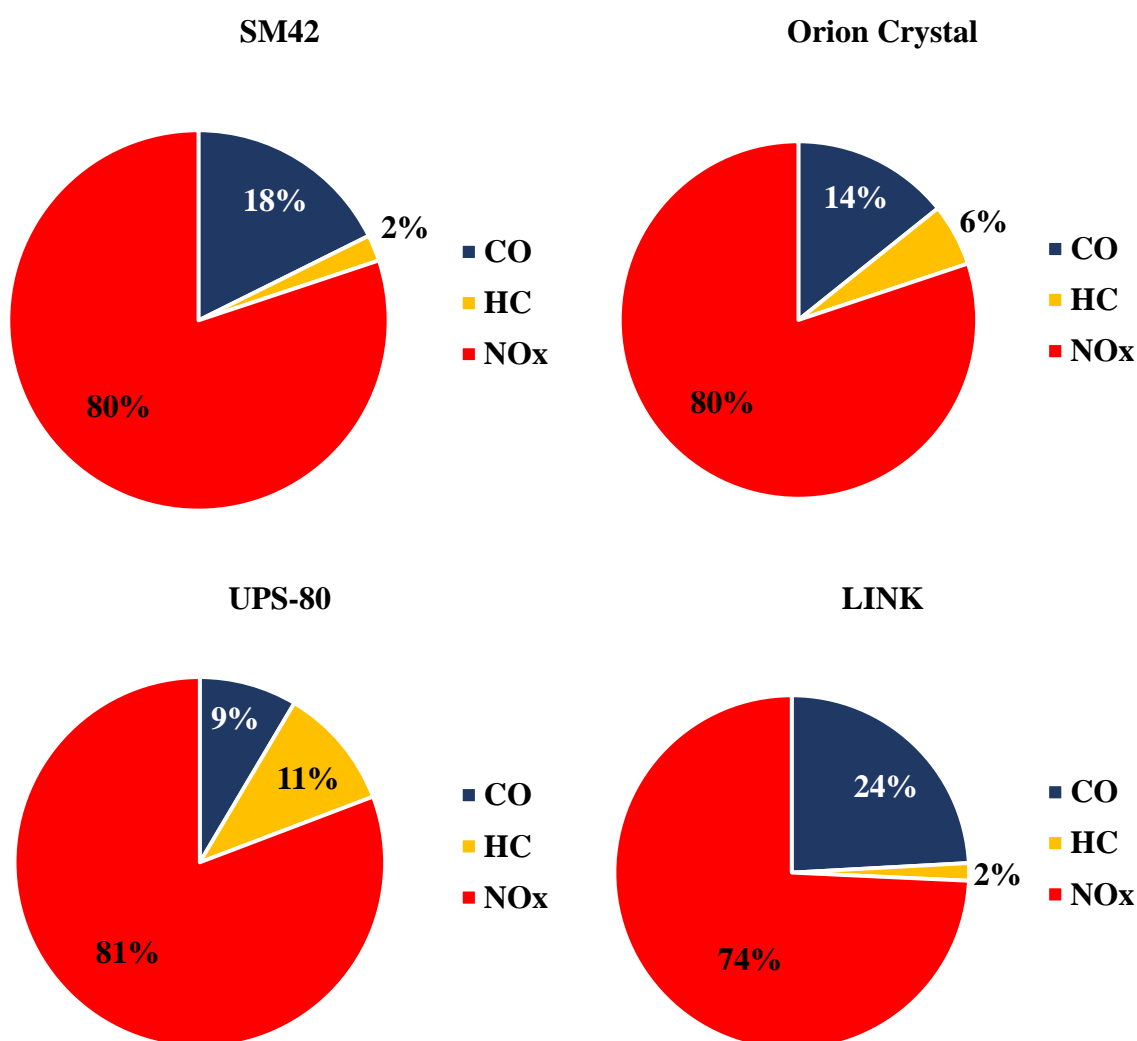


Rysunek 7.8. Wyniki drogowej emisji spalin szynobusu LINK

Wartości emisji drogowej mierzonych związków toksycznych dla maszyny UPS-80 wyniosły 1,29 g/km dla CO, 1,61 g/km dla HC oraz 12,19 g/km dla NO_x. Sumarycznie emisja drogowa tych trzech związków wyniosła 15,09 g/km. Udział emisji HC wyniósł 11%, dla CO

natomiast wyniósł on 8%. Emisja jednostkowa NO_x ponownie miała największy udział emisji całkowitej, sięgający aż 81%. Na uwagę zasługuje fakt, że maszyna UPS-80 jest jedynym z badanych pojazdów, dla którego emisja jednostkowa HC przekroczyła wartość jednostkowej emisji CO.

Wartości emisji drogowej dla szynobusu LINK wyniosły 2,42 g/km dla CO, 0,16 g/km dla HC oraz 7,45 g/km dla NO_x. Emisja sumarycznie wynosiła 10,03 g/km, z czego znaczący udział w porównaniu do pozostałych z badanych pojazdów miała emisja CO, aż 24%. Udział emisji HC był znacznie mniejszy, wynosząc jedynie 2%, podczas gdy udział emisji NO_x był największy i wyniósł 74%.

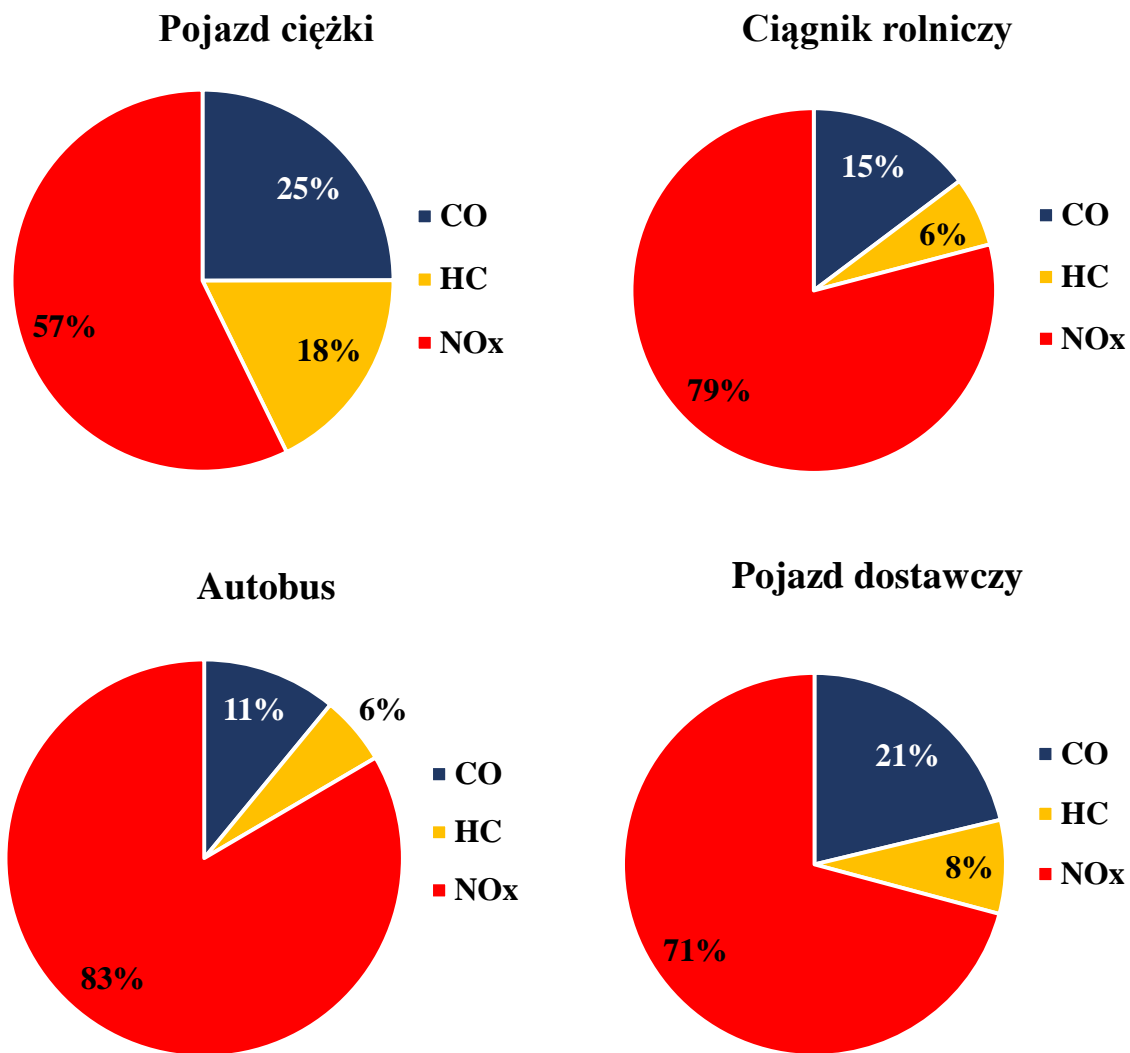


Rysunek 7.9. Zestawienie udziałów emisji badanych toksycznych związków gazowych wybranych pojazdów

Z przedstawionego na rysunku 7.9 porównania względnych udziałów emitowanej masy badanych związków toksycznych można wyciągnąć następujące spostrzeżenia:

- udział emisji NO_x jest taki sam (80%) dla trzech z czterech badanych pojazdów, jedynie szynobus LINK wykazał niższą wartość (74%),

- emisja tlenku węgla różniła się znacząco pomiędzy badanymi pojazdami, przyjmując wartości w zakresie od 9% (UPS-80) aż do 24% (LINK),
- emisja HC przyjmowała najniższe wartości udziału (2% do 6%) dla większości pojazdów, z wyjątkiem maszyny UPS-80, dla której była ona większa (11%) od udziału emisji CO (9%).



Rysunek 7.10. Zestawienie udziałów emisji toksycznych związków gazowych pojazdów opisanych w literaturze [12, 60, 66, 74]

Porównując wyniki badań emisji w warunkach rzeczywistych dla pojazdów drogowych z silnikiem o ZS (rys. 7.10) można stwierdzić, że:

- dla pojazdów drogowych udział emisji NO_x mieścił się bliżej wartości 50%, 57% dla ciężkiego pojazdu dostawczego,
- największy udział emisji NO_x zaobserwowano dla wyników autobusu miejskiego (do 83%),
- udział emisji HC był większy dla pojazdów opisywanych w literaturze niż dla badanych pojazdów szynowych,

- udział emisji CO był zbliżony, przy największej wartości uzyskanej dla ciężkiego pojazdu dostawczego (25%),

Należy zauważyć, że udziały badanych związków toksycznych w całkowitej emisji spalin w dużej mierze zależą od badanego pojazdu, jego jednostki napędowej oraz typu paliwa. Pojazdy zasilane gazem, lub wyposażone w nowoczesne układy oczyszczania spalin wykazują dominujący udział emisji CO (80% i więcej), przy niewielkim udziale emisji HC oraz NO_x.

7.3. Odniesienie wyników do norm prawnych

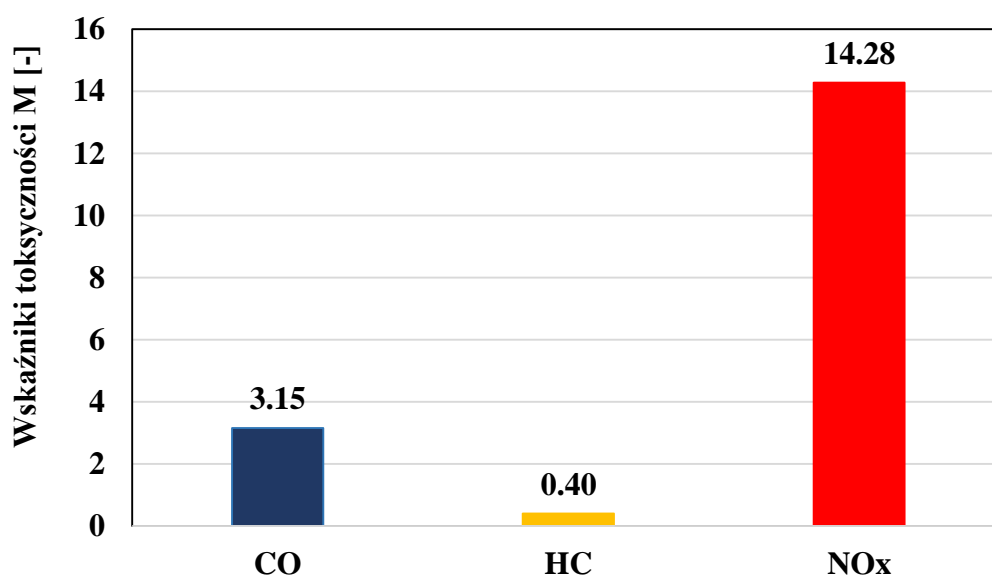
Wyniki testów NRSC dla lokomotywy manewrowej SM42 wskazują na dużą wartość emisji tlenków azotu (14,72 g/kWh), tym samym spełniając jedynie najstarsze normy emisji ORE B13. Wyniki pomiaru emisji spalin pozwoliłyby na spełnienie normy emisji Stage II dla emisji węglowodorów (0,41 g/kWh) oraz najnowszej normy Stage V względem emisji tlenku węgla (3,25 g/kWh). Te wyniki wskazują na celowość prac modernizacyjnych oraz naprawczych dokonywanych na taborze pojazdów z rodziny SM42. Istniejące rozwiązania poprawiające ekologiczność lokomotywy manewrowej o starszym silniku zwykle wiążą się z naprawą generalną wraz z wymianą jednostki napędowej na nowszą. Możliwe jest również przeprowadzenie tak zwanego retrofitingu, w ramach czego montuje się nowoczesne układy oczyszczania spalin na starszą lokomotywę w celu poprawy jej wskaźników ekologicznych. Takie rozwiązanie, pomimo niższej ceny wstępnej inwestycji, nie umożliwia wpłynąć na niską jakość spalania paliwa w silniku, prowadzącą do zwiększonej emisji spalin z tego typu pojazdu. Zwłaszcza biorąc pod uwagę charakterystykę pracy lokomotywy manewrowych.

W porównaniu emisja spalin z silnika pojazdu szynowo-drogowego Orion Crystal jest mniejsza dla każdego z badanych składników spalin. Emisja CO sięgająca około 1 g/kWh nie przekracza limitów normy Stage V (5 g/kWh) dla silników pojazdów kategorii non-road. Pomimo tego wartości emisji HC i NO_x są zbyt duże, aby spełnić wymagania norm późniejszych niż Stage II dla silników w tym przedziale mocy (75–130 kW). Emisja HC wyniosła 0,26 g/kWh, podczas gdy limit normy Stage II wynosi 1 g/kWh, natomiast emisja NO_x wyniosła 5,15 g/kWh, podczas gdy limit normy Stage II wynosi 6 g/kWh. Oznacza to, że głównym celem dalszych prac nad poprawą wskaźników ekologicznych tego pojazdu powinno być zmniejszenie emisji NO_x oraz HC. Takie działania, o ile wprowadzone skutecznie, mogą pozwolić na wystarczające zmniejszenie emisji spalin z ciągników szynowo-drogowych aby umożliwić ich certyfikację zgodnie z najnowszymi normami emisji spalin dla pojazdów typu non-road, czyli Stage V. Nowsze wersje tego rozwiązania do prac manewrowych powstają na bazie nowszych modeli ciągników drogowych, wyposażonych w silniki o lepszych parametrach ekologicznych, takich jak ciągniki URSUS 1212, 1222 i 1224 lub CLAAS ARION 620. Tak poprawione parametry eksploatacyjne pozwalają na łatwiejszą popularyzację oferowanego rozwiązania. Obecne prace rozwojowe prowadzone są w kierunku hybrydyzacji manewrowych ciągników szynowo-drogowych, umożliwiając im ograniczony czas pracy również w zamkniętych halach pojazdowych lub na zamkniętych

stacjach, gdzie emisja spalin z pracujących pojazdów może negatywnie wpłynąć na zdrowie pracowników lub podróżnych.

7.4. Wyniki emisji spalin z badanych pojazdów przedstawione za pomocą dobranego wskaźnika

Uzyskane wyniki drogowej i jednostkowej emisji spalin badanych pojazdów przekształcono na wskaźniki toksyczności M , zgodnie ze wzorem (6.1) opisanym wcześniej. Każdy z przedstawianych wskaźników M odnosi się bezpośrednio do dwutlenku węgla emitowanego przez dany pojazd.

