



POLITECHNIKA POZNAŃSKA
Wydział Inżynierii Lądowej i Transportu



ROZPRAWA DOKTORSKA

mgr inż. **Borys ADAMIAK**

**Ocena mobilnych systemów badania emisji spalin
w warunkach laboratoryjnych
na hamowni podwoziowej**

Promotor: prof. dr hab. inż. **Jerzy MERKISZ**
Promotor pomocniczy: dr inż. **Andrzej SZCZOTKA**

Poznań 2024

Spis treści

| | |
|---|------------|
| Streszczenie..... | 3 |
| Abstract | 4 |
| Wykaz ważniejszych skrótów i oznaczeń | 5 |
| Definicje..... | 7 |
| 1. Wprowadzenie..... | 8 |
| 2. Analiza aktualnego stanu wiedzy i techniki z zakresu pracy | 9 |
| 2.1. Przegląd aktów prawnych dotyczących badania emisji związków szkodliwych spalin..... | 9 |
| 2.2. Istota badań emisji spalin w rzeczywistych warunkach jazdy | 17 |
| 2.3. Metody badań laboratoryjnych emisji związków szkodliwych z wykorzystaniem hamowni podwoziowej..... | 20 |
| 2.3.1. Badania emisji spalin | 20 |
| 2.3.2. Analizatory spalin wykorzystywane w systemach laboratoryjnych..... | 21 |
| 2.4. Metody badań emisji związków szkodliwych w warunkach rzeczywistych z wykorzystaniem systemu mobilnego..... | 29 |
| 2.4.1. Charakterystyka wykonywanych pomiarów | 29 |
| 2.4.2. Analizatory spalin wykorzystywane w systemach mobilnych | 30 |
| 3. Cel, problem i hipoteza badawcza | 35 |
| 4. Metodyka badań własnych | 38 |
| 4.1. Obiekty analiz..... | 38 |
| 4.2. Aparatura wykorzystana do badań laboratoryjnych | 39 |
| 4.3. Aparatura wykorzystana do badań mobilnych | 45 |
| 4.4. Porównanie systemów pomiarowych | 45 |
| 4.5. Metodyka badań | 47 |
| 5. Wyniki i ich analiza..... | 49 |
| 5.1. Ocena porównawcza wykorzystywanych do analiz systemów laboratoryjnych | 49 |
| 5.2. Wyniki badań własnych | 56 |
| 5.2.1. Informacje wstępne | 56 |
| 5.2.2. System laboratoryjny nr 1 | 57 |
| 5.2.3. System laboratoryjny nr 2 | 76 |
| 5.2.4. System mobilny A..... | 96 |
| 5.2.5. System mobilny B..... | 107 |
| 5.2.6. Analizy porównawcze systemów mobilnych..... | 118 |
| 6. Podsumowanie i wnioski..... | 132 |
| 6.1. Podsumowanie..... | 132 |
| 6.2. Wnioski ogólne..... | 133 |
| 6.3. Wnioski szczegółowe | 134 |
| 6.4. Wnioski merytoryczne | 135 |
| 6.5. Wnioski perspektywiczne, kierunki dalszych działań..... | 136 |
| Literatura..... | 137 |

Streszczenie

Dysertacja obejmuje zagadnienia badań emisji spalin z wykorzystaniem różnych systemów pomiarowych w warunkach laboratoryjnych. Na wstępie dokonano analizy aktualnego stanu wiedzy i techniki w zakresie podjętej problematyki. Omówiono przepisy dotyczące wyznaczania emisji drogowej związków szkodliwych w spalinach. Szczególną uwagę zwrócono na rozwój tych przepisów oraz zmiany wprowadzane na przestrzeni lat począwszy od normy Euro 1, a skończywszy na obowiązującej obecnie normie Euro 6e. Dodatkowo opisano normę Euro 7, która ma zastąpić normę Euro 6e. Dokonano przeglądu i scharakteryzowano również metody pomiarów emisji drogowej związków szkodliwych z samochodów w warunkach laboratoryjnych podczas badań na hamowni podwoziowej oraz w warunkach rzeczywistych na drodze z wykorzystaniem mobilnego systemu do wyznaczania emisji spalin.

Zasadniczy cel pracy, w kontekście wniosków płynących z przeprowadzonej analizy literatury i stanu wiedzy i techniki, stanowiła ocena mobilnych systemów pomiarów emisji spalin w warunkach laboratoryjnych na hamowni podwoziowej. Obowiązujące przepisy dotyczące homologacji samochodów i pojazdów wymuszają wykonanie badania w rzeczywistych warunkach jazdy RDE w celu uzyskania homologacji dla danego typu samochodów lub pojazdów.

W badaniach własnych wykorzystano cztery systemy do pomiaru emisji spalin – dwa systemy laboratoryjne wykorzystujące hamownie podwoziowe do symulacji drogi oraz dwa systemy mobilne. Systemy różniły się nie tylko budową, ale również wykorzystywały różne metody pomiarowe poszczególnych składników szkodliwych w spalinach. Podczas prowadzonych badań skupiono się przede wszystkim na ocenie emisji drogowej węglowodorów (THC), tlenku węgla (CO), tlenków azotów (NO_x), dwutlenku węgla (CO₂) oraz liczby drogowej cząstek stałych (PN). W celu zwiększenia dokładności pomiarów wszystkie testy były wykonane przez tego samego doświadczonego kierowcę, a samochód był kondycjonowany przed każdym pomiarem w odpowiedniej temperaturze, która zależała od typu testu (WLTC lub ATCT). Wyniki z systemów laboratoryjnych stanowiły wartości odniesienia ze względu na swoją dużą dokładność pomiarową i powtarzalność.

Otrzymane wyniki badań wykazały, że systemy mobilne do pomiarów związków szkodliwych w spalinach pozwalają na przeprowadzenie dokładnych pomiarów, a największe różnice w uzyskiwanych rezultatach wynikają z innych metod pomiarowych, wykorzystywanych przez systemy mobilne w porównaniu do systemów laboratoryjnych.

Evaluation of mobile exhaust testing investigation systems in laboratory conditions on a chassis dynamometer

Abstract

The main aim of the work was to exhaust emission testing using various measurement systems in laboratory conditions. At the beginning, an analysis was made of the current state of knowledge and technology in the field of the discussed issue. The regulations regarding the measurement of emissions of harmful compounds in exhaust gases were discussed. Particular attention was paid to the development of these regulations and changes introduced over the years, starting from the Euro 1 standard and ending with the currently applicable Euro 6e standard. Additionally, the Euro 7 standard is described, which is to replace the Euro 6e standard. The methods of testing the emissions of harmful compounds from cars in laboratory conditions during tests on a chassis dynamometer and in real conditions on the road using a mobile emission measurement system were also reviewed and characterized.

The work included, in the context of the conclusions drawn from the analysis of the literature and the state of knowledge and technology, was the evaluation of mobile exhaust emission measurement systems in laboratory conditions on a chassis dynamometer. The applicable regulations regarding the approval of cars and vehicles require testing in real driving conditions RDE in order to obtain approval for a given type of cars or vehicles.

Four systems for measuring exhaust emissions were used in our own research – two laboratory systems using chassis dynamometers to simulate the road and two mobile systems. The systems differed not only in structure, but also used different methods of measuring individual harmful components in exhaust gases. The research focused primarily on assessing the emissions of hydrocarbons (THC), carbon monoxide (CO), nitrogen oxides (NO_x), carbon dioxide (CO₂) and the number of particulate matter (PN). In order to increase the accuracy of the measurements, all tests were performed by the same experienced driver, and the car was conditioned before each measurement at an appropriate temperature, which depended on the type of test (WLTC or ATCT). The results from the laboratory systems served as reference values due to their high measurement accuracy and repeatability.