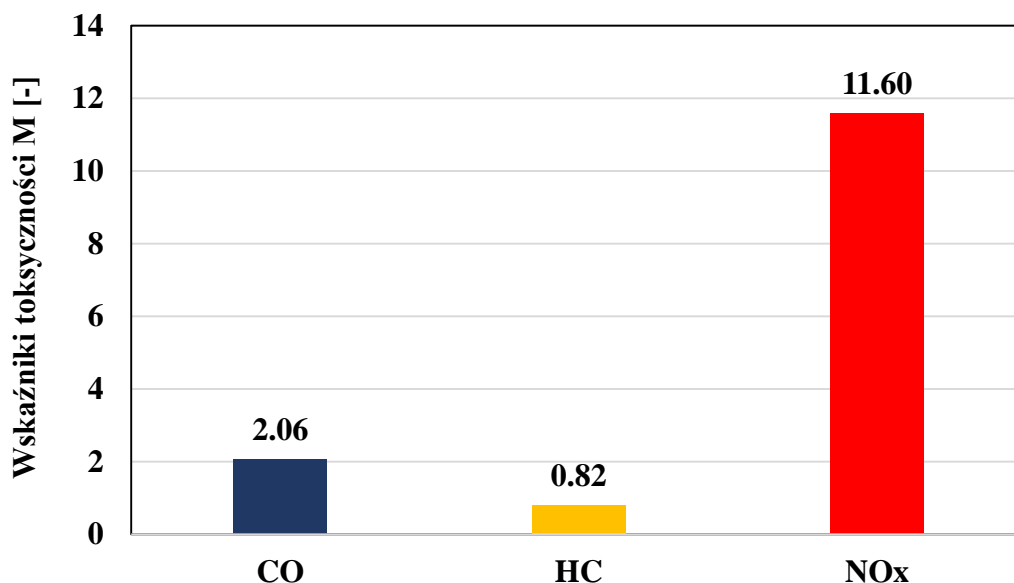


Rysunek 7.11. Wskaźniki toksyczności dla wyników emisji spalin lokomotywy SM42

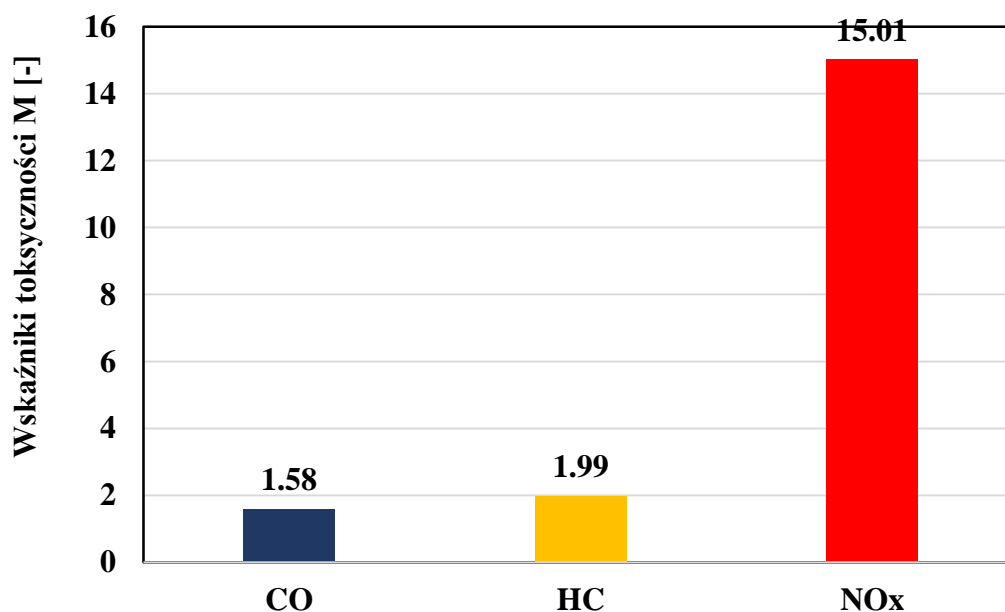
Uzyskane wartości wskaźników toksyczności dla lokomotywy SM42 (rys. 7.11) wskazują na względnie duży udział tlenków azotu w gazach wylotowych silnika pojazdu. Wartość wskaźnika toksyczności dla NO_x wyniósł $M_{NO_x} = 14,28$. Wskaźnik toksyczności dla CO osiągnął wartość $M_{CO} = 3,15$, podczas gdy dla HC wyniósł $M_{HC} = 0,4$. Wyniki wskaźników M dla badanych związków toksycznych dla lokomotywy SM42 uzyskano w testach homologacyjnych, statycznych, w związku z czym uznano je za wartości odniesienia dla pozostałych badanych pojazdów. Założono, że wartości wskaźników M uzyskane w badaniach pojazdów z tej kategorii wyposażonych w tą samą jednostkę napędową z tego pojazdu będą zbliżone. Sumaryczna wartość wszystkich wskaźników oznaczana jako M_T wyniosła 17,83 i stanowi ostateczną wartość uogólnionego wskaźnika toksyczności służącego do dalszych porównań.

Wskaźniki toksyczności ciągnika Orion są mniejsze dla CO i NO_x niż dla lokomotywy SM42 (rys. 7.12). Wskaźnik M_{CO} wyniósł o około 50% mniej (2,06), M_{NO_x} wyniósł około 80% wartości dla SM42 (11,6). Wartość wskaźnika M_{NO_x} była najniższą osiągniętą w przeprowadzonych badaniach. Wskaźnik M_{HC} jest jako jedyny większy dla ciągnika Orion, osiągając wartość ponad dwukrotnie większą ($M_{HC} = 0,82$). Uzyskane wyniki obliczeń wskaźników M wskazują, że ciągnik Orion osiągnął mniejsze wartości wskaźników

toksyczności dla dwóch z trzech badanych toksycznych składników spalin. Sumaryczna wartość wskaźników M_T wyniosła w tym przypadku 14,48.



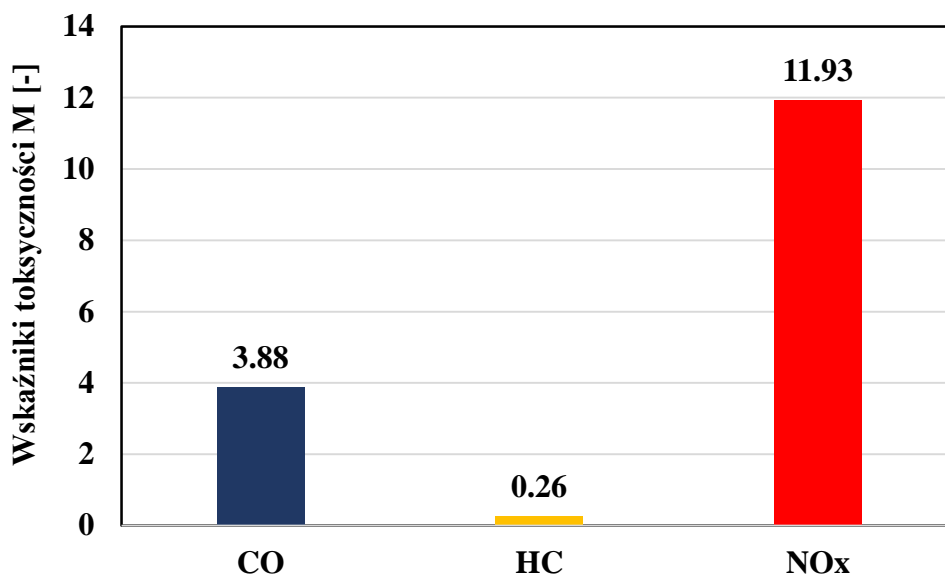
Rysunek 7.12. Wskaźniki toksyczności dla wyników emisji spalin ciągnika Orion



Rysunek 7.13. Wskaźniki toksyczności dla wyników emisji spalin maszyny UPS-80

Z badań maszyny UPS-80 wynika, że jej wskaźniki toksyczności (rys. 7.13) są w większości większe niż dla lokomotywy SM42. Wskaźnik M_{NOx} wyniósł nieznacznie więcej niż dla SM42 i osiągnął najwyższą wartość $M_{NOx} = 15,01$, podczas gdy wskaźnik emisji CO wyniósł o połowę mniej ($M_{CO} = 1,58$) i była to najmniejsza wartość dla wskaźnika M_{CO} zarejestrowana dla czterech badanych pojazdów. Wartość wskaźnika M_{HC} odbiegała najbardziej od pozostałych wyników i była największą uzyskaną w testach ($M_{HC} = 1,99$), przekraczając drugą największą wartość ponad dwukrotnie, natomiast najmniejszą prawie

dziesięciokrotnie. Maszyna diagnostyczna UPS-80 wykazała największe wartości wskaźników toksyczności zarówno dla emisji HC jak i dla NO_x. Suma wartości wszystkich wskaźników wyniosła $M_T = 18,58$.

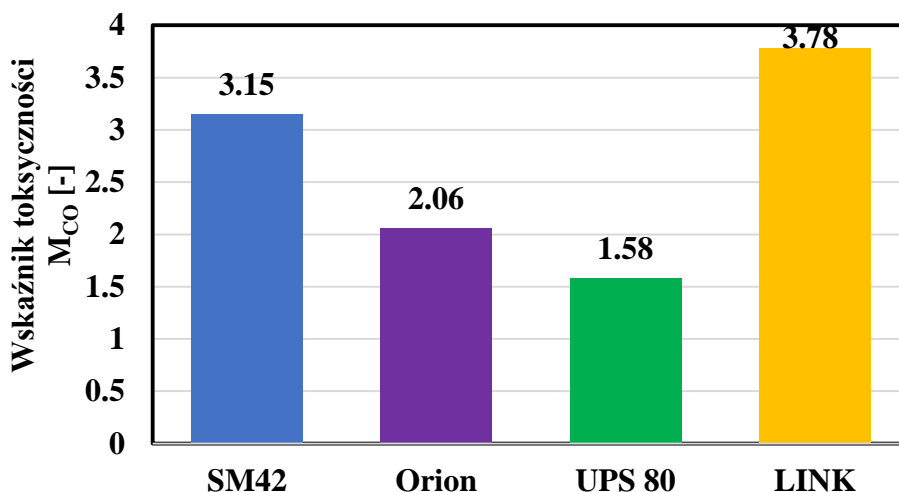


Rysunek 7.14. Wskaźniki toksyczności dla wyników emisji spalin szynobusu LINK

Wskaźniki toksyczności dla emisji spalin z szynobusu LINK (rys. 7.14) są mniejsze niż wartości uzyskane z SM42 dla dwóch z badanych związków toksycznych. Wskaźnik M_{NO_x} wyniósł 11,93 i był o ponad 16% mniejszy niż wartość odniesienia. Wskaźnik M_{HC} osiągnął najmniejszą wartość w teście ($M_{HC} = 0,26$), która było o blisko jedną trzecią mniejsza niż dla SM42. Natomiast wskaźnik M_{CO} osiągnął największą wartość w teście ($M_{CO} = 3,88$), o około 23% większą niż wartość odniesienia. Suma wskaźników M_T dla tego pojazdu wyniosła $M_T = 16.07$.

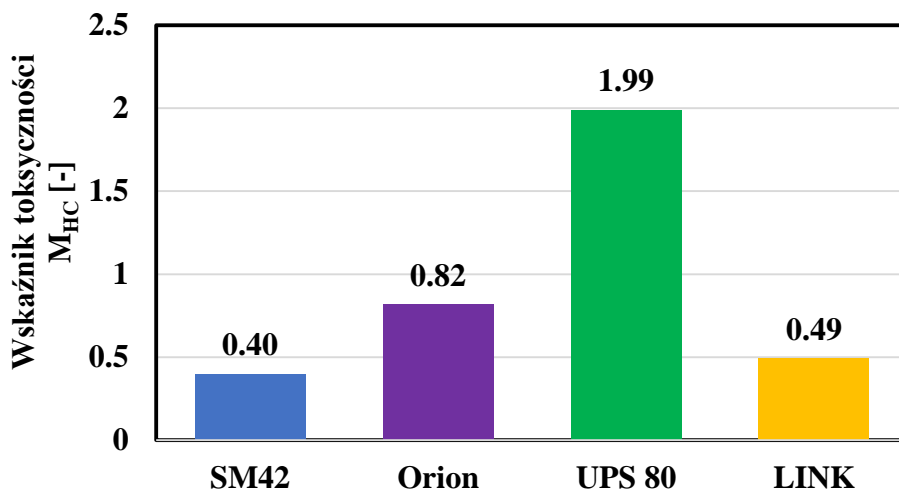
7.5. Porównanie wskaźników toksyczności badanych pojazdów

Zgodnie z przyjętym celem pracy i założeniami, dokonano porównania wyników wskaźników toksyczności M badanych pojazdów, oddzielnie dla każdego z mierzonych toksycznych związków gazowych. Przedstawiono również ogólne zestawienie wszystkich uzyskanych wartości wskaźników M dla badanych pojazdów (rys. 7.18).



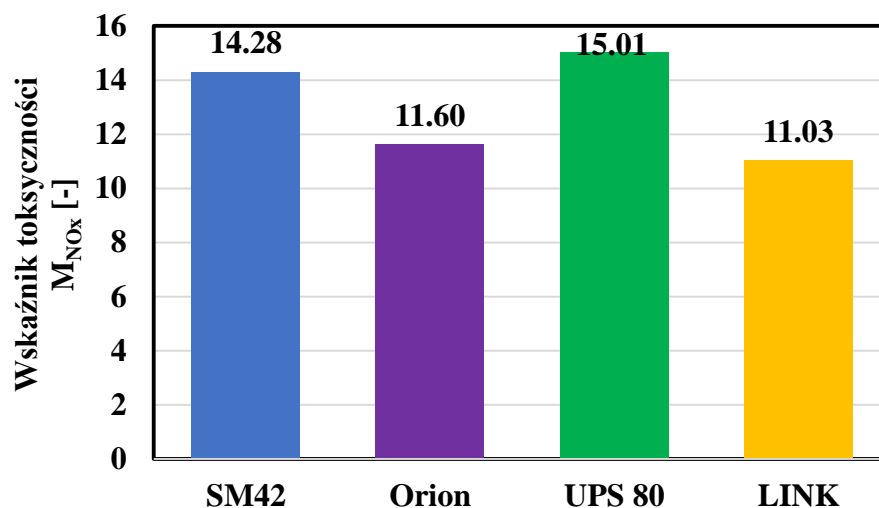
Rysunek 7.15. Porównanie uzyskanych wskaźników toksyczności tlenku węgla

Uzyskane wartości wskaźników M_{CO} dla tlenku węgla (rys. 7.15) wskazują na największą wartość tego wskaźnika dla szynobusu LINK (3,78). Najmniejszą wartość odnotowano dla maszyny UPS-80 (1,58), była ona ponad dwukrotnie mniejsza niż największa z obliczonych wartości wskaźników dla CO. Wskaźnik dla ciągnika Orion był nieznacznie większy niż dla maszyny UPS-80, z kolei dla lokomotywy SM42 wartość wskaźnika była nieznacznie mniejsza niż dla szynobusu LINK. Pod względem wskaźnika toksyczności CO najmniejszą toksycznością podczas wykonywanego zadania charakteryzowała się maszyna UPS-80.



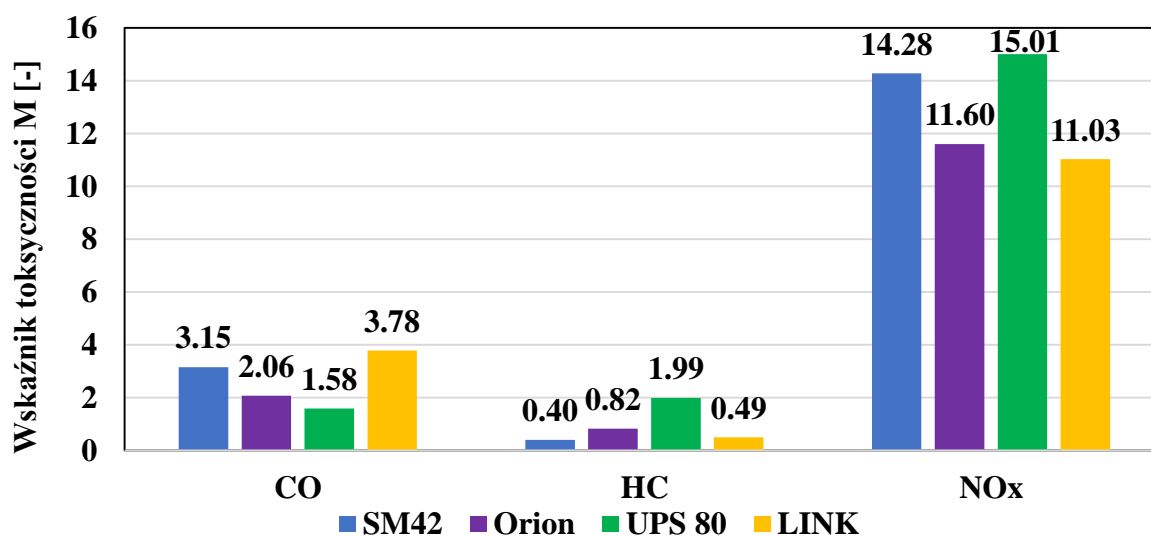
Rysunek 7.16. Porównanie uzyskanych wskaźników toksyczności węglowodorów

Wartości wskaźników M dla emisji HC były zbliżone dla badanych pojazdów (rys. 7.16), za wyjątkiem maszyny UPS-80, której wskaźnik osiągnął wartość 1,99. W porównaniu największa wartość wskaźnika M dla kolejnego pojazdu to 0,82 dla ciągnika Orion. Najmniejszą wartość osiągnęła lokomotywa SM42 (0,4), czyli pięciokrotnie mniej niż największa obliczona wartość. Najmniejszą wartością wskaźnika toksyczności M_{HC} charakteryzowała się lokomotywa manewrowa SM42.



Rysunek 7.17. Porównanie uzyskanych wskaźników toksyczności tlenków azotu

Wskaźniki M_{NOx} były zbliżone dla wszystkich z badanych pojazdów (rys. 7.17). Największą wartość odnotowano dla maszyny UPS-80 ($M_{NOx} = 15,01$), drugą największą wartość natomiast dla lokomotywy SM42 ($M_{NOx} = 14,28$). Najniższą wartość wskaźnika toksyczności odnotowano dla szynobusu LINK ($M_{NOx} = 11,03$) i wyniosła o 30% mniej niż wartość największa. Najmniejszą toksycznością pod względem emisji NO_x charakteryzował się zatem szynobus LINK.

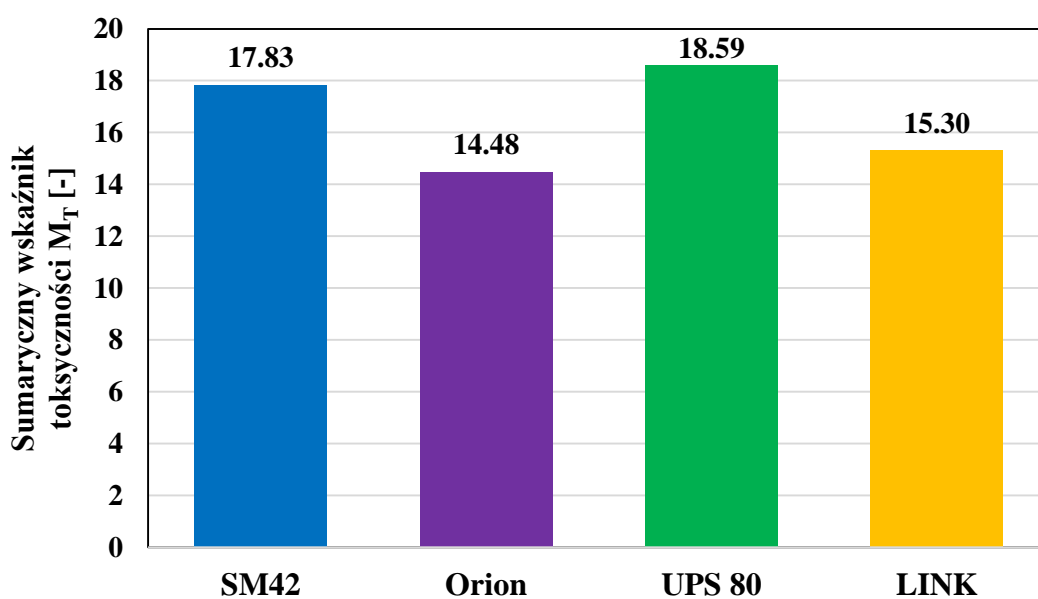


Rysunek 7.18. Zestawienie uzyskanych wskaźników toksyczności mierzonych toksycznych związków gazowych

Przedstawione powyżej porównania (rys. 7.18) wykorzystano do wyciągnięcia wniosków dotyczących ogólnej szkodliwości środowiskowej porównywanych pojazdów względem siebie nawzajem. Zastosowany wskaźnik toksyczności M pozwolił na określenie średnich wartości emitowanych związków toksycznych na każdą jednostkę spalanej paliwa (lub paliw) podczas wykonywania założonego zadania na torach. Dla pojazdów zasilanych tym samym paliwem wyraźne rozbieżności w wartościach wskaźników M rozumiane są jako wskazujące na różnice w jakości procesów spalania, sprawności układów oczyszczania,

obecność zużytych elementów potrzebujących wymiany lub innych możliwych usterek. Dysponując tego typu danymi dla większej liczby pojazdów pozwoliłoby na zastosowanie metod statystycznych do wyznaczania kierunków lub wartości odstających. Można więc stwierdzić, że użyteczność tak przedstawionych wyników emisji spalin wzrasta wraz z liczbą przeprowadzonych testów i dostępnych zestawów danych, co ostatecznie może pozwolić na dokładniejsze oraz sprawniejsze kierowanie konkretnych działań i rozwiązań mających na celu zmniejszenie uciążliwości środowiskowej podczas eksploatacji pojazdów szynowych.

W celu ogólnej oceny porównawczej badanych pojazdów obliczono również wartości sumaryczne uzyskanych wskaźników toksyczności określonych jako M_T (rys. 7.19). Wartość wskaźnika sumarycznego można wykorzystać do określenia, który z badanych pojazdów charakteryzuje się największą lub najmniejszą szkodliwością środowiskową. Dla uzyskanych wyników wskaźników M_T ich wartości wskazują, że maszyna UPS-80 charakteryzowała się największą wartością wskaźnika łącznego ($M_T = 18,59$) podczas gdy ciągnik Orion charakteryzował się najmniejszą wartością tego wskaźnika ($M_T = 14,48$). Należy jednak zaznaczyć, że uzyskane w ten sposób wartości są głównie określone wartościami uzyskanymi dla emisji NO_x , podczas gdy znacznie mniejsze wartości dla CO i HC wpłynęły nieznacznie na ostateczny wynik. W związku z powyższym przyjęto zasadność zastosowania współczynników wagowych w celu prawidłowego uwzględnienia znaczenia każdego z emitowanych związków wykorzystanych do obliczeń wskaźników M_T . Jest to zasadne ponieważ ostateczna szkodliwość środowiskowa jest wartością złożoną, a wpływ na nią każdego z mierzonych związków toksycznych nie musi być równy. Przykładowo uznano, że emisja HC jest bardziej szkodliwa względem emisji CO w ogólnym rozumieniu, ponieważ HC jako związek toksyczny ma więcej szkodliwych charakterystyk (rozdział 3.4). Stąd podjęto próbę uwzględnienia względnej toksyczności, szkodliwości, lub znaczenia każdego z mierzonych związków toksycznych zgodnie z różnymi źródłami prawnymi i naukowymi.

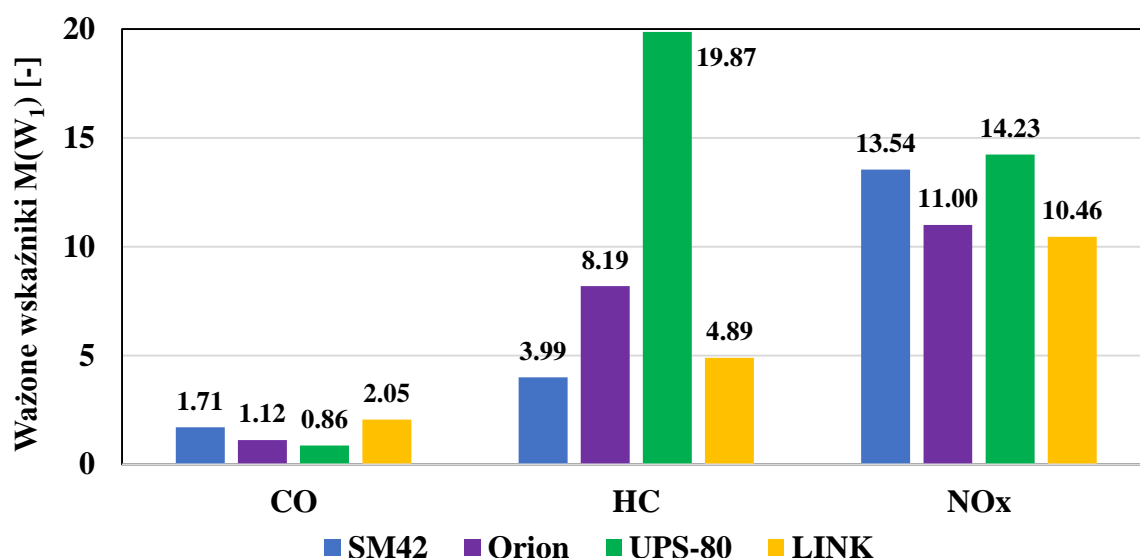


Rysunek 7.19. Sumaryczna wartość wskaźników toksyczności dla badanych pojazdów

8. Ocena szkodliwości środowiskowej

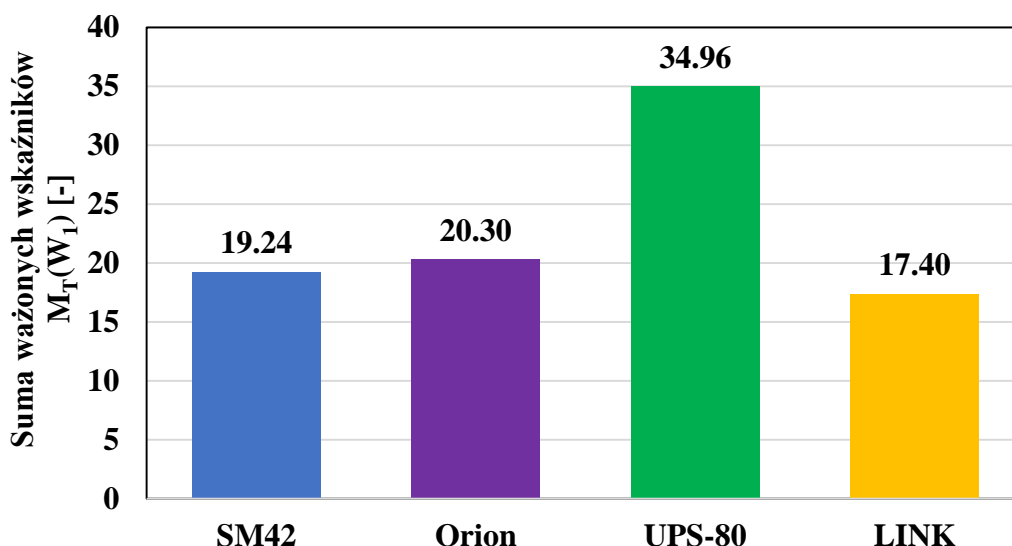
8.1. Wyniki wskaźników toksyczności na podstawie czterech przyjętych zestawów współczynników wagowych

Przez wymnożenie każdego ze wskaźników toksyczności M przez odpowiadający jemu współczynnik wagowy W_1 uzyskano szereg wartości unormowanych, które przedstawiono na rysunku 8.1 oraz ich sumę oznaczoną jako $M_T(W_1)$ określającą ogólną szkodliwość środowiskową dla każdego z badanych pojazdów (rys. 8.2).



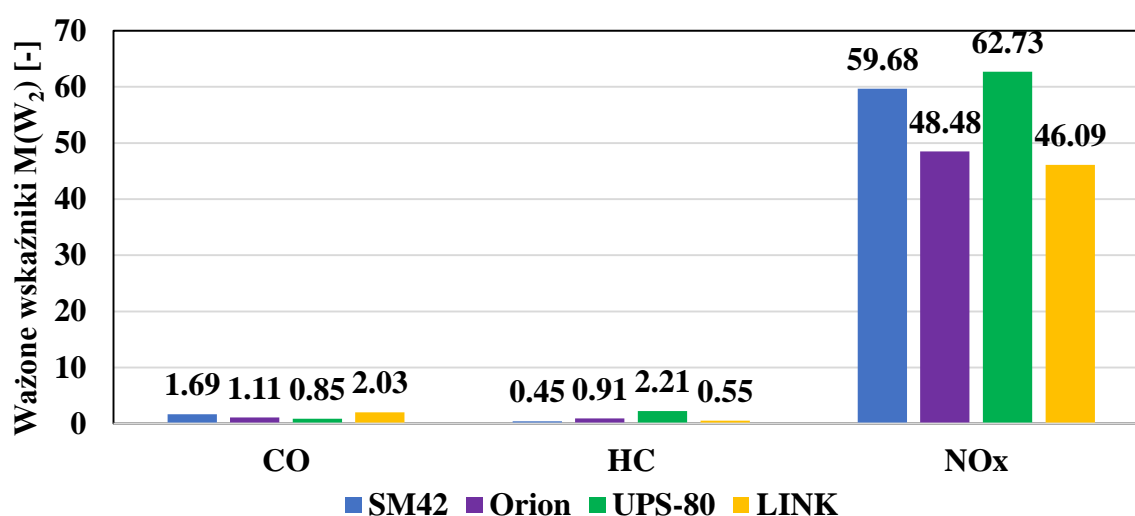
Rysunek 8.1 Wartości wskaźników toksyczności przy zastosowaniu współczynników wagowych W_1

Zastosowanie współczynników wagowych W_1 pozwoliło wskazać związek, którego wartości wskaźników $M(W_1)$ były zawyżone w odniesieniu do pozostałych. W tym wypadku zauważono, że emisja HC z maszyny UPS-80 była znacząco zawyżona w porównaniu do pozostałych pojazdów. Wartości wskaźników toksyczności HC są najbardziej zróżnicowane, od 3,99 do 19,87 przy czym najmniejszą wartość uzyskał wskaźnik dla SM42. Wartości wskaźników toksyczności CO mieszczą się w przedziale od 0,86 do 2,05, a największą wartość przyjął wskaźnik CO dla szynobusu LINK. Wskaźniki NO_x mieszczą się w zakresie od 10,46 do 14,23, przy czym największa wartość przypada dla maszyny UPS-80. Należy również zaznaczyć, że emisja CO ma nieznaczny udział w ostatecznej wartości wskaźnika $M_T(W_1)$ dla każdego z badanych pojazdów. Wynika to z połączenia małych wartości emisji CO wraz ze znacznie niższą szkodliwością tego związku. Udział emisji NO_x jest natomiast znaczący, ponieważ zarówno emisja tej grupy związków jak i ich względna szkodliwość były zdecydowanie większe. Ostatni udział należy do emisji HC, której zmierzone wartości były małe, ale szkodliwość związków toksycznych wchodzących w tą grupę jest nieproporcjonalnie większa.



Rysunek 8.2. Porównanie sumy ważonych wskaźników toksyczności $M_T(W_1)$ dla badanych pojazdów

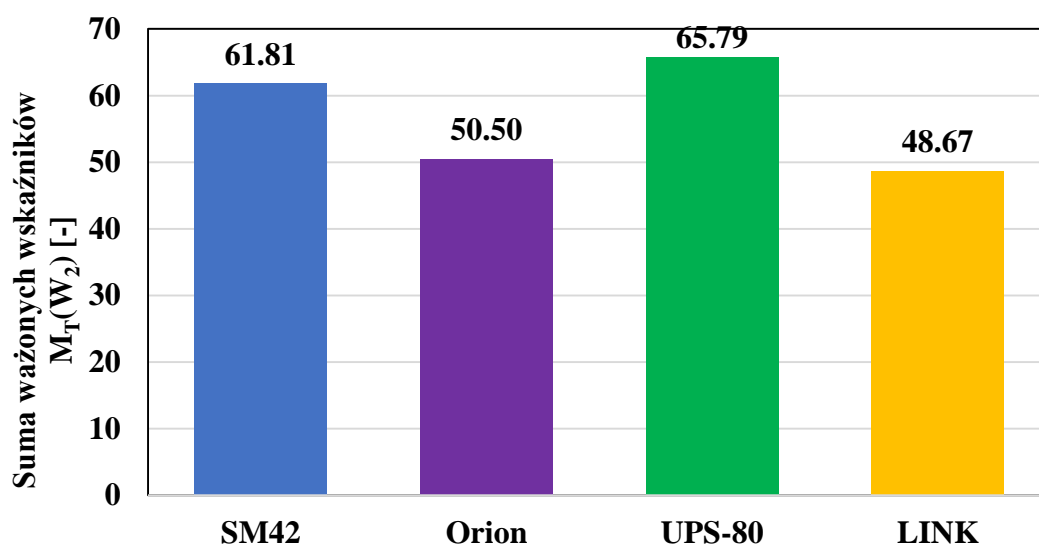
Ostateczne wyniki wskaźników toksyczności M_T dla współczynników wagowych W_1 dla każdego z pojazdów są porównywalne, mieszcząc się w zakresie 17,40 do 20,30, za wyjątkiem wskaźników z maszyny diagnostycznej UPS-80, której duża emisja HC spowodowała pogorszenie wskaźnika toksyczności spalin, przez co osiągnął on wartość 34,96. Uzyskane wyniki wskazują, że stosując wagi opracowane na podstawie wartości granicznych emisji spalin w testach Stage V dla wagonów silnikowych, wskaźniki M dla maszyny UPS-80 wypadają najgorzej, pomimo równomiernego charakteru pracy silnika tego pojazdu. Najlepiej charakteryzują się wartości uzyskane dla szynobusu LINK, osiągając sumę wskaźników toksyczności 17,4, podczas gdy lokomotywa SM42 oraz ciągnik Orion uzyskały wartości nieznacznie wyższe. Można stwierdzić, że dla współczynników wagowych W_1 , największy wpływ na ostateczny wynik sumy wskaźników toksyczności mają wskaźniki HC, a co za tym idzie to ich wartości kształtują ostateczne wyniki.