The obtained test results showed that mobile systems for measuring harmful compounds in exhaust gases allow for accurate measurements, and the largest differences in the results are from different measurement methods used by mobile systems compared to laboratory systems.

Wykaz ważniejszych skrótów i oznaczeń

| | |
|-------|---|
| ATCT | <i>Ambient Temperature Correction Test</i> – test korekcji temperatury otoczenia |
| CAFE | <i>Clean Air For Europe</i> – program UE „Czyste powietrze dla Europy” |
| CF | <i>Conformity Factor</i> – współczynnik zgodności |
| CI | <i>Compression Ignition</i> – zapłon samoczynny |
| CLD | <i>Chemiluminescence Detector</i> – analizator chemiluminescencyjny |
| COP | <i>Conformity of Production</i> – zgodność produkcji |
| CPC | <i>Condensation Particle Counter</i> – kondensacyjny licznik cząstek stałych (PEMS B) |
| CVS | <i>Constans Volume Sampler</i> – próbnik stałej objętości |
| DSP | <i>Digital Signal Processing</i> – cyfrowe przetwarzanie sygnałów |
| DUV | <i>Deep Ultraviolet</i> – głębokie promieniowanie ultrafioletowe (o częstotliwości mniejszej niż 300 nm) |
| ECE | test zużycia paliwa w teście miejskim |
| EFM | <i>Exhaust Flow Meter</i> – przepływomierz spalin |
| ELD | <i>Electrodeless Discharge Lamp</i> – bezelektrodowa lampa wyładowcza |
| EOBD | <i>European On-Board Diagnostic</i> – europejski system diagnostyki pokładowej |
| EPEFE | <i>European Programme on Emissions, Fuels and Engine Technology</i> – europejski program dotyczący emisji, paliw i technologii silników |
| ET | <i>Evaporation Tube</i> – rurka do odparowania |
| EUDC | <i>Extra Urban Driving Cycle</i> – test jazdy pozamiejskiej |
| FCM | <i>Fuel Consumption Monitoring</i> – monitorowanie zużycia paliwa |
| FID | <i>Flame Ionization Detector</i> – detektor płomieniowo-jonizacyjny |
| GDI | <i>Gasoline Direct Injection</i> – bezpośredni wtrysk paliwa |
| HDV | <i>Heavy Duty Vehicle</i> – pojazd ciężarowy |
| IR | <i>Infrared</i> – podczerwień |
| ISC | <i>In-service Conformity</i> – zgodność eksploatacyjna |
| JRC | <i>Joint Research Centre</i> – Wspólnotowe Centrum Badawcze |
| LDV | <i>Light Duty Vehicle</i> – pojazd lekki |
| Lab 1 | hamownia podwoziowa 1 |
| Lab 2 | hamownia podwoziowa 2 |
| M1 | pojazdy do przewozu osób mające nie więcej niż osiem miejsc poza siedzeniem kierowcy |
| M2 | pojazdy do przewozu osób o liczbie miejsc siedzących większej niż 9 i masie większej niż 5 Mg |
| MFC | <i>Mass Flow Controller</i> – regulator przepływu masowego |
| MFM | <i>Mass Flow Meter</i> – miernik przepływu masy |
| N1 | pojazd do przewozu ładunków o maksymalnej masie całkowitej 3,5 Mg |
| N2 | pojazd do przewozu ładunków o maksymalnej masie całkowitej (3,5 – 12) Mg |
| N3 | pojazd do przewozu ładunków o maksymalnej masie całkowitej prze- |

| | |
|------|--|
| | kraczącej 12 Mg |
| NDIR | <i>Nondispersive Infrared</i> – niedispersyjny czujnik podczerwieni |
| NDUV | <i>Nondispersive Ultra Violet Spectroscopy</i> – niedispersyjny analizator ultrafioletu |
| NEDC | <i>New European Driving Cycle</i> – homologacyjny test badawczy przeznaczony do pomiaru pojazdów PC |
| NRMM | <i>Non-Road Mobile Machinery</i> – maszyny mobilne nieporuszające się po drogach |
| OBM | <i>On-Board Monitoring System</i> – system monitorowania emisji spalin |
| OEM | <i>Original Equipment Manufacturer</i> – producent oryginalnego wyposażenia |
| PEMS | <i>Portable Emissions Measurement System</i> – mobilny system do badań emisji spalin |
| PN | <i>Particulate Number</i> – liczba cząstek stałych |
| PNC | <i>Particulate Number Counter</i> – licznik cząstek stałych (PEMS A) |
| RDE | <i>Real Driving Emissions</i> – wytyczne do badań emisji w rzeczywistych warunkach eksploatacji |
| THC | <i>Total Hydrocarbons</i> – całkowite węglowodory |
| SHED | <i>Sealed Housing for Evaporative Determination</i> – uszczelniona komora do oznaczania parowania |
| SI | <i>Spark Ignition</i> – zapłon iskrowy |
| TCMV | <i>Technical Committee on Motor Vehicles</i> – Komitet Techniczny ds. Pojazdów Silnikowych |
| UDC | <i>Urban Driving Cycles</i> – test jazdy miejskiej |
| WLTC | <i>Worldwide Harmonized Light Vehicles Test Cycles</i> – światowe zharmonizowane testy do badania pojazdów lekkich |
| WLTP | <i>Worldwide Harmonized Light Vehicles Test Procedure</i> – światowa zharmonizowana procedura badania pojazdów lekkich |
| WMTC | <i>World Motorcycle Test Cycle</i> – światowy test testów motocykli |
| ZI | zapłon iskrowy |
| ZS | zapłon samoczynny |

Definicje

| | |
|----------------|---|
| Zimny rozruch | <i>Cold start</i> – oznacza rozruch, przy którym silnik ma temperatury cieczy chłodzącej, oleju smarującego i reaktora katalitycznego takie same jak temperatura otoczenia (w laboratorium $\approx 23^{\circ}\text{C}$) |
| Ciepły rozruch | <i>Warm start</i> – oznacza rozruch, przy którym silnik ma temperaturę cieczy chłodzącej i oleju ponad 85°C , a reaktor katalityczny temperaturę powyżej <i>light-off</i> |

KOMENTARZ Z powodów programowych na rysunkach liczba cząstek stałych jest oznaczana [# / km] zamiast [1 / km], a natężenie liczby cząstek stałych jest oznaczane [# / s] zamiast [1 / s] – jest to problem oryginalnego komercyjnego oprogramowania.

W badaniach własnych pod pojęciem „emisja” jest rozumiana „emisja drogowa” w [g / km] lub w [mg / km] – jest to problem oryginalnego komercyjnego oprogramowania.

1. Wprowadzenie

Przez ostatnie dwie dekady ochrona środowiska naturalnego nabrała na całym świecie ogromnego znaczenia. Dbłość o otoczenie jest bardzo ważna, gdyż wszystko co szkodzi środowisku naturalnemu, szkodzi również ludziom. Jednym z kluczowych czynników mogących polepszyć warunki życia jest poprawa jakości powietrza. Ma ono bardzo duży wpływ na zdrowie i samopoczucie każdego człowieka.