Rysunek 8.3. Wartości wskaźników toksyczności przy zastosowaniu współczynników wagowych W_2

Obliczone wcześniej wartości współczynników wagowych W_2 zastosowano do normalizacji wartości współczynników toksyczności $M(W_2)$, które zestawiono na rysunku 8.3. Uzyskane wartości wskaźników zostały następnie zsumowane dla każdego z badanych pojazdów i porównane na rysunku 8.4.

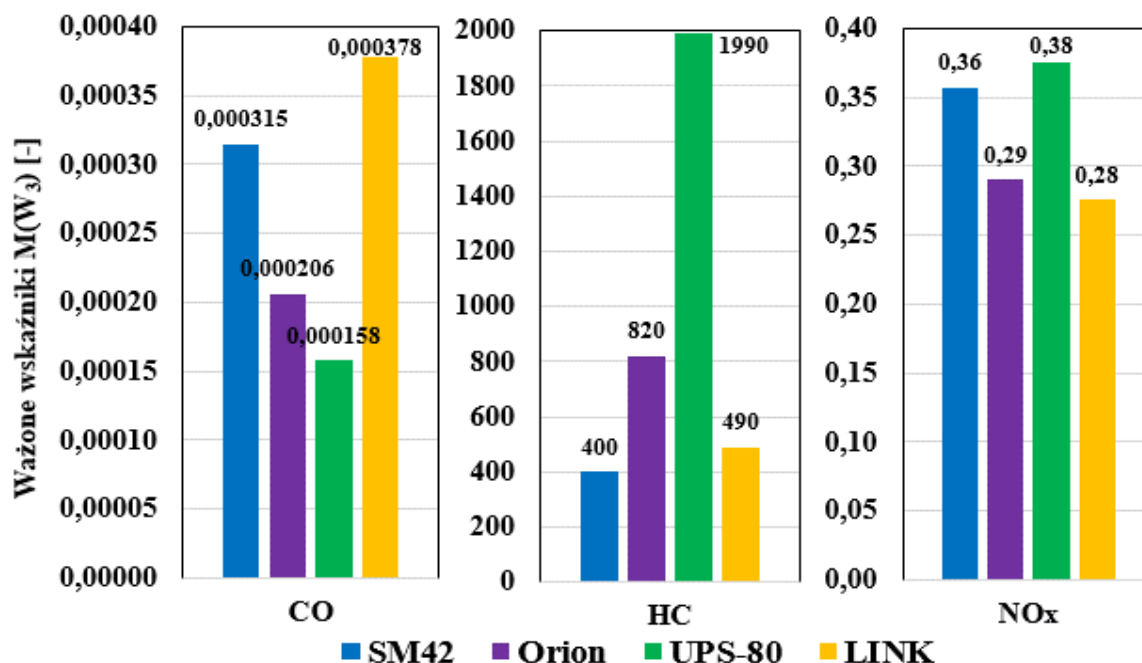
Na podstawie wyników wskaźników M uzyskanych za pomocą wag W_2 stwierdzono, że największymi wartościami charakteryzowały się wskaźniki dla szynobusu LINK (w przypadku emisji CO), i dla maszyny UPS-80 (zarówno w przypadku emisji HC jak i NO_x). Uzyskane wartości wskaźników M były rozbieżne przy zastosowaniu wag opartych na metodyce pindex (W_2). Zakres wartości wskaźników CO mieścił się w przedziale 0,85 do 2,03, przy czym największa wartość była ponad dwukrotnie większa od najmniejszej. Dla emisji HC wartości zaobserwowano w przedziale od 0,45 do wartości 2,21, czyli pięciokrotnie większej. Wartości wskaźników NO_x znalazły się w zakresie od 46,09 do 62,73. Najniższymi wskaźnikami toksyczności dla emisji CO charakteryzowała się maszyna UPS-80, podczas gdy dla emisji HC była to lokomotywa SM42 a dla NO_x najniższe wartości uzyskał szynobus LINK.



Rysunek 8.4. Porównanie sumy ważonych wskaźników toksyczności $M_T(W_2)$ dla badanych pojazdów

Wartości sumaryczne wskaźników $M_T(W_2)$ dla emisji wszystkich badanych związków toksycznych uzyskały bardziej zbliżone wartości niż dla wag W_1 . Najniższym wskaźnikiem sumarycznym charakteryzuje się w tym przypadku szynobus LINK, czyli 48,67, a wartości dla ciągnika Orion są zbliżone (50,5). Najwyższą wartość uzyskał sumaryczny wskaźnik M_T dla maszyny UPS-80, który osiągnął największe wartości dla wskaźnika toksyczności HC oraz NO_x . Zatem dla wag W_2 opartych na wartościach z metodyki pindex na znaczący można uznać wpływ wskaźników toksyczności dla emisji NO_x , przy czym te wskaźniki dominują kształt ostatecznego wyniku sumy wskaźników dla wszystkich związków. Efekt ten wystąpił pomimo celowego zmniejszenia znaczenia wskaźnika toksyczności dla tego związku toksycznego, przez dziesięciokrotne zmniejszenie znaczenia wskaźników NO_x . Mimo to, współczynniki wagowe oparte na wartościach metody pindex pozwoliły uzyskać wskaźniki $M_T(W_2)$, które bardziej odzwierciedlały wiek badanych pojazdów.

Wartości współczynników wagowych W_3 zastosowano do interpretacji wartości wskaźników toksyczności $M(W_3)$ (rys. 8.5). Po zsumowaniu wartości wskaźników zostały omówione dla każdego z badanych związków toksycznych dla każdego z pojazdów (rys. 8.6).

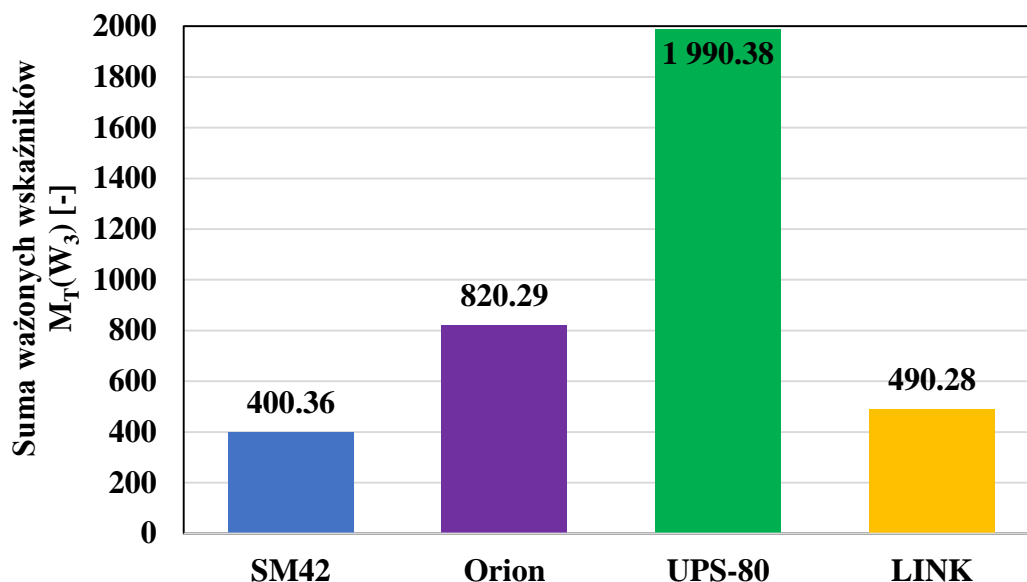


Rysunek 8.5. Wartości wskaźników toksyczności przy zastosowaniu współczynników wagowych W_3

Wartości wskaźników M dla wag W_3 były najbardziej zróżnicowane. Pomimo konieczności zastosowania różnych wartości na osiach pionowych dla każdego z badanych związków możliwe jest określenie względnych różnic między nimi. Dla emisji CO najmniejszy wskaźnik uzyskano dla maszyny UPS-80 ($M_{CO} = 0,000158$) podczas gdy największą wartość zaobserwowano dla szynobusu LINK ($M_{CO} = 0,000378$). Dla emisji HC wskaźniki toksyczności ważonej przyjęły największe wartości, pomimo tego znacząco różnią się one również pomiędzy badanymi pojazdami. Najmniejszą wartość odnotowano dla lokomotywy SM42 ($M_{HC} = 400$), a LINK uzyskał podobnie małą wartość, podczas gdy wartość największa wyniosła niemal 5 razy więcej ($M_{HC} = 1990$) dla maszyny UPS-80. Dla emisji NO_x najmniejszą wartość zaobserwowano dla szynobusu LINK ($M_{NOx} = 0,28$), natomiast największą dla maszyny UPS-80 ($M_{NOx} = 0,38$).

Sumaryczne wartości wskaźników toksyczności $M_T(W_3)$ znajdowały się w zakresie od około 400 do około 1990. Lokomotywa SM42 charakteryzowała się najmniejszą wartością sumaryczną wskaźników $M_T = 400,36$. W tym samym czasie maszyna UPS-80 uzyskała największą wartość równą około $M_T = 1990,38$. Szynobus LINK również uzyskał małą wartość M_T (około 490). Z przedstawionego zestawienia można uznać, że dla współczynników wagowych W_3 najbardziej szkodliwym pod względem emisji pojazdem była maszyna UPS-80, podczas gdy najmniej szkodliwym była lokomotywa SM42. Należy zauważyć, że wpływ wskaźników toksyczności CO oraz NO_x, w efekcie zastosowania wybranych współczynników wagowych W_3 , może być pominięta, ponieważ wpływa

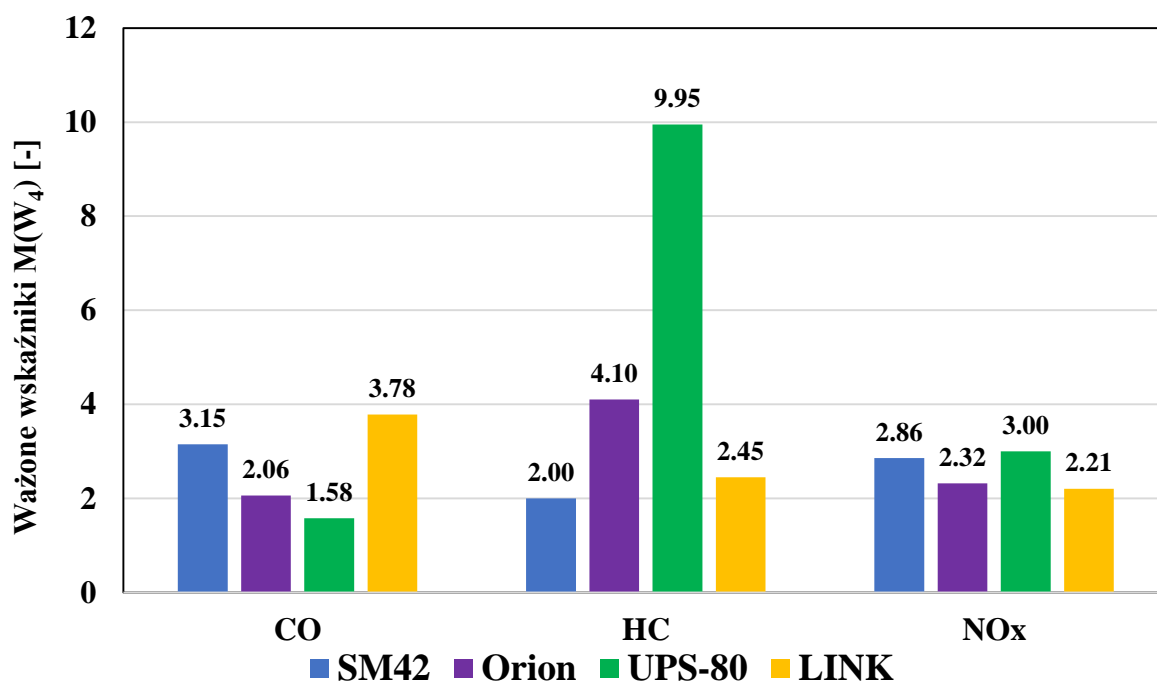
na ostateczny wynik w nieznacznym zakresie. Oznacza to, że tak dobrane współczynniki wagowe nie przedstawiają w pełni charakterystyki emisji spalin z silników badanych pojazdów. Zastosowanie takiego współczynnika wagowego jest jednoznaczne z pominięciem wartości wskaźników toksyczności uzyskanych dla emisji CO oraz NO_x. Pomimo znaczącej toksyczności związków węglowodorowych wchodzących w skład grupy HC nie powinny one być jedynym determinantem szkodliwości środowiskowej badanych pojazdów.



Rysunek 8.6. Porównanie sumy ważonych wskaźników toksyczności $M_T(W_3)$ dla badanych pojazdów

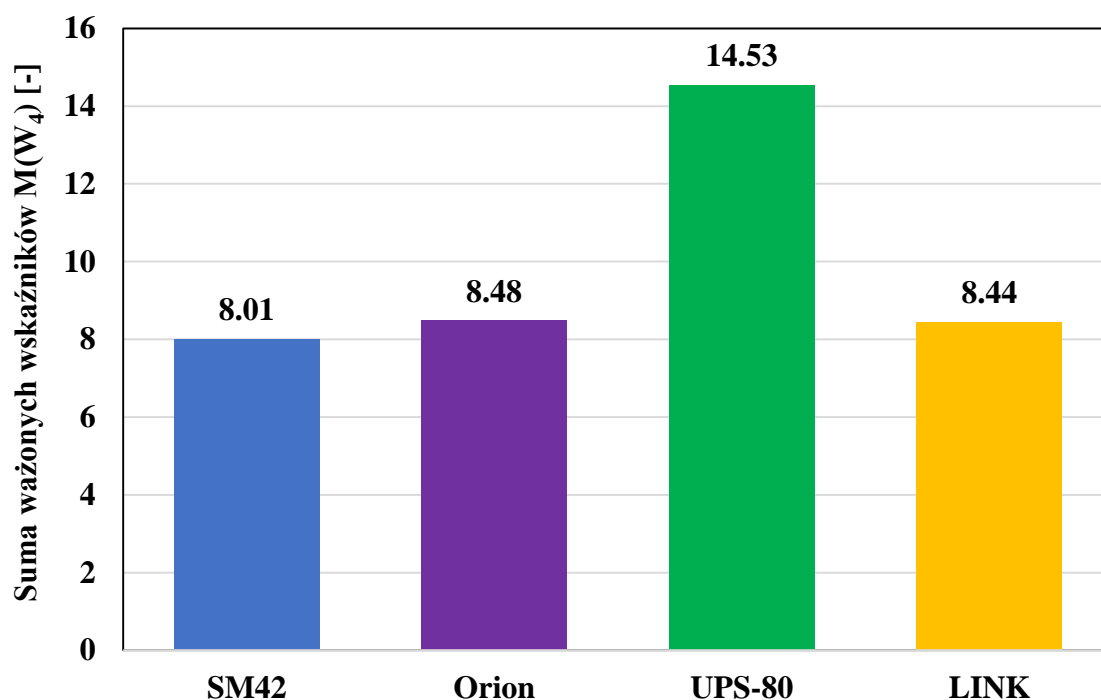
Współczynniki wagowe W_4 , tak jak poprzednie, zastosowano do interpretacji wyników wskaźników toksyczności M dla każdego z mierzonych związków toksycznych. W wyniku wykonanych obliczeń uzyskano zbiór wartości ważonych wskaźników toksyczności $M(W_4)$, które przedstawiono na rysunku 8.7. Następnie wartości te zostały zsumowane, aby uzyskać ostateczne sumy wskaźników toksyczności $M_T(W_4)$, których wartości porównano dla każdego z badanych pojazdów na rysunku 8.8.

Dla przypadku zastosowania współczynników wagowych W_4 uzyskano najniższe wartości dla wskaźników ważonych $M(W_4)$ emisji NO_x. Zgodnie z założeniami przyjętymi dla tego zbioru współczynników wagowych duże wartości wskaźników toksyczności emisji NO_x są oznaką prawidłowej jakości procesu spalania. Proces spalania zachodzący przy wyższej temperaturze, sprzyjającej powstawaniu tlenków azotu, cechuje się zwykle mniejszym udziałem szkodliwych związków węglowych, takich jak CO, HC czy cząstki stałe. Najmniejsze wartości ważonych wskaźników toksyczności dla CO uzyskano dla maszyny UPS-80 ($M_{CO} = 1,58$) podczas gdy największe dla szynobusu LINK ($M_{CO} = 3,78$). W przypadku HC natomiast, największe wartości ważonych wskaźników odpowiadały maszynie UPS-80 ($M_{HC} = 9,95$) a najmniejsza wartość wynosiła pięciokrotnie mniej dla lokomotywy SM42 ($M_{HC} = 2,00$). Dla emisji NO_x najmniejsze wartości $M(W_4)$ również uzyskano dla szynobusu LINK ($M_{NO_x} = 2,21$), a największe dla maszyny UPS-80 ($M_{NO_x} = 3,00$). Pomimo najmniejszej wartości wskaźnika toksyczności CO maszyna UPS-80 uzyskała duże wartości wskaźników HC, która znacząco wpłynęły na ostateczną wartość szacowanej szkodliwości środowiskowej.



Rysunek 8.7. Wartości wskaźników toksyczności M przy zastosowaniu współczynników wagowych W_4

Uzyskane sumaryczne wskaźniki $M_T(W_4)$ znajdowały się w zakresie od $M_T = 8,01$ dla lokomotywy SM42 do $M_T = 14,53$ dla maszyny UPS-80. Wyniki dla szynobuszu LINK oraz ciągnika Orion były bardzo zbliżone do tych dla SM42, obie wartości wyniosły około $M_T = 8,5$. Przy zastosowaniu współczynników wagowych W_4 najbardziej szkodliwym środowiskowo pojazdem okazała się maszyna UPS-80, charakteryzując się prawie dwukrotnie większą wartością wskaźnika M_T niż pozostałe pojazdy. Zastosowana metoda ważenia wartości wskaźników odnosiła się do jakości procesu spalania, zatem uzyskane wyniki mogą wskazywać na przestarzałość konstrukcji jednostki napędowej badanej maszyny UPS-80 lub nie utrzymanie silnika tego pojazdu w odpowiednim stanie technicznym. Zastosowane współczynniki wagowe nie uwzględniają analizy różnicy w szkodliwości emisji HC i CO dla zdrowia i otoczenia, jako współczynnik wagowy dla HC przyjęto jedynie pięciokrotność tego współczynnika dla CO. Było to jednak spowodowane różnicami w energii aktywacji procesu utleniania dla tych związków szkodliwych, a nie rzeczywistym odniesieniem potencjalnego ich wpływu na zdrowie ludzkie lub środowisko. Zauważono, że wskaźniki HC nadają główny kształt wartości sumarycznych wskaźników M_T . W pewnym sensie można więc uznać, że większa toksyczność HC w porównaniu do CO została w tych obliczeniach uwzględniona.



Rysunek 8.8. Porównanie sumy ważonych wskaźników toksyczności $M_T(W_4)$ dla badanych pojazdów

Porównując uzyskane sumy wskaźników toksyczności M_T dla każdego z zastosowanych współczynników wagowych (W_1 , W_2 , W_3 , i W_4) można stwierdzić, że współczynniki wagowe W_3 nie stanowią dobrego rozwiązania w szacowaniu ogólnej szkodliwości pojazdów z silnikami spalinowymi. Współczynniki te nadają nadmiernie dużą wagę wskaźnikom toksyczności dla emisji HC, całkowicie przy tym pomijając wpływ emisji CO oraz NO_x . Takie współczynniki wagowe dla wyników wskaźników M uzyskanych w przeprowadzonych badaniach nie są przydatne do dalszych porównań szkodliwości pojazdów szynowych. Współczynniki wagowe W_1 oparte na wartościach limitów normy emisji pozwoliły na uzyskanie względnie równomiernych wyników, określanych głównie przez wskaźniki toksyczności dla emisji HC. W tym aspekcie współczynniki W_1 są podobne do współczynników W_3 , jednak wartość wagi przypisywanej emisji HC znacząco się między nimi różni. Według obliczeń zgodnie ze współczynnikami wagowymi W_1 najmniejsze wartości sumy wskaźników M_T wyznaczono dla szynobusu LINK, natomiast największe dla maszyny UPS-80. W porównaniu do tego współczynniki wagowe W_2 , uzyskane z modyfikacji metodologii pindex, nadają największą wagę wskaźnikom toksyczności NO_x . Wykorzystując współczynniki W_2 uzyskano najmniejszą wartość sumy wskaźników dla szynobusu LINK, podczas gdy największą wartością charakteryzowała się maszyna UPS-80. Największa wartość wskaźnika dla maszyny UPS-80 uzyskano również przy zastosowaniu współczynników wagowych W_4 , opartych na jakości procesu spalania. Zgodnie z tą metodą wyznaczania współczynników wagowych to lokomotywie SM42 uzyskano najmniejszą wartość M_T , przy czym drugim pojazdem z najmniejszą wartością wskaźnika był ciągnik Orion. Ostatni zestaw współczynników wagowych charakteryzował się wskaźnikami, z których największe wartości uzyskała również maszyna UPS-80, najmniejsze natomiast szynobus LINK. Niezależnie od wykorzystanych współczynników wagowych, dla maszyny

UPS-80 uzyskano największe wartości sumarycznych wskaźników toksyczności M_T , wskazując na największą szkodliwość środowiskową pomimo stabilnego charakteru pracy jej silnika. Było to najprawdopodobniej spowodowane wiekiem pojazdu i stopniem wyeksploatowania jego jednostki napędowej.

8.2. Autorskie współczynniki wagowe W_5 opracowane na podstawie uzyskanych wyników

Biorąc pod uwagę różnorodność poprzednich wartości M_T dla różnych współczynników wagowych można stwierdzić, że dla współczynników W_3 i W_4 wyniki głównie zależały od wartości wskaźników HC, podczas gdy dla współczynników W_2 dominowały wartości wskaźników toksyczności NO_x . Jedynie współczynniki wagowe uzyskane pierwszą metodą (W_1) łączyły w sobie względnie porównywalny udział wartości wskaźników toksyczności HC oraz NO_x . Uwzględniając wszystkie z wcześniejszych opcji współczynników zaproponowano również autorskie współczynniki wagowe, oparte na względnej toksyczności badanych związków wylotowych oraz dobierając wartości, które pozwoliłyby odpowiednio zwiększyć wagę wskaźników HC tak, aby miały one większy wpływ na ostateczną wartość sumy wskaźników M_T . Stąd zaproponowano zestaw autorskich współczynników wagowych W_5 (tab. 8.1).

Tabela 8.1. Współczynniki wagowe autorskie W_5

Kategoria	CO	HC	NO_x
Współczynnik wagowy (W_5)	1	12	3

Uzyskane wskaźniki toksyczności M z każdego z czterech zestawów współczynników wagowych (W_1 , W_2 , W_3 i W_4) porównano, umożliwiając wyznaczenie rozwiązania autorskiego; lepiej odzwierciedlającego rzeczywistą szkodliwość na podstawie szacowanej toksyczności każdego z badanych związków.

Na podstawie uzyskanych wskaźników uznano, że:

- emisja tlenku węgla (CO) jest najmniej szkodliwa z badanych związków toksycznych, jego współczynniki wagowe były najmniejsze dla trzech zestawów współczynników W (W_1 , W_2 i W_3), stąd jego udział w ostatecznych wartościach M_T powinien być najmniejszy,
- emisja węglowodorów (HC) ma dysproporcjonalnie większą szkodliwość, zwłaszcza dla istot żywych, zarówno ludzi, zwierząt jak i roślin, współczynniki wagowe W dla tego związku miały największą wartość dla trzech zestawów współczynników (W_1 , W_3 i W_4), przez co ich udział wagowy powinien być odpowiednio większy względem pozostałych związków,
- emisja tlenków azotu (NO_x) stanowi największy udział w emisji ogólnej dla analizowanych pojazdów, charakteryzują się one dużą szkodliwością, ale są też łatwiej rozpraszane w atmosferze. Współczynniki wagowe W dla tego związku przyjmowały wartości pośrednie, powyżej wartości współczynników dla CO

oraz poniżej wartości dla HC, dlatego uznano, że waga tego związku nie powinna być większa niż wartość współczynnika wagowego dla węglowodorów $W_{1,2,3,4}$.

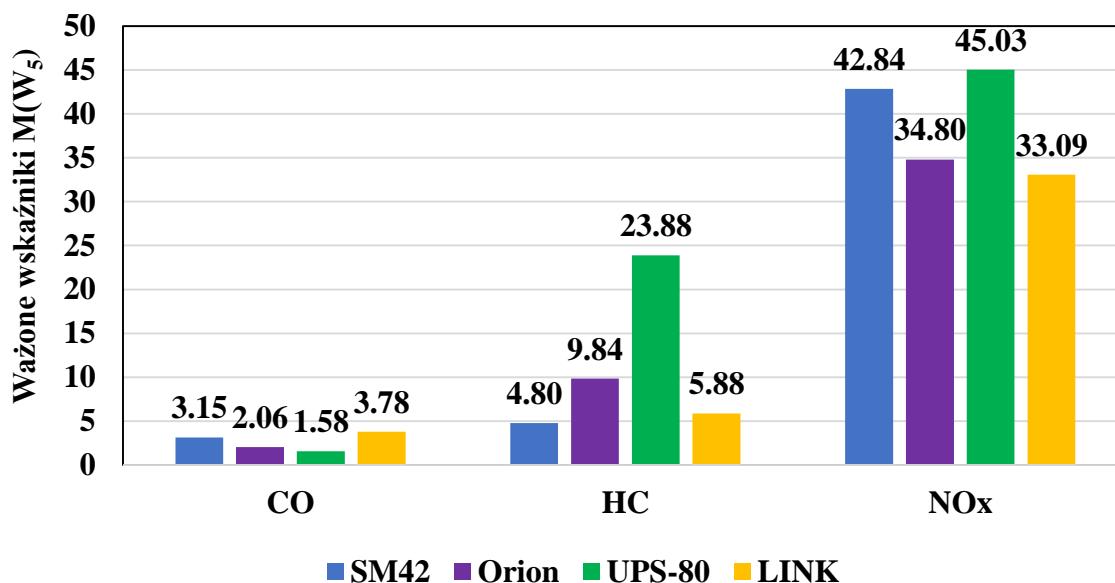
Na podstawie uzyskanych wyników M przyjęto dwa kryteria, które miały na celu interpretację uzyskiwanych wyników wskaźników toksyczności.

Pierwsze kryterium odnosi się do wartości sumarycznych wskaźników M_T i zakłada, że ostateczne wartości powinny być różne, ale nie powinny być nadmiernie rozbieżne. Założenie to wynika z faktu, że każdy z pojazdów wybrany do badań posiadał układ wylotowy nie posiadający układów oczyszczania spalin, stąd różnice w ostatecznych wartościach wskaźników toksyczności nie powinny od siebie odbiegać bardziej niż o dwukrotność tej wartości dla pozostałych z pojazdów.

Drugie kryterium przyjęto w celu zapewnienia, że żaden z uzyskanych wyników toksyczności nie jest pomijalny. W wynikach udziałów poszczególnych związków w emisji całkowitej dla badanych pojazdów (rys. 7.9) średni udział emisji CO wyniósł 3-krotność udziału emisji HC, natomiast średni udział emisji NO_x wyniósł 15-krotność udziału emisji HC. Ponieważ największa różnica w średnim udziale wskaźników M , przed zastosowaniem współczynników wagowych, była 15-krotnością wartości danego wskaźnika jako kryterium przyjęto wartość dwukrotnie większą. Stąd drugim przyjętym kryterium jest nieprzekroczenie przez żadnego z indywidualnych ważonych wskaźników toksyczności $M(W)$ 30-krotności wartości dla pozostałych z tego samego pojazdu. Odnosząc wyniki wskaźników M uzyskane za pomocą współczynników wagowych W_1 , W_2 , W_3 i W_4 do postawionych kryteriów, oceniono każdy z zestawów współczynników wagowych:

- współczynniki wagowe W_1 nie spełniają pierwszego kryterium, ponieważ wynik M_T dla pojazdu UPS-80 jest ponad dwukrotnie większy niż dla pojazdu LINK,
- współczynniki wagowe W_2 nie spełniają drugiego kryterium dla wskaźników toksyczności $M_{(NO_x)}$, które są ponad 30-krotnie większe niż $M_{(HC)}$ dla pojazdu SM42,
- współczynniki wagowe W_3 nie spełniają drugiego kryterium dla wskaźników toksyczności $M_{(HC)}$ dla żadnego z pojazdów,
- współczynniki wagowe W_4 spełniają postawione kryteria, nadając bardzo duże znaczenie dla wskaźników toksyczności $M_{(HC)}$, w trzech z czterech przypadków wynoszących więcej niż wskaźniki toksyczności $M_{(NO_x)}$, pomimo znacznie większego udziału emisji NO_x .

Do wyznaczenia autorskich współczynników wagowych W_5 wskaźniki toksyczności CO przyjęto jako punkt odniesienia, po czym określono współczynnik dla emisji HC jako 12-krotnie większy z uwagi na znaczącą toksyczność i szkodliwość tej grupy związków wylotowych. Współczynnik wagowy dla emisji NO_x określono jako mniejszy niż dla HC, ponieważ wskaźniki M_{NO_x} uzyskały znacznie wyższe wartości, co powoduje, że mają znacznie większy wpływ na ostateczne wartości sumaryczne M_T . Uznano, że aby ostateczny wynik uwzględniał w obserwowalnym stopniu mniejsze wskaźniki toksyczności M_{HC} , zgodnie z ich względnie większą szkodliwością, współczynnik wagowy dla emisji NO_x ustalono na poziomie 3. Tak stworzone współczynniki zastosowano do przeliczenia uzyskanych wskaźników toksyczności M (rys. 8.9) oraz sumarycznych wartości wskaźników M_T (rys. 8.10).



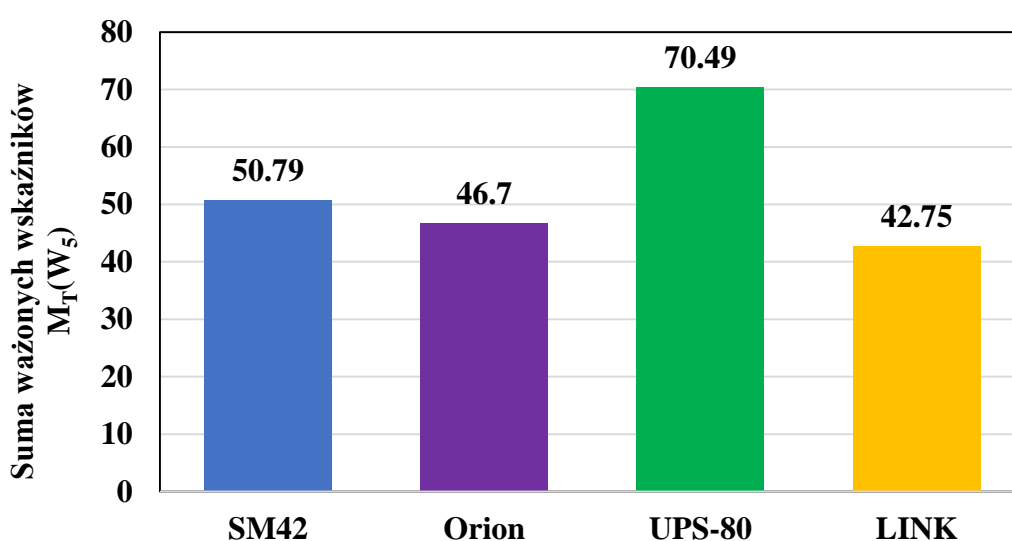
Rysunek 8.9. Wartości wskaźników toksyczności przy zastosowaniu współczynników wagowych W_5

Zastosowanie współczynników wagowych W_5 pozwoliło uzyskać zbiór wyników wskaźników toksyczności $M(W_5)$. Wskaźniki toksyczności CO mieściły się w zakresie od 1,58 dla maszyny UPS-80 do 3,78 dla szynobusu LINK i uzyskiwały najniższe wartości w porównaniu do pozostałych badanych związków. Wskaźniki toksyczności HC natomiast miały duży zakres wartości, od 4,8 dla lokomotywy SM42 aż do 23,88 dla maszyny UPS-80. Emisja HC i uzyskane z niej wskaźniki miały średni wpływ na ostateczną wartość sumaryczną, pomimo małych wartości wejściowych. Dla emisji NO_x wartości wskaźników były największe i mieściły się w przedziale od 33,09 dla szynobusu LINK do 45,03 dla maszyny UPS-80. W efekcie stosując współczynniki wagowe W_5 uzyskano wartości wskaźników $M(W_5)$, które były głównie określane wartościami emisji NO_x oraz częściowo wartościami emisji HC.

Sumaryczne wskaźniki toksyczności dla ostatniego zestawu współczynników wagowych $M_T(W_5)$ mieściły się w zakresie od 42,75 dla szynobusu LINK do 70,49 dla maszyny UPS-80. Ponadto zauważono, że wartości uzyskane dla lokomotywy SM42 jak i ciągnika Orion były bardziej zbliżone do tych uzyskanych dla szynobusu LINK niż dla maszyny UPS-80. Wyniki te wskazują, że dla czterech dobranych pojazdów testowych to maszyna UPS-80 była najbardziej szkodliwa pod względem emisji toksycznych związków spalin podczas wykonywanych przez nią zadań. LINK natomiast, będąc najnowszym z spośród badanych pojazdów, wykazał najniższe wartości wskaźników.