Niezwykłe dynamiczny rozwój technologii oraz przemysłu przyczynił się również do większej potrzeby przemieszczania się oraz bycia bardziej mobilnym, a co za tym idzie – zwiększyła się liczba pojazdów (LDV i HDV). Z powodu nieustannie rosnącej liczby eksploatowanych samochodów oraz chęci poprawy jakości powietrza, światowe oraz europejskie komisje wprowadzają normy emisji spalin, które w ostatnich latach stały się bardzo rygorystyczne. Każdy nowo wyprodukowany samochód musi spełniać normy obowiązujące w danym obszarze. W Europie wiążące są normy emisji spalin regulowane przez dyrektywy i rozporządzenia europejskie. Od stycznia 2021 r. obowiązywał standard emisji spalin Euro 6d ISC-FCM, który został zastąpiony 5 lipca 2022 r. standardem Euro 6e. Unia Europejska chce osiągnąć neutralność klimatyczną do 2050 r., co wymaga wprowadzania jeszcze bardziej zaostrzonych norm. Kolejnym krokiem ma być wprowadzenie jeszcze bardziej wymagającej normy emisji spalin Euro 7 [108].

Wprowadzanie coraz bardziej restrykcyjnych norm zmusiło producentów samochodów do ciągłego ulepszania procesu spalania paliwa w silniku, wprowadzania skomplikowanych układów oczyszczania emisji spalin, wyposażania samochodów w hybrydowe układy napędowe oraz elektryfikacji niektórych modeli. Jednak większość produkowanych samochodów na świecie jest wyposażona w silniki spalinowe, dlatego normy emisji spalin są coraz bardziej rygorystyczne. Początkowo badania były przeprowadzane na hamowniach silnikowych, gdzie sprawdzano emisje szkodliwych związków w spalinach z samego silnika, następnie samochody badano na hamowniach podwoziowych, z wykorzystaniem laboratoryjnych analizatorów spalin. Na hamowniach podwoziowych początkowo samochody badano w teście łączącym testy UDC i EUDC, który powstał w 1970 r., a ostateczną formę przybrał w 2000 r. jako test jezdny NEDC. Test NEDC został zastąpiony testem WLTC, który obowiązuje do dziś. Przez wiele lat samochody były badane wyłącznie w warunkach laboratoryjnych, jednak wyniki z badań w warunkach laboratoryjnych nie do końca miały odzwierciedlenie w codziennej eksploatacji samochodów na drogach, więc wraz z wprowadzaniem we wrześniu 2019 r. europejskiej normy emisji spalin Euro 6d-TEMP emisja spalin z samochodu musi być badana również podczas jazdy, w teście drogowym. Oznacza to, że każdy nowo zarejestrowany samochód musi spełniać normy emisji spalin także w warunkach rzeczywistej eksploatacji. Badania te odbywają się na publicznych drogach z wykorzystaniem mobilnego systemu do pomiaru emisji spalin PEMS (*Portable Emissions Measurement System*). Mają one na celu badanie emisji związków szkodliwych spalin: tlenku węgla, tlenków azotu, dwutlenku węgla oraz liczby cząstek stałych (*Particle Number*) zgodnie z rozporządzeniem dotyczącym badań RDE (*Real Driving Emissions*), w normalnych warunkach jazdy dla samochodów osobowych [103].

W związku z powyższym jako zasadne uznano dokonanie oceny mobilnych systemów pomiarów emisji spalin w warunkach laboratoryjnych na hamowni podwoziowej.

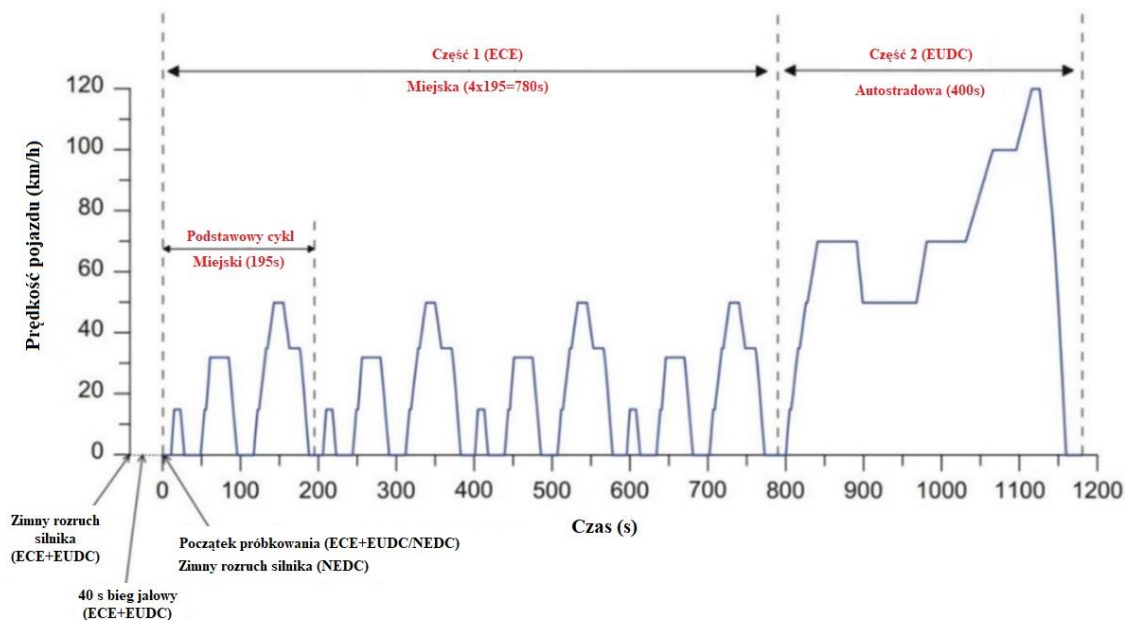
2. Analiza aktualnego stanu wiedzy i techniki z zakresu pracy

2.1. Przegląd aktów prawnych dotyczących badania emisji związków szkodliwych spalin

Normy emisji spalin w Unii Europejskiej (UE) dla pojazdów lekkich LDV (*Light Duty Vehicle*) i pojazdów ciężkich HDV (*Heavy Duty Vehicle*) stają się coraz bardziej rygorystyczne od 1993 r., odpowiednio od normy Euro 1 do 6 oraz od Euro I do Euro VI. Limity emisji drogowej dla pojazdów lekkich oraz emisji jednostkowej dla pojazdów ciężkich węglowodorów, tlenku węgla, tlenków azotu i cząstek stałych nie tylko zostały radykalnie zmniejszone, ale także dodano do wymaganych analiz testy jazdy w niskich temperaturach, pomiar liczby drogowej i liczby jednostkowe cząstek stałych, badanie emisji dwutlenku węgla oraz badanie emisji spalin w rzeczywistych warunkach eksploatacji. Przez ponad dwie dekady pojazdy LDV były testowane tylko na hamowni podwoziowej w określonych testach jazdy, w których wartości prędkości pojazdu są funkcją czasu. Na hamowni podwoziowej warunki testowe są kontrolowane, a emisje spalin badane za pomocą laboratoryjnych systemów pomiarowych. W przypadku pojazdów ciężkich badania polegały na badaniu emisji związków szkodliwych w spalinach z samego silnika, zamontowanego na hamowni silnikowej. W ostatnich latach wdrożono testy w rzeczywistych warunkach jazdy (RDE) lub w rzeczywistych warunkach pracy dla pojazdów poza-drogowych NRMM. Testy RDE wykorzystują przenośne systemy do pomiaru emisji spalin PEMS zamontowane w pojeździe, w celu pomiaru emisji z układu wylotowego, gdy pojazd porusza się po drogach lub wykonuje pracę [1, 4].

W krajach europejskich kontrola emisji związków szkodliwych w spalinach samochodów rozpoczęła się w 1970 r. wydaniem Dyrektywy 70/220/EEC z dnia 6.04.1970 r., w której zostały określone limity dla pojazdów samochodowych. Przez kolejne lata prowadzone badania przyczyniły się do modyfikacji tej dyrektywy, które zaostrzały jej wymagania. Pierwsze przepisy zostały przyjęte przez Niemcy i Francję, które były inspirowane przepisami amerykańskimi. Presja opinii publicznej w latach 80. XX wieku w niektórych państwach członkowskich, wymagała podjęcia intensywniejszych działań w celu rozwiązania problemów z coraz większym zanieczyszczeniem powietrza. Pomimo sprzeciwu niektórych państw członkowskich, w 1984 r. została złożona propozycja zaostrzenia norm przez Komisję Europejską. W 1989 r. przyjęto dyrektywę 89/458/EWG, która zawierała bardziej rygorystyczne normy dotyczące emisji tlenku węgla, węglowodorów i tlenków azotu. Przyjęte w 1990 r. nowe standardy miały obowiązywać od 1992 r. dla wszystkich nowo produkowanych modeli samochodów, które musiały spełniać normę emisji spalin Euro 1 opisywaną w dyrektywie numer 91/441/EEC. Dalsze zmiany norm dotyczyły w szczególności zastosowania „czystszych” paliw (dyrektywa 98/69/WE), jak również uwzględnienie w badaniach zimnego rozruch oraz wymuszały stosowanie diagnostyki pokładowej. Do 1996 r. obowiązywała dyrektywa 94/12/EC z dnia 23.03.1994 r., która została zmieniona przez nową dyrektywę 96/69/EC, wprowadzającą limity związków szkodliwych spalin Euro 2. Po przyjęciu norm 94/12/EC i 96/69/EC przez Unię Europejską rozpoczęto dalsze prace związane z przygotowaniem nowych przepisów na lata 2000-2005. Artykuł 4 dyrektywy 94/12/EC zobowiązywał Komisję Europejską do zaproponowania nowych norm emisji spalin i wdrożenia ich od 2000 r., na podstawie globalnej oceny kosz-

tów i skuteczności wszystkich uregulowań skierowanych na zmniejszenie zanieczyszczenia spowodowanego ruchem pojazdów po drogach, łącznie z uregulowaniami dotyczącymi polepszenia jakości paliwa i kontroli samochodów w eksploatacji. Komisja Europejska zrealizowała programy, mające na celu poprawę jakości powietrza, skupiające się również na technologii paliw i silników (program Auto/Oil) oraz projekt szacujący koszty zewnętrzne zanieczyszczenia atmosferycznego, spowodowanego przez pojazdy samochodowe. Osobno przez przemysł samochodowy i naftowy był realizowany europejski program EPEFE (*European Programme on Emissions, Fuels and Engine Technology*), który miał na celu sprawdzenie rozwiązań możliwych do zastosowania w produkcji samochodów spełniających przyszłe wymagania oraz przy produkcji paliw dla ich zasilania [106]. W 2001 r. został przyjęty program „Czyste powietrze dla Europy”, którego celem było opracowanie długoterminowego, strategicznego i zintegrowanego doradztwa w celu ochrony przed znaczącymi negatywnymi skutkami zanieczyszczenia powietrza [105]. Na podstawie przeprowadzonych badań w ramach ww. programów przygotowano nowe propozycje przepisów obowiązujących do 2000 do 2005 r., z zamiarem prowadzenia dalszych badań w celu poprawy jakości powietrza przez zaostrzenie przepisów dotyczących norm emisji spalin. Od 2000 r. obowiązywała Dyrektywa 98/69/EC (Euro 3), która była uzupełniana przez kolejne Dyrektywy 1999/102/EC, 2001/1/EC, 2001/100/EC, 2002/80/EC i 2003/76/EC. Najważniejszą zmianą w regulacjach dotyczących emisji spalin wprowadzoną w 2000 r. wraz z normą Euro 3 była zmiana testu jezdnyego polegająca na usunięciu 40-sekundowej fazy wstępnej testu, kiedy po rozruchu zimnego silnika pracuje on na biegu jałowym oraz nowe limity emisji spalin. Do 2000 r. obowiązywał test jezdny ECE (testy UDC i EUDC), który został zastąpiony przez test NEDC (rysunek 2.1) [5, 6, 7].



Rys. 2.1. Przebieg prędkości jako funkcja czasu dla testu NEDC [12]

Dodatkowo w 1998 r. osiągnięto porozumienie w sprawie zmniejszenia średniej emisji drogowej dwutlenku węgla ze wszystkich nowo wyprodukowanych samochodów, tak aby do 2008 r. ta emisja drogowa nie przekroczyła 140 g/km [6]. Dyrektywa 1999/94/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 13 grudnia 1999 r. wprowadziła obowiązek etykietowania nowo sprzedawanych samochodów, w której miała zawierać się informacja nt.

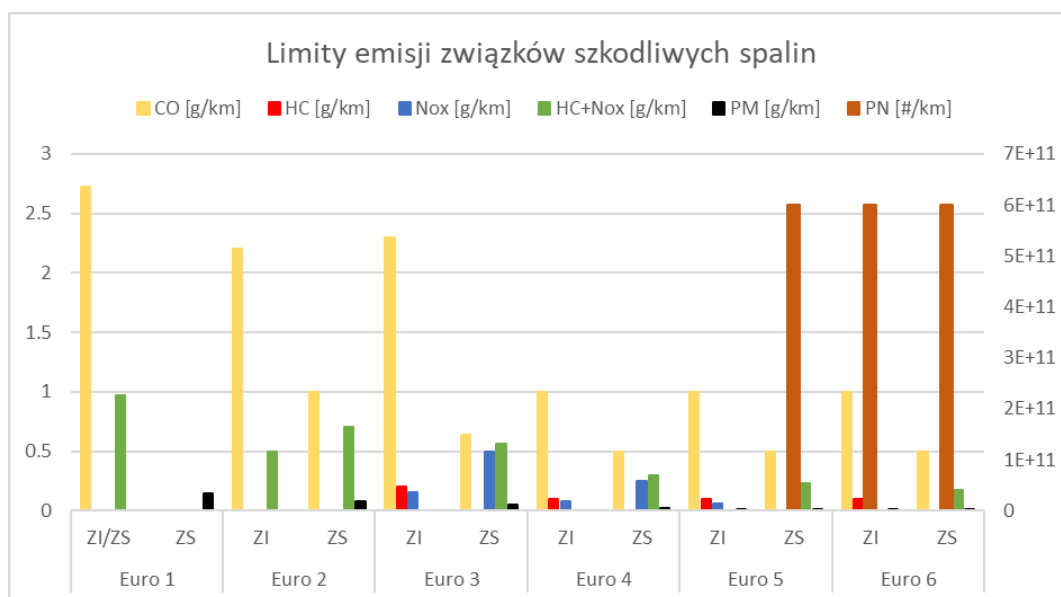
eksploatacyjnego zużycia paliwa i emisji drogowej dwutlenku węgla ustalona zgodnie ze zharmonizowanymi normami i metodami ustanowionymi w Dyrektywie Rady 80/1268/EWG z dnia 16 grudnia 1980 r. w sprawie zbliżenia ustawodawstw Państw Członkowskich odnoszących się do zużycia paliwa w pojazdach silnikowych. W 2005 r. wprowadzona została norma Euro 4. Prócz zmiany testu jezdny od 2000 r. wprowadzono następujące zmiany oraz ograniczenia dla pojazdów o masie całkowitej mniejszej niż 3,5 Mg [11]:

- oddzielne limity emisji drogowej dla węglowodorów i tlenków azotu,
- zmniejszenie emisji drogowej dla węglowodorów i tlenków azotu o 40% dla normy Euro 3 oraz dalsze zmniejszenie limitów emisji drogowej dla tych składników o 50% dla normy Euro 4,
- badanie emisji tlenu węgla, węglowodorów i tlenków azotu z całości spalin wyemitowanych z silnika,
- warunek trwałości wyposażenia zmniejszającego emisję przez minimum 80 000 km lub 5 lat dla normy Euro 3, i zwiększenie tego przebiegu do 100 000 km w normie Euro 4,
- diagnostyka działania urządzeń nadzorujących emisję spalin (EOBD), dla samochodów wyposażonych w silniki o zapłonie iskrowym od 2000 r., a od 2003 r. wyposażonych w silniki o zapłonie samoczynnym,
- nowy test parowania VT-SHED,
- nowe normy jakości paliwa, zmniejszanie zawartość siarki i związków aromatycznych w benzynie,
- dla samochodów wyposażonych w silniki o zapłonie iskrowym wprowadzono obowiązek badania emisji drogowej tlenu węgla (limit 15 g/km) i węglowodorów (limit 1,8 g/km) w teście UDC w temperaturze -7°C [9, 10].

W 2009 r., norma Euro 5 zastąpiła Euro 4, wprowadzono również obowiązkowe normy emisji drogowej dwutlenku węgla dla wszystkich nowych samochodów osobowych zgodnie z rozporządzeniem 443/2009/WE, które ustanowiły cel na 2015 r. wynoszący 130 g/km dla średniej floty wszystkich producentów pojazdów. Poszczególnym producentom zezwolono na większą lub mniejszą emisję drogową dwutlenku węgla, w zależności od średniej masy pojazdów ich floty. Im większa średnia masa samochodów danego producenta, tym większy limit emisji drogowej dwutlenku węgla. Najważniejsze zmiany dotyczące wprowadzenia normy Euro 5 to:

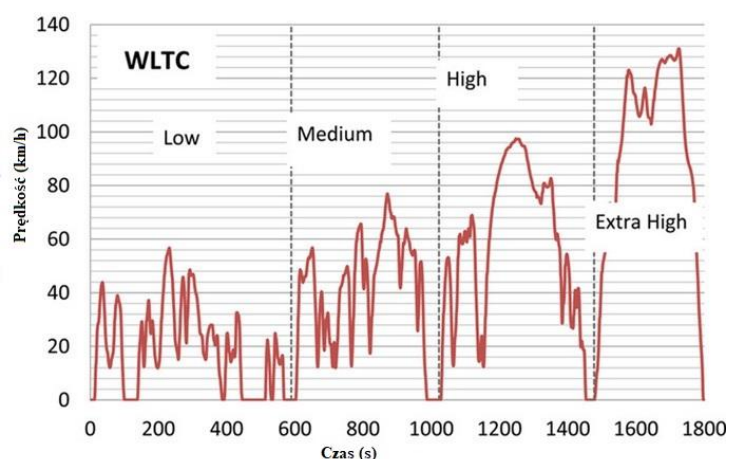
- ograniczenie emisji drogowej tlenków azotu o 25% do poziomu 0,06 g/km dla samochodów wyposażonych w silnik o zapłonie iskrowym,
- wprowadzenie limitów emisji drogowej cząstek stałych na poziomie 0,005 g/km dla samochodów wyposażonych w silnik o zapłonie iskrowym z bezpośrednim wtryskiem paliwa GDI (*Gasoline Direct Injection*),
- ograniczenie emisji drogowej tlenków azotu z poziomu 0,25 g/km do 0,18 g/km dla samochodów wyposażonych w silnik o zapłonie samoczynnym,
- wprowadzenie limitu emisji drogowej cząstek stałych 0,005 g/km oraz dodatkowo wprowadzenie limitu liczby drogowej cząstek stałych, który wynosi $6,0 \cdot 10^{11}$ 1/km dla samochodów z silnikami o zapłonie samoczynnym [9, 10].

Pod koniec 2013 r. Parlament Europejski i Rada UE uzgodniła dalsze propozycje dotyczące docelowych poziomów emisji drogowej dwutlenku węgla do 2020 r., które wynosiły dla samochodów osobowych 95 g/km, a dla samochodów dostawczych 147 g/km. W 2014 r. zaprezentowano nowe limity emisji spalin dla normy Euro 6, która została wprowadzona w 2015 r. Na rysunku 2.2 przedstawiono limity emisji spalin z samochodów osobowych dla poszczególnych norm obowiązujących w Europie, od Euro 1 do Euro 6 [9, 10].



Rys. 2.2. Limity emisji drogowej związków szkodliwych spalin i liczby drogowej cząstek stałych w Europie [9]

Początkowo procedura oceny samochodów pod kątem normy emisji spalin Euro 6 opierała się na badaniu w teście NEDC. Mając na celu harmonizację badań emisji na całym świecie, Światowe Forum Organizacji Narodów Zjednoczonych ds. Harmonizacji Przepisów Pojazdowych (WP.29) uruchomiło w 2007 r. projekt mający na celu opracowanie ogólnoświatowej zharmonizowanej procedury badania pojazdów lekkich WLTP (*Worldwide Harmonized Light Vehicles Test Procedure*) i testu WLTC (*Worldwide Harmonized Light Vehicles Test Procedure*) [2, 8]. Dodatkowym celem było stworzenie realistycznego testu, odzwierciedlającego rzeczywistą eksploatację samochodu. Ponieważ różne regiony na całym świecie, stosujące te procedury, nie mają identycznych średnich prędkości jazdy, WLTP pozwala na pewien stopień zróżnicowania między nimi. W związku z tym opracowano trzy klasy stosunku mocy znamionowej i masy pojazdu, z czego dla UE zastosowana została najbardziej wymagająca klasa 3.2 (rysunek 2.3), reprezentująca największe prędkości maksymalne i największe obciążenie silnika. Pakiet WLTP został zatwierdzony przez grupę WP.29 do przyjęcia przez różnych członków ONZ w marcu 2014 r. Ostateczne zatwierdzenie przez Unię Europejską nowej procedury nastąpiło w marcu 2016 r., a jej wprowadzenie miało miejsce w 2017 r. [2].



Rys. 2.3. Test WLTC klasy 3.2 [60]

Najważniejsze różnice pomiędzy testem WLTC a NEDC to:

- zwiększenie dystansu w teście jezdnym z 11,03 km do 23,27 km,
- znacznie bardziej dynamiczny przebieg prędkości jazdy, skutkujący większymi obciążeniami silnika,
- większe prędkości średnie i maksymalne, krótsze czasy postojów na biegu jałowym,
- brak prędkości stałych,
- indywidualne określanie punktów zmiany biegów dla każdego pojazdu (dotyczy pojazdów z manualną skrzynią biegów) [17].