Najmniejsze wartości M_T uzyskano trzykrotnie dla szynobusu LINK oraz dwukrotnie dla lokomotywy SM42 (LINK dla W_1 , W_2 i W_5 , natomiast lokomotywa SM42 dla W_3 oraz W_4). Pod względem charakterystyki zmian oraz toksyczności każdego z mierzonych związków można stwierdzić, że pomimo dużej toksyczności oraz rakotwórczego charakteru emisja HC może mieć mniejszą rzeczywistą szkodliwość dla zdrowia ludzkiego z powodu większej gęstości niż powietrze i wynikającej z tego tendencji do osadzania się na ziemi. Mimo to związki te mają znaczący szkodliwy wpływ na zdrowie ludzkie oraz na środowisko, nawet w porównaniu z tlenkami azotu. Z uwagi na ten aspekt zachowania gazowych

związków wchodzących w skład grupy HC uzasadnionym byłoby uznać ich emisję za najbardziej szkodliwą wobec zdrowia ludzkiego, a co za tym idzie zasługującą na największy udział w wyniku współczynników wagowych. W takiej perspektywie uznano, że zaproponowane autorskie współczynniki wagowe W_5 bardziej odzwierciedlają rzeczywistą szkodliwość emisji spalin badanych związków toksycznych w formie sum wskaźników $M_T(W_5)$ z perspektywy badanych pojazdów. Stosując taką samą lub zbliżoną metodę opracowania wyników badań emisji spalin dla szerszego zakresu pojazdów szynowych umożliwiłoby dalsze udoskonalenie ostatecznych wartości współczynników wagowych W . Dysponując odpowiednio dużym zestawem danych emisji spalin możliwe jest dalsze przybliżenie uzyskiwanych wskaźników toksyczności M do rzeczywistej szkodliwości pojazdów szynowych.



Rysunek 8.10. Porównanie sumy ważonych wskaźników toksyczności $M_T(W_5)$ dla badanych pojazdów

9. Zakończenie

9.1. Wnioski ogólne

Wykonane badania oraz przeprowadzone obliczenia i porównania potwierdzają stopień zgodności wyników z oczekiwaniami i użyteczność wykorzystanej metody porównawczej w wykazywaniu rozbieżności pomiędzy pojazdami zarówno tego samego typu jak i innych typów lub wykonujących inne zadania torowe. Rozszerzenie wykonywanych standardowo testów emisji spalin o metodykę testów w rzeczywistych warunkach opisanych w pracy pozwoliłoby na umożliwienie wykorzystania uzyskiwanych danych emisji do ekstrapolacji emisyjności całego taboru kolejowego oraz jego cząstkowej toksyczności. Posiadanie danych porównywalnych w zakresie całego taboru kolejowego pozwoliłoby przewoźnikom jak i producentom taboru na lepsze i bardziej trafne dostosowanie działań w zakresie redukcji emisji spalin do rzeczywistych kosztów środowiskowych i zdrowotnych eksploatacji różnych pojazdów taboru kolejowego na skalę krajową.

Wyniki badań emisji służące jako dane odniesienia w procesie tworzenia autorskiej metody analizy danych emisyjnych pozwoliły na uzyskanie zestawu wartości współczynników wagowych, a których zaoferowano matematycznie obliczone współczynniki autorskie. Zastosowanie opisanej metody analizy toksyczności taboru kolejowego pozwala na uproszczenie wyników badań emisji do formy pojedynczej wartości sumarycznego ważonego wskaźnika toksyczności, umożliwiającego bezpośrednio porównanie toksyczności badanych pojazdów, co potwierdza postawioną w pracy tezę naukową twierdzącą, że: *„Istnieje możliwość przedstawienia danych emisji spalin, uzyskanych w testach w warunkach rzeczywistych specyficznych dla badanych pojazdów, w taki sposób, aby umożliwić określenie ich względnej szkodliwości środowiskowej niezależnie od różnic w charakterystyce ich pracy”*. Tym samym zrealizowany został cel pracy zgodnie z postawionymi kryteriami, czyli dokonano oceny porównawczej wyników emisji spalin, uzyskanych w testach przeprowadzonych w różnych warunkach specyficznych dla badanych pojazdów i dokonano weryfikacji użyteczności wybranej metodyki porównawczej. Należy zaznaczyć, że w zależności od potrzeb i celu prowadzonej analizy porównawczej wyników emisji spalin, możliwe jest zastosowanie przedstawionego w pracy procesu tworzenia metody pomiaru i analizy wyników z zastosowaniem kryteriów różniących się od tych, które przyjęto w tej rozprawie doktorskiej. Uzyskana w rezultacie takiego działania metoda oceny szkodliwości może różnić się od zaproponowanej metody autorskiej, mimo to zachowując wiarygodność uzyskiwanych wskaźników toksyczności. Stąd możliwe jest częściowe lub całościowe wykorzystanie zaproponowanej procedury do stworzenia metody oceny zgodnej z konkretnym zapotrzebowaniem, w tym np. legislacyjnej służącej jako podstawa do dalszego rozwoju norm emisji spalin obowiązujących pojazdy szynowe i tabor kolejowy.

9.2. Wnioski szczegółowe i utylitarne

Na podstawie uzyskanych danych i przeprowadzonych analiz stwierdzono, że wyniki emisji spalin pojazdów szynowych uzyskane w badaniach przeprowadzonych w warunkach rzeczywistych, tj. odzwierciedlających rzeczywistą pracę generowaną przez dany pojazd

szynowy podczas wykonywania zadań, można przedstawić jako wartości znormalizowane w taki sposób, aby możliwe było dokonanie bezpośrednich porównań uzyskanych wyników pomiędzy różnymi pojazdami. Ostatecznym celem takich porównań powinien być system opracowywania wyników badań emisji spalin oparty na pomiarach w warunkach rzeczywistych i umożliwiający rzetelne oszacowanie średniej szkodliwości środowiskowej wykonania wybranego zadania przy użyciu różnych pojazdów, lub pojazdów różnych kategorii, co pozwoliło potwierdzić tezę pracy.

Wyniki przedstawione w pracy pozwoliły wyciągnąć następujące wnioski:

- Szkodliwość środowiskowa szynobusu LINK przy przewozie pasażerów jest niższa dla HC oraz NO_x niż lokomotywy SM42, ciągnika Orion oraz maszyny UPS-80.
- Maszyna UPS-80 charakteryzowała się największą szkodliwością środowiskową w aspekcie emisji HC i NO_x , jak i w rozrachunku ogólnym (M_T), wiąże się to ze starszym modelem silnika zaprojektowanym w 1973 roku, którego nie poddawano znaczącym naprawom.
- Ciągnik szynowo-drogowy Orion wykazuje niższą szkodliwość środowiskową w aspekcie CO i NO_x od lokomotywy SM42 w ogólnych wartościach wskaźników.

Na podstawie udziałów względnych emisji spalin dla wybranych pojazdów można stwierdzić, że wśród starszych rozwiązań silnikowych (częściej spotykanych w eksploatacji) względna emisja NO_x przyjmuje wartość około 80% podczas gdy udział CO nie przekracza 18%. Udział HC różni się znacząco pomiędzy różnymi typami pojazdów, w związku z czym oszacowanie jego średniego oczekiwanego udziału wymaga porównania wyników dla większej liczby pojazdów. W uzyskanych wynikach widać inne wartości udziałów emisji spalin dla nowoczesnego szynobusu LINK, który spełnia nowsze normy emisji. Pomimo ogólnych wartości względnej szkodliwości porównywalnych do pozostałych badanych pojazdów względne udziały tych wskaźników dla konkretnych związków szkodliwych znacząco się różnią od pozostałych starszych pojazdów. Dane wykazują znacznie niższy udział NO_x we względnej emisji spalin przy większym udziale CO. Ten wynik jest odzwierciedleniem zmieniających się norm emisji spalin, gdzie limity emisji NO_x zmniejszane są znacznie bardziej niż limity CO. Limity emisji CO w zakresie 3,5 do 5 g/kWh wprowadzone były już dla normy Stage II, dla której odpowiednie limity NO_x wynosiły 6 do 7 g/kWh. Mimo to najnowsze normy Stage V łączą limity emisji CO w tym samym zakresie (3,5 do 5 g/kWh) ze znacząco zmniejszonymi limitami NO_x sięgającymi nawet 0,4 g/kWh. Jest to głównie wynikiem znacznie mniejszej względnej szkodliwości uwolnionego w powietrzu CO od związków takich jak HC, NO_x lub PM.

W wyniku zastosowania do uzyskanych wskaźników toksyczności M pięciu typów współczynników wagowych W_1 , W_2 , W_3 , W_4 i W_5 uzyskano pięć różnych zestawów wyników najbardziej oraz najmniej szkodliwych środowiskowo pojazdów. Uzyskane wartości ważonych wskaźników sumarycznych M_T pozwalają stwierdzić, że:

- Stosując współczynniki wagowe W_1 za najmniej szkodliwy podczas wykonywania zadań przewozowych lub prac torowych uznano szynobus LINK, podczas gdy za najbardziej szkodliwą uznano maszynę diagnostyczną. Maszyna UPS-80 uzyskała wynik wskaźników toksyczności równy 201% wartości wskaźnika uzyskanego

dla szynobusu LINK. Taka sama sytuacja wystąpiła przy użyciu współczynników wagowych W_2 uzyskując wartość M_T wynoszącą ponad 135% odpowiadającej wartości dla szynobusu LINK.

- Stosując współczynniki wagowe W_3 oraz W_4 można wnioskować, że najmniejszą szkodliwością podczas wykonywania zadań przewozowych lub prac torowych wykazała lokomotywa SM42. W porównaniu do wyników wskaźników toksyczności lokomotywy SM42, największe wartości uzyskano dla maszyny UPS-80, której wskaźnik sumaryczny M_T wyniósł 497% wartości tego samego wskaźnika dla lokomotywy SM42 w przypadku współczynników W_3 . Dla współczynników wagowych W_4 uzyskano wskaźnik sumarycznej toksyczności M_T dla maszyny UPS-80 równy 242% wartości tego samego wskaźnika dla lokomotywy SM42. Oznacza to pięciokrotnie większą szkodliwość środowiskową maszyny UPS-80 względem lokomotywy SM42.
- Stosując współczynniki wagowe W_5 za najmniej szkodliwy podczas wykonywania zadań przewozowych lub prac torowych uznano szynobus LINK. Największy współczynnik toksyczności M_T uzyskano dla maszyny UPS-80, wynosił on 165% wartości wskaźnika dla szynobusu LINK.
- W oparciu o uzyskane wyniki wskaźników sumarycznych M_T dla każdego ze zbiorów współczynników wagowych uznano, że najlepsze odwzorowanie rzeczywistej szkodliwości środowiskowej uzyskano przez użycie autorskich współczynników wagowych W_5 , opartych na wartościach uzyskanych z pozostałych współczynników oraz własnej oceny względnej szkodliwości badanych związków toksycznych. Współczynniki wagowe W_5 charakteryzują się przypisywaniem większej wagi wskaźnikom toksyczności HC niż NO_x w celu odwzorowania powodowanego przez nie zagrożeniu dla zdrowia oraz skażenia środowiska naturalnego.
- Dla każdego z zastosowanych wariantów współczynników wagowych maszynę diagnostyczną uznano za najbardziej szkodliwą pod względem emisji spalin w rzeczywistych warunkach podczas wykonywania typowych dla niej zadań. Wynika to ze znacząco podwyższonej emisji HC przez ten pojazd.
- Pod względem prac manewrowych lokomotywa SM42 uzyskała mniejsze wartości sumarycznych wskaźników M_T niż ciągnik Orion dla 3 z 5 zastosowanych współczynników wagowych. Należy zaznaczyć, że różnice w wartościach tych współczynników dla tych pojazdów były często nieznaczące (wyniosły 6%, 18%, 25% i 9% odpowiednio dla W_1 , W_2 , W_4 i W_5). Biorąc pod uwagę różnicę w warunkach badań między tymi pojazdami (warunki rzeczywiste a testy statyczne) uznać można, że ciągnik Orion ma prawdopodobnie mniej negatywny wpływ na środowisko i zdrowie ludzkie podczas standardowej eksploatacji. Zwłaszcza, że współczynnik CF, służący do zrównania wyników testów RDE z testami na hamowni dla pojazdów drogowych wynosi 1,5, a zatem dopuszcza pogorszenie emisji o 50% przechodząc z testów statycznych na testy w warunkach rzeczywistych.

9.3. Wnioski metodyczne

Powszechnie są stosowane wyniki badań emisji uzyskane w testach statycznych, które nie odzwierciedlają rzeczywistych wartości emisji spalin pojazdów. Należy zaznaczyć, że trudności w wykonywaniu pomiarów emisji pojazdów szynowych podczas pracy w warunkach rzeczywistych nie są wystarczającym powodem do zaniechania wprowadzania tego typu badań do wymogów prawnych w normach emisji. Przeprowadzenie testów emisji spalin zgodnie z metodyką przedstawioną w pracy wymaga zastosowania szeregu rozwiązań i specjalistycznej aparatury badawczej. Pomimo powstałych utrudnień wyniki emisji uzyskane za pomocą tak przeprowadzonych badań wykazują większą zgodność z emisją rzeczywistą, a co za tym idzie są bardziej prawidłową metodą uzyskania danych, które poddawane są dalszej analizie.

Należy zaznaczyć, że postawione zadania (pokonany dystans, liczba obsłużonych przystanków, liczba przetoczonych wagonów) zostały przyjęte na podstawie ograniczeń czasu oraz dostępu do aparatury oraz obiektów badawczych. Nie były one zatem dobrane jedynie ze względu na podobieństwo do rzeczywistych warunków pracy i wykonywanych zadań. Uznano jednak, że ze względu na wykonywane przeliczenia oraz dobraną metodę przedstawiania wyników ilość i czas prac wykonanych podczas badań emisji nie wpłynęły znacząco na charakterystykę uzyskanych ostatecznie wyników. Jako główny problem przewiduje się jedynie badania wykonane podczas bardzo krótkich badań w warunkach rzeczywistej eksploatacji, w których jednostka napędowa pojazdu nie zdąży osiągnąć oczekiwanego stanu operacyjnego, tj. praca na silniku nierozgrzanym, lub przy prędkościach jazdy nie odpowiadających rzeczywistości.

Wyniki zastosowań współczynników wagowych, obliczone w celu jednoznacznego określenia względnej całkowitej szkodliwości środowiskowej badanych pojazdów, wskazują na potencjalną użyteczność takich metod do dalszego uproszczenia przedstawianych wyników do pojedynczej wartości sumarycznego wskaźnika toksyczności M_T dla każdego z pojazdów. Zaproponowane pięć zestawów współczynników wagowych (W_1 , W_2 , W_3 , W_4 i W_5) obliczono na podstawie różnych źródeł danych dotyczących względnej szkodliwości różnych związków toksycznych obecnych w gazach wylotowych silników spalinowych lub norm i limitów emisji tych związków. Wyznaczenie współczynników wagowych, które wiarygodnie określają względną szkodliwość każdego z mierzonych związków toksycznych w aspekcie zdrowia ludzkiego lub środowiska naturalnego jest trudnym i skomplikowanym przedsięwzięciem. Należy zauważyć, że wpływ mierzonych związków toksycznych na zdrowie ludzkie nie poddaje się prostej i jasnej kwantyfikacji. Stąd przypisanie numeru lub wartości dla tak określonej względnej szkodliwości jest niemal niemożliwe. Wyznaczenie takich wartości numerycznych wymagałoby sporządzenia pełnych i obszernych opracowań oraz wykonanie analiz wszystkich testów i badań przeprowadzanych w aspekcie wpływu zanieczyszczeń powietrza na zdrowie ludzkie. Ostateczne wartości takich współczynników wagowych musiałyby być dobrane arbitralnie, ugruntowane w badaniach medycznych i biologicznych oraz zatwierdzone i uzgodnione przez instytucje rządowe i unijne. Warto jednak zaznaczyć, że obecne wartości np.: limitów emisji spalin w normach emisji dla pojazdów zasilanych silnikami spalinowymi są również dobierane arbitralnie przez organy unijne, ugruntowane w znanych ograniczeniach technicznych w możliwościach

redukcji emisji związków toksycznych oraz postępów naukowych w tej dziedzinie dokonywanych przez producentów silników spalinowych. Wszelkie wartości liczbowe dobrane w tych rozporządzeniach prawnych jako oficjalne i obowiązujące są więc tworem głównie subiektywnej oceny ludzkiej, a co za tym idzie podlegają tym samym problemom i ograniczeniom co zaproponowane współczynniki wagowe.