Oprócz testu jazdy, w procedurze badania opisane są warunki otoczenia. Zmiany o największym wpływie obejmowały:

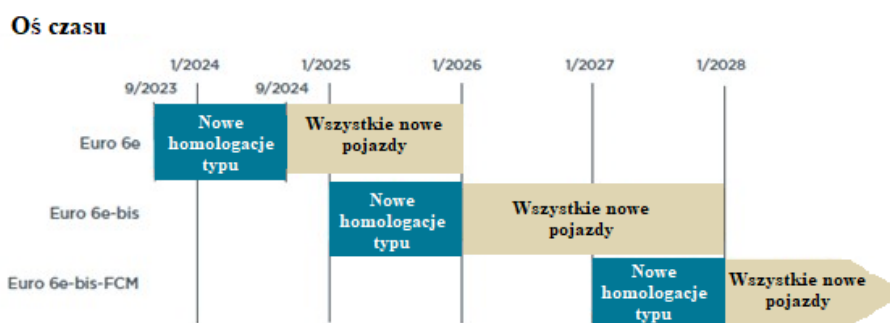
- realistyczne określenie obciążenia drogowego, zapewniającego największe podobieństwo pojazdu testowego do pojazdu wprowadzony na rynek. Nowa metoda oznaczania skutkuje wyższą masą próbną pojazdu;
- mniejszą temperaturę podczas zimnego rozruchu silnika; temperaturę otoczenia podczas testów NEDC wynoszącą (20 – 30) °C zmniejszono dla WLTC do (14 – 23) °C. Najmniejszy próg ostatniego zakresu temperatur jest bliższy średniej europejskiej temperatury wynoszącej 9 °C, chociaż górny próg najprawdopodobniej będzie miał jedynie niewielki wpływ na emisję dwutlenku węgla podczas testów. Ze względu na większą długość testu udział zimnego rozruchu będzie w przybliżeniu o połowę mniejszy niż w przypadku NEDC [17].

Dodatkowe informacje opisujące walidację i porównanie obu procedur można znaleźć w opracowaniu Tutuianu i in. [16]. Wprowadzenie procedury WLTP spowodowało bardziej realistyczne obrazowanie wyników emisji spalin z samochodów, jednak dalej wyniki te nie odpowiadają rzeczywistej emisji spalin na drodze. Wprowadzenie WLTP spowodowało większą emisję dwutlenku węgla w teście, co udowodniono w JRC [19]. Harmonogram przyjęcia procedury WLTP wyglądał następująco:

- do września 2017 r.: NEDC i producenci OEM przygotowywali się do przejścia na wymagania WLTP;
- wrzesień 2017 r. – grudzień 2019 r.: testy NEDC i WLTP dla nowych pojazdów: do celów monitorowania prawnie wiążące wartości emisji drogowej dwutlenku węgla pozostawały oparte na teście NEDC; producenci oryginalnego wyposażenia (OEM) mogli powiązać wyniki WLTP z NEDC za pomocą modelu CO₂mpas;

- od 2020 r.: tylko WLTP: równoważna wartość emisji drogowej dwutlenku węgla w teście WLTP dla docelowej wartości 95g/km i w teście NEDC do ustalenia; 12-miesięczny okres przejściowy dla branży; 5% największej emisji drogowej dwutlenku węgla nie było wliczane do średniej dla floty producentów OEM [2, 19, 20].

Norma Euro 6 przechodziła przez lata wiele zmian od Euro 6b do Euro 6e, która obowiązuje obecnie. Wprowadzenie normy i jej aktualizacja do formy Euro 6d zobowiązało również organy udzielające homologacji dla danego pojazdu do przeprowadzania testów w rzeczywistych warunkach drogowych RDE, za pomocą przenośnych analizatorów spalin PEMS. W dniu 5 lipca 2022 r. państwa członkowskie Unii Europejskiej przyjęły nowelizację do rozporządzenia w sprawie procedury badań homologacyjnych dla pojazdów lekkich, (UE) 2017/1151. Jest to druga duża zmiana obecnego rozporządzenia w sprawie homologacji po nowelizacji (UE) 2018/1832, które rozszerzyło wymagania Euro 6d i zostało przyjęte pod koniec 2018 r. Ponieważ poprawka wprowadza zmieniony zestaw wymagań dotyczących procedur testowych homologacji, ale nie zmienia mających zastosowanie wartości dopuszczalnych emisji Euro 6, zgodnie z definicją zawartą w (WE) 715/2007, określa się ją jako Euro 6e [47–52]. Nowelizacja normy Euro 6 obowiązuje od 1 września 2023 r., ale producenci zyskali elastyczność w zakresie homologacji typu pojazdów na mocy zmienionego rozporządzenia od 1 marca 2023 r. [47]. Etapy obowiązywania normy Euro 6e na przestrzeni lat 2023–2028 przedstawiono na rysunku 2.4.



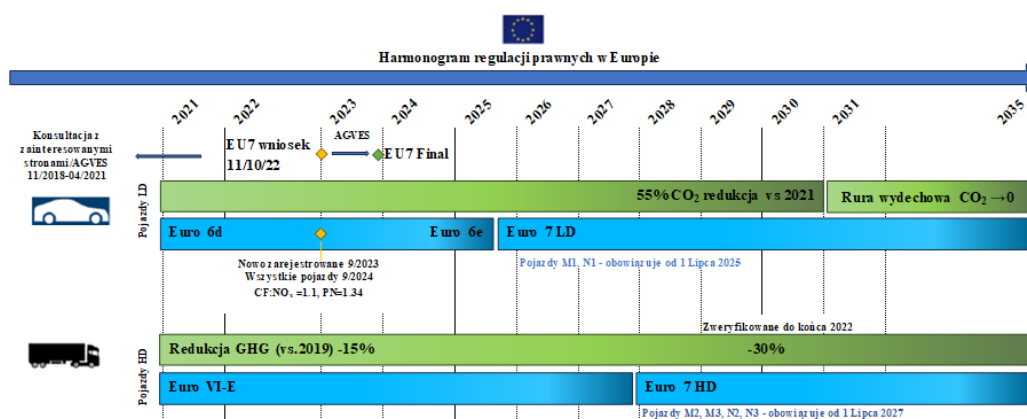
Rys. 2.4. Kalendarium wprowadzenia normy Euro 6e dla pojazdów osobowych kategorii M1 oraz lekkich pojazdów dostawczych kategorii N1 i N2 [47]

Pierwszy etap Euro 6e obowiązuje od września 2023 r. w przypadku nowych homologacji. Nowy etap zacznie obowiązywać we wrześniu 2024 r. w odniesieniu do wszystkich nowych pojazdów – rejestracja pojazdów spełniających normę Euro 6d nie będzie już wówczas możliwa, z wyjątkiem pojazdów z końca serii. Roczna elastyczność dotyczy także kolejnych etapów Euro 6e-bis i Euro 6e-bis-FCM, które wejdą w życie dla nowych typów odpowiednio w styczniu 2025 r. i styczniu 2027 r. [47, 53–55]. Kluczowe różnice między trzema etapami Euro 6e, a etapem Euro 6d-ISC-FCM zamieszczono w tabeli 2.1.

Tab. 2.1. Porównanie norm emisji drogowej tlenków azotu i liczby drogowej cząstek stałych Euro 6e i końcowego etapu Euro 6d

| | Euro 6d-ISC-FCM | Euro 6e | Euro 6e-bis | Euro 6e-bis-FCM |
|--|---------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| Odległość referencyjna współczynnika użyteczności PHEV | 800 km | 800 km | 2200 km | 4260 km |
| Margines PEMS dla badań RDE | NO _x :1,43 PN:1,5 | NO _x :1,10 PN:1,34 | NO _x :1,10 PN:1,34 | NO _x :1,10 PN:1,34 |
| Normalny zakres temperatur RDE | (0 – 30) °C | (0 – 30) °C | (0 – 35) °C | (0 – 35) °C |
| Rozszerzony zakres temperatur RDE | (–7 – 0) °C i (30 – 35) °C | (–7 – 0) °C i (30 – 35) °C | (–7 – 0) °C i (35 – 38) °C | (–7 – 0) °C i (35 – 38) °C |
| Wskaźnik pomocniczej strategii emisji | Nie | Nie | Tak | Tak |
| Kategorie pojazdów posiadające OBFCM | M1, N1 | M1, N1, N2 | M1, N1, N2 | M1, N1, N2 |

Unia Europejska wyznaczyła bardzo wymagający cel, jakim jest osiągnięcie neutralności klimatycznej do 2050 r., czyli cel dotyczący zerowej emisji zanieczyszczeń i nietoksycznego środowiska, co wymaga wprowadzenia na rynek „czystszych” pojazdów [36]. Komisja Europejska zaproponowała najnowsze rozporządzenie w sprawie emisji pojazdów Euro 7 [37, 75]. Nowe przepisy mają zadbać o limity emisji zarówno dla pojazdów LD i HD oraz wymagają badania dodatkowych zanieczyszczeń na drogach i w warunkach laboratoryjnych, w szerokim zakresie warunków otoczenia (w czasie pisania pracy nie ustalono jeszcze ostatecznej wersji normy Euro 7, gdyż nadal trwają dyskusje). W propozycji normy Euro 7 limity emisji drogowej zanieczyszczeń zostaną prawdopodobnie ustalone z uwzględnieniem niepewności pomiaru przyrządów, w związku z czym w Euro 7 nie przewidziano żadnych współczynników zgodności. Zaproponowano, aby norma Euro 7 obowiązywała dla pojazdów LDV od 2025 r., a dla pojazdów HDV Euro VII od 2027 r. [109]. W wyniku egzekwowania wymogów regulacyjnych udoskonalono urządzenia do oczyszczania spalin [38–41, 79]. Technika pomiarowa również ewoluuje i sugeruje się nowe technologie do oceny limitowanych substancji zanieczyszczających podczas rzeczywistej eksploatacji [42–45]. Propozycję zmian normy emisji spalin z Euro 6 do Euro 7 w czasie przedstawiono na rysunku 2.5.

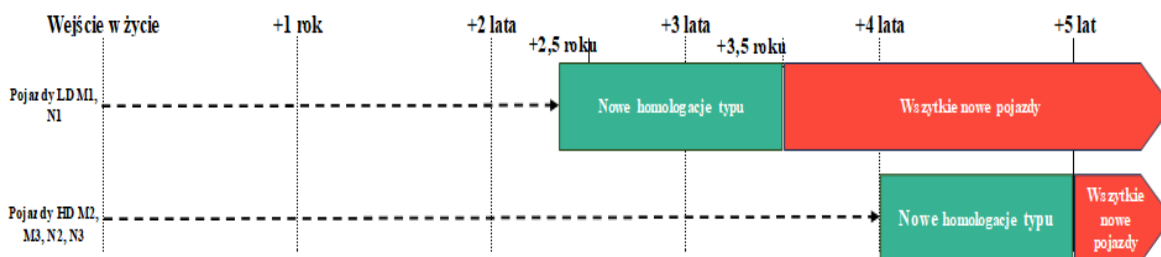


Rys. 2.5. Zmiany norm emisji spalin Euro 6 i 7 w kolejnych latach [46]

Norma Euro 7 to nie tylko bardziej rygorystyczne wymagania dotyczące limitów związków szkodliwych spalin, to również szereg zmian dotyczących całego pojazdu, jego dopuszczenia do ruchu oraz badań. Najważniejsze ze zmian zaproponowanych w normie Euro 7, zarówno dla pojazdów lekkich, jak i ciężkich obejmują:

- zrewidowane limity neutralne pod względem paliwowym/technologicznym dla pojazdów lekkich – te same limity dla samochodów osobowych i dostawczych (w efekcie bardziej rygorystyczne limity dla samochodów dostawczych),
- włączenie do badania cząstek stałych o wielkości mniejszej niż 10 nm,
- badania emisji w „losowych i najgorszych przypadkach” testu RDE przy użyciu PEMS,
- zwiększone wymagania dotyczące trwałości w odniesieniu do „średniego oczekiwanego czasu istnienia” pojazdu,
- nowe składniki spalin objęte regulacjami, np. amoniak i podtlenek azotu dla pojazdów ciężkich,
- monitorowanie pokładowymi systemami w samochodzie kryteriów i emisji dwutlenku węgla, zużycia paliwa i energii,
- rejestrowanie przekroczenia dopuszczalnej emisji drogowej zanieczyszczeń, przesyłanie drogą elektroniczną danych z czujnika emisji i przepływu spalin, inicjonowanie naprawy pojazdu,
- „środowiskowy paszport pojazdu” dla każdego pojazdu z dokumentacją zgodności produkcji,
- przepis dotyczący zmiany rozporządzenia w przypadku homologacji pojazdów zasilanych paliwami neutralnymi pod względem emisji dwutlenku węgla po 2035 r.,
- zapewnienie certyfikacji pojazdów na poziomie Euro 7+ w oparciu o inne techniki, takie jak geofencing (lokalizacja pojazdu),
- badanie emisji innych niż ze spalin silnikowych – opary, pyły z par trybologicznych (układy hamulcowe i współpraca opon z nawierzchnią jezdnią),
- wymagania dotyczące kondycji i trwałości akumulatorów trakcyjnych w samochodach osobowych: 80% do 5 lat/100 000 km przebiegu i 70% do 8 lat/160 000 km przebiegu [46, 56–58, 107].

Na rysunku 2.6 przedstawiono obecną propozycję wprowadzenia normy Euro 7, która początkowo (2,5 roku po wejściu w życie) będzie stosowana do homologacji nowych modeli pojazdów LDV i ich układów hamulcowych. Rok później wszystkie nowo zarejestrowane pojazdy będą musiały spełniać nowe przepisy. W przypadku pojazdów HDV norma Euro VII ma zastosowanie do nowych modeli pojazdów 4 lata po wejściu w życie i po 5 latach do wszystkich nowych pojazdów [59, 108].



Rys. 2.6. Harmonogram wprowadzenia normy Euro 7 dla pojazdów LDV i HDV [59]

W tabeli 2.2 zestawiono limity emisji dla samochodów LDV oraz testy zgodności proponowane w normie Euro 7 (stan aktualny), a w tabeli 2.3 propozycje zgodności produkcji pojazdów i zgodności eksploatacyjne.