Współczynniki wagowe W_3 uznano za najmniej użyteczne do określania ogólnej szkodliwości emisji spalin z pojazdów spalinowych. Wyniki M_T dla tych współczynników były zdominowane wartościami wskaźników toksyczności HC do takiego stopnia, że wskaźniki dla pozostałych związków można było zignorować. Nie jest to akceptowalne rozwiązanie z perspektywy celu niniejszej pracy. Współczynniki wagowe W_4 stworzono z perspektywy jakości procesu spalania w silniku. Wartości uzyskane za ich pomocą można uznać za znaczące, ale nie z perspektywy szkodliwości lub toksyczności eksploatacji pojazdów. Przyjęcie ujemnego wpływu dla wskaźników toksyczności NO_x jest w sprzeczności ze staraniami prawnymi dotyczącymi ograniczania emisji tego związku. Współczynniki wagowe W_2 natomiast generują wskaźniki o odwrotnym charakterze. Wyniki wskaźników $M_T(W_2)$ są prawie całkowicie określone jedynie wskaźnikami toksyczności NO_x , nie nadają się zatem do właściwego i pełnego określenia szkodliwości badanych pojazdów. Współczynniki wagowe W_1 , bazowane na wartościach granicznych emisji spalin według normy Stage V dla wagonów silnikowych wykazują oczekiwany charakter udziałów wszystkich trzech z mierzonych wskaźników. Wskaźniki CO mają nieznaczący wpływ, zgodnie ze względnie małą szkodliwością CO w powietrzu. Wagi te zwiększają znaczenie wskaźników toksyczności HC, nadając im obserwowalny wpływ na ostateczne wartości M_T . Udział wskaźników toksyczności HC w wartościach $M_T(W_1)$ wyniósł 21% dla lokomotywy SM42, 40% dla ciągnika Orion, 57% dla maszyny UPS-80 i 28% dla szynobusu LINK. Udział wskaźników toksyczności NO_x wyniósł natomiast odpowiednio 70%, 54%, 41% i 60%. Pomimo tego, że wartości sumaryczne określane są głównie wartościami wskaźników wynikającymi z emisji NO_x (41%–70%), to wskaźniki HC wciąż mają duży wpływ na ostateczny wynik (21%–57%) w zależności od pojazdu. Stąd współczynniki wagowe W_1 uznano za użyteczne do celów określonych w tej pracy. Alternatywnym rozwiązaniem jest wykorzystanie współczynników autorskich W_5 , które generują bardziej zbliżone wartości M_T dla badanych pojazdów. Główną różnicą pomiędzy współczynnikami W_1 i W_5 jest fakt, że współczynniki W_5 dobrane w taki sposób, aby udział wskaźników toksyczności HC nie przekraczał udziału wskaźników toksyczności NO_x . Uwzględniając tym samym fakt, że wskaźniki toksyczności NO_x były jednak znacząco większe niż dla pozostałych z badanych związków toksycznych. Udział wskaźników toksyczności HC w wartościach $M_T(W_5)$ wyniósł 9% dla lokomotywy SM42, 21% dla ciągnika Orion, 34% dla maszyny UPS-80 i 14% dla szynobusu LINK. Udział wskaźników toksyczności dla NO_x wyniósł natomiast odpowiednio 84%, 75%, 64% i 77%. Różnica występuje również w ocenie względnej szkodliwości za pomocą tych dwóch zestawów współczynników wagowych. Dla współczynników W_5 ciągnik Orion ma niższy wskaźnik sumaryczny M_T niż lokomotywa SM42, podczas gdy dla współczynników W_1 ten charakter jest odwrotny. Niezależnie od wybranych współczynników maszyna UPS-80 uzyskała największe wskaźniki toksyczności M_T , wskazując na największą jej szkodliwość podczas wykonywania charakterystycznych dla niej zadań. W większości przypadków szynobus LINK uzyskał

najniższe wartości M_T , wskazując więc na względnie małą szkodliwość eksploatacji tego pojazdu. Według wybranych wartości wskaźników toksyczności $M_T(W_5)$ można wnioskować, że najmniejszą toksycznością charakteryzuje się szynobus LINK, drugą najmniejszą ciągnik Orion, lokomotywa SM42 jest drugim najbardziej szkodliwym pojazdem, natomiast najbardziej szkodliwa jest maszyna UPS-80.

9.4. Wnioski perspektywiczne

Przedstawione badania i uzyskane wyniki nie wyczerpują w pełni zagadnień podjętych w pracy. Stąd wskazuje się na dalsze prace badawcze w celu pełnego określenia możliwości statystycznej analizy za pomocą przedstawionej metodyki porównawczej szkodliwości środowiskowej pojazdów szynowych. Dalsze rozwinięcie proponowanej metody analizy wyników emisji spalin może dalej zwiększyć użyteczność autorskiej metodyki oceny szkodliwości środowiskowej. Do planowanych dalszych prac zalicza się:

- badania szerszej grupy pojazdów w celu potwierdzenia, że wybrana metodyka porównawcza działa prawidłowo przy uwzględnieniu danych z większej liczby pojazdów,
- przeprowadzenie badań kilku pojazdów szynowych różnego typu w odpowiadających im rzeczywistych warunkach pracy oraz w testach statycznych zgodnych z obecną normą w celu porównania stopnia przekłamania danych emisji dostępnych z obecnie przeprowadzanych statycznych testów emisji spalin,
- badania większej liczby pojazdów tego samego typu i serii, z takimi samymi jednostkami napędowymi wykonującymi tą samą pracę w celu potwierdzenia założenia, że możliwe jest wykrycie rozbieżności w wartościach wskaźników toksyczności na poziomie pojedynczych pojazdów i wykorzystanie tych obserwacji do kierowania prac diagnostycznych i naprawczych,
- szersze porównanie wskaźników toksyczności M pomiędzy pojazdami szynowymi i drogowymi, w celu określenia rzeczywistej uciążliwości środowiskowej wykonania danego zadania transportowego (pasażerów jak i towarów) przez te dwie formy transportu,
- opracowanie nowych współczynników wagowych służących do liczbowego przedstawienia rzeczywistej względnej szkodliwości środowiskowej oraz wpływu na zdrowie ludzkie, z uwzględnieniem wyników badań biologicznych oceniających wpływ toksycznych związków emitowanych przez silniki spalinowe na organizmy żywe,
- współpraca z jednostkami zajmującymi się toksykologią oraz ochroną środowiska pozwalająca na ustalenie względnej szkodliwości zdrowotnej i środowiskowej badanych związków toksycznych.

9.5. Podsumowanie

Obecnie stosowana metodyka i testy wymuszają indywidualne podejście do każdego z typów pojazdów szynowych oraz stosowanie ogólnie przyjętych rozwiązań zmniejszania emisji spalin. Takie podejście jest mniej wydajne i nie uwzględnia dużych rozbieżności

w emisji uzależnionych od rodzaju i charakterystyki wykonywanych zadań. Stąd wykonywane badania i pomiary emisji konkretnych gazowych związków toksycznych pozwalają na wyciągnięcie wniosków dotyczących szkodliwości środowiskowej indywidualnych pojazdów, grup pojazdów jak i całych kategorii pojazdów szynowych w perspektywie każdego z głównych związków toksycznych emitowanych przez silniki spalinowe. Możliwe jest też odniesienie indywidualnych jednostek, grup lub kategorii pojazdów do pojazdów szynowych z jakiegokolwiek innej kategorii, umożliwiając tym samym wnikliwą analizę konkretnych szczegółowych aspektów emisyjności pojazdów szynowych, zgodnie z istniejącymi potrzebami. Dobór odpowiednich metod analizy i obliczeń w celu uzyskania wskaźników toksyczności o szerokim zastosowaniu może pozwolić na bezpośrednie porównanie szkodliwości różnych pojazdów w kontekście rzeczywistej dla nich pracy.

Transport szynowy wykazuje się dużą różnorodnością stosowanych pojazdów oraz szerokim wachlarzem wykonywanych przez nie zadań. Dlatego rozwiązania stosowane w celu zwiększenia sprawności lub zmniejszenia szkodliwości środowiskowej taboru kolejowego powinny być wysoce zindywidualizowane względem indywidualnej emisyjności typów pojazdów oraz konkretnych jednostek. Ponieważ wszelkie podejmowane działania niosą ze sobą koszty związane ze zmianą komponentów, remontami, naprawą, czasowym wyłączeniem pojazdów z eksploatacji oraz zmianami w technikach konserwacji, należy ograniczać wdrażanie rozwiązań nieprzynoszących wyraźnych efektów ekologicznych lub ekonomicznych, gdzie ocena i szacowanie tych efektów gra podstawową rolę. Przeprowadzone badania i analizy przedstawiają propozycję metody szacowania wpływu podejmowanych działań jak i ocenę elementów taboru szynowego tam, gdzie konkretne działania są najbardziej potrzebne. Zastosowane metody porównawcze bazujące na wskaźnikach toksyczności M , w połączeniu z zaproponowanymi współczynnikami wagowymi W , mogą służyć do uzyskania precyzyjnych danych dotyczących rzeczywistej emisji spalin z transportu szynowego, jak i umożliwiając bardziej rzetelne porównanie z emisją spalin z pojazdów innych kategorii transportu. Dobrane rozwiązania zostały ocenione na podstawie spójności uzyskanych wyników, mogą one zatem służyć jako pierwsze kroki w kierunku ustalenia konkretnej metodyki do kompletnej i kompleksowej analizy emisji spalin z pojazdów wyposażonych w silniki spalinowe.

Przeprowadzone badania i analizy można powielać w szerszym zakresie pojazdów szynowych różnych kategorii, zgodnie z zawartym w pracy opisem metodyki przeprowadzenia badań. Tak samo rozbudowywać można metody obróbki danych oraz analizy wyników, w ostatecznym celu budowania bazy danych rzeczywistych wartości emisji spalin z transportu szynowego podczas wykonywania standardowych zadań na torach kolejowych. Można oczekiwać, że najważniejszym efektem tego typu prac badawczych byłoby stworzenie zestawu danych, które można odnieść do faktycznych zastosowań taboru kolejowego w celu szerokiej oceny jego szkodliwego wpływu na środowisko oraz zdrowie ludzkie. Uzyskane wyniki wskazują na możliwe zastosowania proponowanych rozwiązań, dla których wykorzystane współczynniki wagowe wskazują na to, że poziom szkodliwości maszyny UPS-80 znacznie odbiega to od pozostałych z badanych pojazdów. Stąd, niezależnie od dobranych kryteriów określanej współczynnikami wagowymi W , badana maszyna diagnostyczna UPS-80 wykazała najwyższe wartości wskaźników toksyczności M .

Oznacza to, że pojazdem który powinien być traktowany priorytetowo z perspektywy działań poprawiających aspekty ekologiczne taboru kolejowego, jest badana maszyna UPS-80 i być może inne pojazdy z tej kategorii. Stosując odpowiednio dobrany zestaw współczynników wagowych W wraz z wskaźnikami toksyczności M , obliczonymi na podstawie badań emisji w warunkach rzeczywistych, przedstawiono wyniki badań i określono ich względne wartości szkodliwości środowiskowych. Poddanie wyników pomiarów emisji z badanych pojazdów opracowanej procedurze obliczeniowej pozwoliło stwierdzić, że najmniej szkodliwym środowiskowo pojazdem był LINK, podczas gdy najbardziej szkodliwym pojazdem był UPS-80. W rezultacie stworzono funkcjonalną propozycję metodyki oceny względnej szkodliwości środowiskowej pojazdów szynowych, niezależnie od typu pojazdu, rodzaju wykonywanych przez nie zadań oraz wykorzystanych rzeczywistych warunków pomiarowych.

Literatura

- [1] Abbasi S., Jansson A., Olofsson U., Sellgren U., Particle emissions from rail traffic: a literature review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43, 23, 2211-2244, 2013.
- [2] Alstom, Strona Firmy Alstom, [Online]. Adres: www.alstom.com. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [3] Alstom, Alstom, 2014. [Online]. Adres: <https://www.alstom.com/press-releases-news/2014/9/innotrans2014-alstom-to-develop-a-new-emission-free-train-for-passengers-in-germany>. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [4] Andrzejewski M., Gallas D., Daszkiewicz P., Merkisz-Guranowska A., Stawecka H., The latest technical solutions in rail vehicles drives, *MATEC Web of Conferences*, 118, 00015, 2017.
- [5] Babcock Jr. L.R., A combined pollution index for measurement of total air pollution, *Journal of the Air Pollution Control Association*, 20, 10, 653-659, 1970.
- [6] Bartczak K., Analiza taboru kolejowego w Polsce, *TTS Technika Transportu Szybowego*, 12, 1780-1785, 2015.
- [7] Boguś P., Merkisz J., Metody analizy sygnałów wibroakustycznych w diagnostyce lokomotyw spalinowych, Poznań: Sieć Badawcza Łukasiewicz - Instytut Pojazdów Szybowych "TABOR", 2021.
- [8] Brabb D.C., Vithani A.R., Punwani S.K., Onboard locomotive exhaust emissions measurement, *Proceedings of the ASME 2007 Rail Transportation Division Fall Technical Conference*, Sept. 11-12, 69-75, 2007.
- [9] CE Delft - de Bruyn S., de Vries J., Health costs of air pollution in European cities and the linkage with transport, 2020.
- [10] CE Delft, Ricardo, Infrast, TRT, Planco ISL, PMR, Sustainable transport infrastructure charging and internalisation of transport externalities, 2018.
- [11] Cheng Y.H., Lin Y.L., Liu C.C., Levels of PM10 and PM2.5 in Taipei rapid transit system, *Atmospheric Environment*, 42, 7242-7249, 2008.
- [12] Clark N.N., Kern J.M., Atkinson C.M., Nine R.D., Factors affecting heavy-duty diesel vehicle emissions, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 52, 1, 84-94, 2002.
- [13] Corsmeier U., Imhof D., Kohler M., Kühlwein J., Kurtenbach R., Petrea M., Rosenbohm E., Vogel B., Vogt U., Comparison of measured and model-calculated real-world traffic emissions, *Atmospheric Environment*, 39, 31, 5760-5775, 2005.
- [14] Daham B., Li H., Andrews G.E., Ropkins K., Tate J.E., Bell M.C., Comparison of real world emissions in urban driving for Euro 1-4 vehicles using a PEMS, *SAE Technical Paper*, 2009-01-0941, 2009.
- [15] Dallmann T.R., DeMartini S.J., Kirchstetter T.W., Herndon S.C., Onasch T.B., Wood E.C., Harley R.A., On-road measurement of gas and particle phase pollutant emission factors for individual heavy-duty diesel trucks, *Environmental Science & Technology*, 46, 15, 8511-8518, 2012.
- [16] Daszkiewicz P., Rymaniak Ł., Kamińska M., Issues of emission evaluation of road-rail vehicles in the aspect of current type approval regulations, *Combustion Engines* 178, 3, 269-273, 2019.
- [17] Duckshin P., Younghun Y., Soon-Bark K., Wootae J., Youngmin C., Kiyong L., The effects of operating conditions on particulate matter exhaust from diesel locomotive engines, *Science of The Total Environment*, 419, 76-80, 2012.
- [18] E. C. Goddard, Vacuum tube transportation system, Patent US2511979A, 1950.

- [19] East Japan Railway Company, Development of the world's first fuel cell hybrid railcar, 2006. [Online]. Adres: <https://www.jreast.co.jp/e/press/20060401/>. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [20] EEA, European Environmental Agency data maps, 2017. [Online]. Adres: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/ghg-emissions-by-aggregated-sector-5#tab-dashboard-02>. [Data uzyskania dostępu: 2021].
- [21] EEA, European Environmental Agency data maps, 2017. [Online]. Adres: https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/specific-co2-emissions-per-passenger-3#tab-chart_1EEA. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [22] EEA, European Environmental Agency data maps, 2017. [Online]. Adres: https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/specific-co2-emissions-per-tonne-2#tab-chart_1. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [23] Environmental Protection Agency, Health and environmental effects of Particulate Matter (PM), [Online]. Adres: <https://www.epa.gov/pm-pollution/health-and-environmental-effects-particulate-matter-pm>. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [24] EU European Green Deal, [Online]. Adres: https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_pl. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [25] EUROPEAN COMMISSION Directorate-General for Research and Innovation, Electrification of the transport system - studies and reports, Bruksela, 2017.
- [26] European Environment Agency, Air quality in Europe — 2018 report, Publications Office of the European Union, Luksemburg 2018.
- [27] European Railway Agency, Guide for the application of TSIs, 2007. [Online]. Adres: https://www.era.europa.eu/sites/default/files/activities/docs/tsi-application-guide_en.pdf. [Data uzyskania dostępu: 2021].
- [28] Eurostat, Udział lokomotyw spalinowych i elektrycznych, 2018. [Online]. Adres: https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/rail_eq_locon/default/table?lang=en. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [29] Ford M.D., Delaney K.A., Ling L.J., Erickson T., Clinical Toxicology, WB Saunders Company, 2001.
- [30] Fowler D., Alstom eyes Liverpool hydrogen train trials, The Engineer, 2017. [Online]. Adres: <https://www.theengineer.co.uk/alstom-liverpool-hydrogen-train-trials/>. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [31] Frey H.C., Choi H.W., Kim K., Portable emission measurement system for emissions of passenger rail locomotives, *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*, 2289, 1, 56-63, 2012.
- [32] Fuc P., Rymaniak L., Ziolkowski A., Andrzejewski M., Daszkiewicz P., Pollutant emissions analysis of a hybrid drive bus in a SORT 2 test, *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 421, 4, 2018.
- [33] Gallas D., Andrzejewski M., Daszkiewicz P., Merkiż-Guranowska A., Stawecka H., Metody zmniejszenia uciążliwości środowiskowej pojazdów kolejowych, *Prace Naukowe Politechniki Warszawskiej*, 119, 127-135, 2017.
- [34] Gattuso D., Restuccia A., Transportation: Can we do more with less resources?, *Procedia – Social and Behavioral Sciences*, 111, 1-1276, 2013.
- [35] Gis W., Kruczyński S., Taubert S., Wierzejski A., Studies of energy use by electric buses in SORT tests, *Combustion Engines*, 170, 3, 135-138, 2007.
- [36] Global MRV, Dane techniczne urządzenia Axion R/S+, [Online]. Adres: https://www.globalmrv.com/wp-content/uploads/2021/04/AxionRS_Plus_2019.pdf. [Data uzyskania dostępu: 2021].

- [37] Goldstein M., Carbon monoxide poisoning, *Journal of Emergency Nursing*, 34, 6, 538-542, 2008.
- [38] Graff M., Przemysł transportu szynowego w Polsce, *Technika Transportu Szynowego*, 9, 17-34, 2017.
- [39] Grobelny M., Czy pojazdy szynowo-drogowe zastąpią lokomotywy manewrowe?, Rynek Kolejowy, 2016. [Online]. Adres: <https://www.rynek-kolejowy.pl/mobile/czy-pojazdy-szynowodrogowe-zastapia-lokomotywy-manewrowe-75137.html>. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [40] Grulkowski S., Kędra Z., Koc W., Nowakowski M.J., Drogi Szynowe, Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk 2013.
- [41] Gustafsson M., Air-borne particles from the wheel-rail contact, *Wheel-rail interface handbook*, 550–575, 2009.
- [42] Henry C.R., Satran D., Lindgren B., Adkinson C., Nicholson C.I., Henry T.D., Myocardial Injury and long-term mortality following moderate to severe carbon monoxide poisoning, *Journal of the American Medical Association*, 295, 4, 398-402, 2006.
- [43] Hill L.B., Gooch J., A multicity investigation of exposure to diesel exhaust in multiple commuting modes, Clean Air Task Force Special Report 2007–1, 2010.
- [44] Instytut Kolejnictwa, Ośrodek eksploatacji toru doświadczalnego, [Online]. Adres: <http://www.ikolej.pl/zaklady-laboratoria-i-osrodki/osrodek-eksploatacji-toru-doswiadczalnego>. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [45] International Council on Clean Transportation, Real-driving emissions test procedure for exhaust gas pollutant emissions of cars and light commercial vehicles in Europe,” 2017. [Online]. Adres: https://theicct.org/sites/default/files/publications/EU-RDE_policy-update_Jan2017_vF.pdf. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [46] International Energy Agency, Global Energy Review 2020, 2020.
- [47] Jianbing G., Haibo C., Kaushali D., Junyan C., Dongyao J., „uel economy and exhaust emissions of a diesel vehicle under real traffic conditions, *Energy Science and Engineering*, 8, 5, 1781-1792, 2020.
- [48] Johansson C., Johansson P.A., Particulate matter in the underground of Stockholm, *Atmospheric Environment*, 37, 3-9, 2003.
- [49] K. Europejska, „EUR-Lex, Piąte sprawozdanie w sprawie monitorowania rozwoju rynku przewozów kolejowych – dokument roboczy komisji,” 2016. [Online]. Adres: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=COM:2016:780:FIN>. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [50] Kalescky R., Kraka E., Cremer D., Identification of the strongest bonds in chemistry, *The Journal of Physical Chemistry A*, 117, 36, 8981-8995, 2013.
- [51] Kam W., Cheung K., Daher N., Sioutas C., Particulate matter (PM) concentrations in underground and ground-level rail systems of the Los Angeles Metro, *Atmospheric Environment*, 45, 8, 1506–1516, 2011.
- [52] Kamińska M., Rymaniak Ł., Daszkiewicz P., Lijewski P., Test guidelines for evaluation real driving emission two-way vehicles, *MATEC Web of Conferences* 294, 02009, 2019.
- [53] Kelly F.J., Fussell J.C., Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter, *Atmospheric Environment*, 60, 504-526, 2012.
- [54] Kim K.H., Jahan S.A., Kabir E., Brown R., A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects, *Environment International*, 60, 71-80, 2013.

- [55] Kim K.Y., Kim Y.S., Roh Y.M., Lee C.M., Kim C.N., Spatial distribution of particulate matter (PM10 and PM2.5) in Seoul metropolitan subway stations, *Journal of Hazardous Materials*, 154, 440–443, 2008.
- [56] Komisja Europejska, Clean Mobility: Commission tables proposal on car emissions testing in real driving conditions, 2019. [Online]. Adres: https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/QANDA_19_2850. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [57] Komisja Europejska, Explanatory Memorandum, 2016. [Online]. Adres: [https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=PI_COM:Ares\(2016\)6327594&from=MT](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=PI_COM:Ares(2016)6327594&from=MT). [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [58] Komisja Europejska, Mobility and Transport, 2016. [Online]. Adres: https://ec.europa.eu/transport/facts-fundings/scoreboard/compare/energy-union-innovation/share-electrified-railway_en. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [59] Komisja Europejska, Normy Jakości Powietrza, Komisja Europejska, [Online]. Adres: <https://ec.europa.eu/environment/air/quality/standards.htm>. [Data uzyskania dostępu: 2021].
- [60] Lijewski P., Merkisz J., Exhaust emissions from farm tractors operating in urban areas, *Urban Transport*, 130, 447-453, 2013.
- [61] Marciniak Z., Stawecki W., Pielecha I., Pielecha J., Ekologiczne aspekty spalinowych pojazdów szynowych eksploatowanych na krajowych liniach kolejowych, *Czasopismo Logistyka*, 4, 2010.
- [62] May J., Bosteels D., Favre C., An assessment of emissions from light-duty vehicles using PEMS and chassis dynamometer testing, *SAE International Journal of Engines*, 7, 3, 1326-1335, 2014.
- [63] Merkisz J., „Combustion engines development and real driving emissions, *Journal of KONES*, 21, 2, 209-219, 2014.
- [64] Merkisz J., Lijewski P., Fuc P., Siedlecki M., Ziolkowski A., Development of the methodology of exhaust emissions measurement under RDE (Real Driving Emissions) conditions for non-road mobile machinery (NRMM) vehicles, *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 148, 1, 2016.
- [65] Merkisz J., Lijewski P., Pielecha J., PEMS-based investigations into exhaust emissions from non-road and rail vehicles, *Combustion Engines*, 55, 3, 46-53, 2016.
- [66] Merkisz J., Pielecha J., Conversion of the exhaust emission results obtained from combustion engines of heavy-duty vehicles, *IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering*, 148, 012078, 2016.
- [67] Merkisz J., Rymaniak Ł., Ocena emisji zanieczyszczeń z pojazdów w odniesieniu do CO₂ na podstawie badań autobusów miejskich w rzeczywistych warunkach eksploatacji, *Eksploatacja i Niezawodność*, 19, 4, 522-529, 2017.
- [68] Merkisz J., Rymaniak Ł., Pielecha J., Fuć P., Nowe ujęcie testów toksyczności spalin, *Autobusy: technika, eksploatacja, systemy transportowe*, 18, 281-286, 2017.
- [69] Merkisz-Guranowska A., Stawecka H., Daszkiewicz P., Gallas D., Andrzejewski M., Nowoczesne pojazdy stosowane w pracach manewrowych, *Pojazdy Szynowe*, 4, 1-12, 2016.
- [70] Mezghani M., 4th Business Forum in the MENA Region, w *UITP's Standardized On-Road Test (SORT) cycles for measuring fuel consumption*, 2007.
- [71] Mirowsky J., Hickey C., Horton L., Blaustein M., Galdanes K., Peltier R.E., Chillrud S., Chi Chen L., Ross J., Nadas A., Lippmann M., Gordon T., The effect of particle size, location and season on the toxicity of urban and rural particulate matter, *Inhalation Toxicology*, 25, 13, 747-757, 2013.

- [72] MTU, [Online]. Adres: <https://www.mtu-solutions.com/au/en/stories/rail/railcars/mtu-hybrid-drives-could-make-trains-in-baden-wuerttemberg-greener.html>. [Data uzyskania dostępu: 2021].
- [73] Newag S.A., newag.pl, [Online]. Adres: <https://www.newag.pl/oferta/impuls-2/>. [Data uzyskania dostępu: 2021].
- [74] Nowak M., Rymaniak Ł., Fuć P., Andrzejewski M., Daszkiewicz P., Badania emisji składników gazowych i cząstek stałych lekkiego pojazdu dostawczego w rzeczywistych warunkach eksploatacji, *Bezpieczeństwo i ekologia*, 12, 327-331, 2017.
- [75] ONZ, Adoption of the Paris Agreement FCCC/CP/2015/L.9/Rev.1, ONZ, Paryż, 2015.
- [76] Parlament Europejski i Komisja, Dokument 31997L0068, 2016. [Online]. Adres: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A31997L0068>. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [77] Parlament Europejski i Komisja, Dokument 32004L0026, 2004. [Online]. Adres: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/TXT/?uri=CELEX:32004L0026>. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [78] Pavlovic J., Ciuffo B., Fontaras G., Valverde V., Marotta A., How much difference in type-approval CO2 emissions from passenger cars in Europe can be expected from changing to the new test procedure (NEDC vs. WLTP)?, *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 111, 136-147, 2018.
- [79] Pelkmans L., Debal P., Comparison of on-road emissions with emissions measured on chassis dynamometer test cycles, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 11.4, 233-241, 2006.
- [80] People's Daily Online, CPC News, 2010. [Online]. Adres: <http://en.people.cn/90001/90776/90882/7215009.html>. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [81] Pielecha I., Cieslik W., Szalek A., Impact of combustion engine operating conditions on energy flow in hybrid drives in RDC tests, *SAE Technical Paper*, 2020-01-2251, 2020.
- [82] Pielecha J., Merkisz-Guranowska A., Andrzejewski M., Daszkiewicz P., Stawecka H., Aspekty ekologiczne zastosowania pojazdów szynowo-drogowych w pracach manewrowych, *Pojazdy Szynowe*, 1, 1-8, 2016.
- [83] Pielecha J., Merkisz-Guranowska A., Jacyna-Gołda J., A new ecological research: real driving emissions, *Journal of KONES*, 21, 2, 259-265, 2014.
- [84] Pokropiński B., Lokomotywa spalinowa typu 6D (Ls800E), 1 red., Warszawa: Wydawnictwa Komunikacji i Łączności, 2009, 96-109.
- [85] Polskie Linie Kolejowe, Mapa Interaktywna Linii Kolejowych, PKP, [Online]. Adres: <http://mapa.plk-sa.pl/>. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [86] Raczyński J., Problemy modernizacji i restrukturyzacji parku taborowego trakcyjnego w Europie i Polsce, *TTS Technika Transportu Szynowego*, 11, 15-21, 2004.
- [87] Raport Kolejowy, 2020. [Online]. Adres: <https://raportkolejowy.pl/>. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [88] Rhys-Tyler G.A., Bell M.C., Toward reconciling instantaneous roadside measurements of light duty vehicle exhaust emissions with type approval driving cycles, *Environmental Science & Technology*, 46, 19, 10532–10538, 2012.
- [89] Ritchie H., Roser M., CO₂ and greenhouse gas emissions, Our World in Data, 2020. [Online]. Adres: <https://ourworldindata.org/co2-and-other-greenhouse-gas-emissions>. [Data uzyskania dostępu: 2020].

- [90] Rizvi S.F.J., Miran S., Azam M., Arif W., Wasif M., Garcia H.P., Numerical Analysis of a Liquid Nitrogen (LN₂) Engine for Efficient Energy Conversion, *ACS omega*, 6, 24, 15663-15673, 2021.
- [91] Rymaniak Ł., Daszkiewicz P., Merkisz J., Bolzhelarskyi Y.V., Method of determining the locomotive engine specific fuel consumption based on its operating conditions, *AIP Conference Proceedings*, 2076, 1, 2019.
- [92] Rymaniak Ł., Merkisz J., Szymlet N., Kamińska M., Weymann S. Use of emission indicators related to CO₂ emissions in the ecological assessment of an agricultural tractor. *Maintenance and Reliability*, 23, 4, 2021.
- [93] Schwab K., The Global Competitiveness Report 2018, 2018.
- [94] Sensors Inc., SEMTECH EFM, [Online]. Adres: <http://www.sensors-inc.com/Products/SEMTECH/EFM> [Data uzyskania dostępu: 2021].
- [95] Sensors Inc., Specyfikacje techniczne urządzenia SEMTECH DS, [Online]. Adres: <https://d3pcsg2wj9izr.cloudfront.net/files/28865/download/302428/1.SEMTECH-DS-GaseousPortableEmissionsMeasurementSystem%E2%80%93Brochure.pdf>. [Data uzyskania dostępu: 2021].
- [96] Seshagiri B., Exposure to diesel exhaust emissions on board locomotives, *AIHA Journal*, 64, 5, 678-683, 2003.
- [97] Siemens, Siemens, [Online]. Adres: <https://www.mobility.siemens.com/global/en/portfolio/rail/rolling-stock/commuter-and-regional-trains/hybrid-drive-systems/mireo-plus-h.html>. [Data uzyskania dostępu: 2021].
- [98] Sjöstedt S., Particle measurements at the Liseberg station, University of Gothenburg, Environmental Science, 2005.
- [99] Smith O.I., Fundamentals of soot formation in flames with application to diesel engine particulate emissions, *Progress in Energy and Combustion Science*, 7, 4, 275-291, 1981.
- [100] Sopena D., I Rail Technological Forum for Internationalization, 2011. [Online]. Adres: https://www.vialibre-ffe.com/pdf/Tranvia_hidrogeno_Feve.pdf. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [101] Światowa Organizacja Zdrowia (WHO), Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease, Genewa: WHO Document Production Services, 2016.
- [102] Tang N.W., Apte J.S., Martien P.T., Kirchstetter T.W., Measurement of black carbon emissions from in-use diesel-electric passenger locomotives in California, *Atmospheric Environment*, 115, 295-303, 2015.
- [103] Toshiba, Oferta napędów hybrydowych, [Online]. Adres: <https://www.toshiba.co.jp/infrastructure/en/railway/solution-product/locomotives/hybrid.htm>. [Data uzyskania dostępu: 2021].
- [104] U.S. Environmental Protection Agency, Integrated Science Assessment (ISA) for Oxides of Nitrogen – Health Criteria, EPA/600/R-15/068, Waszyngton, 2016.
- [105] Überall A., Otte R., Eilts P., Krahl J., A literature research about particle emissions from engines with direct gasoline injection and the potential to reduce these emissions, *Fuel*, 147, 203-207, 2015.
- [106] Urząd Transportu Kolejowego, Sprawozdanie z funkcjonowania rynku transportu kolejowego w 2017 r., 2018.
- [107] Urząd Transportu Kolejowego, Tabor kolejowy przewoźników towarowych – stan obecny i plany do 2023, Warszawa, 2018.
- [108] Urząd Transportu Kolejowego, Wykaz pojazdów kolejowych zarejestrowanych w Polsce – aktualizacja, 2019.

- [109] Virgin Hyperloop, [Online]. Adres: <https://virginhyperloop.com/>. [Data uzyskania dostępu: 2021].
- [110] Watson H.C., Milkins E.E., Preston M.O., Chittleborough C., Alimoradian B., Predicting Fuel Consumption and Emissions –Transferring Chassis Dynamometer Results to Real Driving Conditions, *SAE Transactions*, 92, 2, 188-211, 1983.
- [111] Wiadomości UE, COP24: EU and allies in breakthrough agreement to step up ambition, 2018. [Online]. Adres: https://ec.europa.eu/clima/news/cop24-eu-and-allies-breakthrough-agreement-step-ambition_en. [Data uzyskania dostępu: 2020].
- [112] Wu L., Wang R., Carbon Monoxide: endogenous production, physiological functions, and pharmacological applications, *Pharmacological Reviews*, 57, 4, 585-630, 2005.
- [113] Zavala M., Herndon S.C., Wood E.C., Jayne J.T., Nelson D.D., Trimborn A.M., Dunlea E., Knighton W.B., Mendoza A., Allen D.T., Kolb C.E., Molina M.J., Molina L.T., Comparison of emissions from on-road sources using a mobile laboratory under various driving and operational sampling modes, *Atmos. Chem. Phys.*, 9, 1, 1-14, 2009.
- [114] Zwierzchowski J., Design type air engine Di Pietro, *The European Physical Journal Conferences*, 143, 2017.