Tab. 2.2. Propozycja limitów Euro 7 [46]

| Propozycja Euro 7: Pojazdy LDV Wydana dnia 10 listopada 2022 r. | | | Jednostki [mg/km] dla PN: [l/km] | Euro 6 (PC) WLTP, RDE: CF(NO _x) = 1,1 CF(PN) = 1,34 | | Euro 7 bez CF | Trasa < 10 km [mg/km lub l/km] |
|--|------------------------|---------------------------------|---|---|-------------------------------|---|---|
| | | | | ZI | ZS | | |
| Pojazdy: M1, N1 (samochody osobowe i lekkie dostawcze) Początek: 1 lipca 2025 r. (nowe) | | | NO _x | 60 | 80 | 60 | 600 |
| | | | PM | 4,5 | | 4,5 | 4,5 |
| Warunki testu | Normalne | Zwiększona emisja drogowa × 1,6 | PN | 6·10 ¹¹ > 23 nm GDI | 6·10 ¹¹ > 23 nm | 6·10 ¹¹ > 10 nm | 6·10 ¹¹ > 10 nm |
| Temp. T [°C] | 0 – 35 | -10 do +45 | CO | 1000 | 500 | 500 | 5000 |
| Max. wysokość [m] | <700 | <1800 | THC | 100 | HC i NO _x 170 | 100 | 1000 |
| Max. prędkość [km/h] | ≤145 | ≤160 | NMHC | 68 | – | 68 | 680 |
| Max. moc P _{max} Przebieg <2 km po rozruchu | < 20% P _{max} | 20% P _{max} | NH ₃ | – | | 20 | 200 |
| Podział trasy | Dowolny | | | | | | |
| Min. przebieg [km] | > 10 000 | >3 000 | Test istnienia /trwałość | 160 000 km/5 lat | | 160 000 km/8 lat. Roz.: 200 000 km/10 lat, Limity ×1,2 | |

2.3. Propozycje zgodności produkcji i zgodności eksploatacyjnej [46]

| | Homologacja typu | Zgodność produkcji | Zgodność eksploatacyjna |
|--|--|--------------------|--|
| Badanie drogowe emisji gazów i badania liczby cząstek stałych | Tak, i deklaracja dla wszystkich paliw, ładowności i typów pojazdów | Nie | Opcjonalnie* |
| Badania laboratoryjne emisji zanieczyszczeń, liczby cząstek stałych, zużycia paliwa, zasięgu pojazdu elektrycznego | Wymagane gdy nie można zmierzyć substancji zanieczyszczających na drodze | Tak | Wymagane gdy nie można zmierzyć substancji zanieczyszczających na drodze |
| Korekta temperatury otoczenia dla emisji dwutlenku węgla (WLTP i 14 °C) | Deklaracja | Nie | Opcjonalnie |
| Trwałość baterii | Deklaracja | Nie | Nie |
| Testy laboratoryjne w niskiej temperaturze w zakresie emisji zanieczyszczeń i zasięgu | Tak | Nie | Opcjonalnie |
| OBD | Deklaracja | Nie | Opcjonalnie |
| OBM | Deklaracja i demonstracja | Nie | Tak |

*Opcjonalnie / Deklaracja – organy udzielające homologacji typu mogą zażądać przeprowadzenia badania

2.2. Istota badań emisji spalin w rzeczywistych warunkach jazdy

Wyniki badań emisji związków szkodliwych spalin, przeprowadzone na hamowni podwozowej w teście NEDC wykazują dużą rozbieżność. w porównaniu do wyników uzyskanych w rzeczywistych warunkach drogowych za pomocą aparatury PEMS [80–92]. Badania przy użyciu aparatury PEMS nabrały bardzo dużego znaczenia po ujawnieniu w Stanach Zjednoczonych Ameryki w połowie lat 90. XX wieku skandalu z samochodami ciężarowymi wyposażonymi w silniki o zapłonie samoczynnym. Od 2003 r. w Stanach Zjednoczonych Ameryki obowiązują testy drogowe RDE dla samochodów ciężarowych. W Europie sektor pojazdów ciężkich (HDV) został objęty w 2004 r. testami PEMS, wskutek rozporządzenia 595/2009 w sprawie homologacji typu pojazdów ciężkich i silników w odniesieniu do wartości granicznych emisji Euro VI, obejmujących emisję podczas użytkowania i poza testowaniem [93–98, 104]. Norma HDV Euro VI weszła w życie 31 grudnia 2013 r. [2, 76–78].

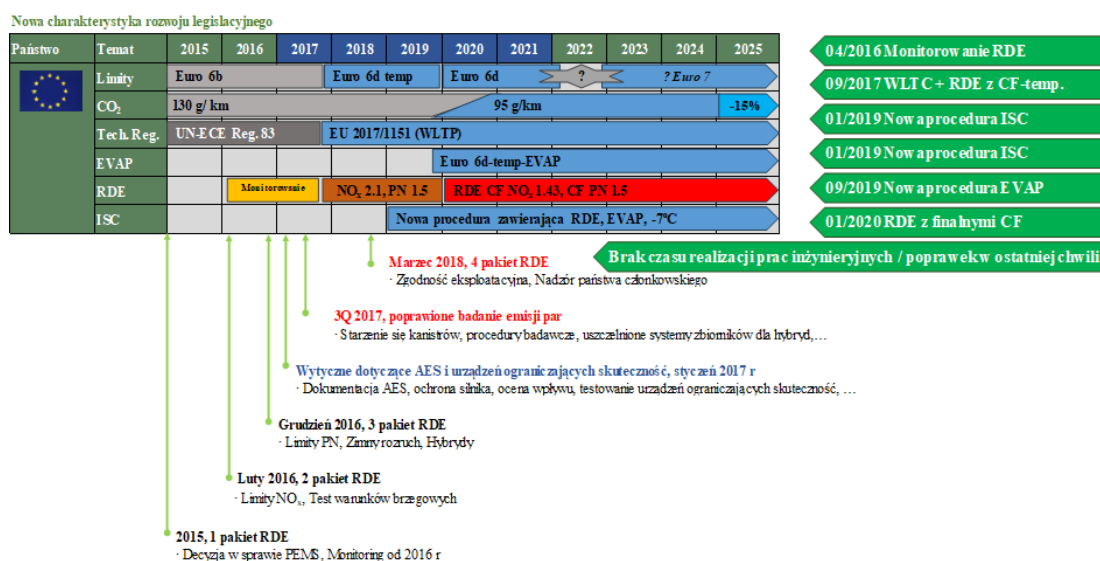
W Europie program testów drogowych z udziałem analizatorów PEMS dla pojazdów LDV został rozpoczęty przez JRC w 2007 r. i miał cel rozpoznawczy. Ze względu na ograniczenia gabarytowe, PEMS używany w pojazdach ciężarowych wymagał znacznego zmniejszenia wymiarów, a co za tym idzie, innowacji w dziedzinie technik pomiarowych i czujników. W 2011 r. JRC opublikowało wyniki dla 12 samochodów z silnikiem o zapło-

nie samoczynnym, z których jasno wynikało, że znacznie przekraczają emisję drogową tlenków azotu w odniesieniu do dopuszczalnych wartości w testach laboratoryjnych [21]. Późniejsze badania drogowe potwierdziły ustalenia JRC [22–25]. W efekcie tych badań, w 2015 r. została powołana komisja do opracowania procedury RDE dla pojazdów LDV. Początkowo procedura RDE miała zostać wprowadzona wraz z normą Euro 6 w 2015 r., jednak badania z systemami PEMS rozpoczęto od września 2017 r. W trosce o odtwarzalność i porównywalność danych w badaniach PEMS zdecydowano o skonsolidowaniu procedur badań PEMS w czterech pakietach regulacyjnych [21, 100].

Każdy z tych pakietów jest przygotowany i zatwierdzany przez RDE-LDV [26]. Po sfinalizowaniu pakietu przedstawia się go Komitetowi Technicznemu ds. Pojazdów Silnikowych TCMV (*Technical Committee on Motor Vehicles*), a następnie decyzja TCMV jest zatwierdzana lub odrzucana przez Parlament Europejski. Aktualnie obowiązują wszystkie 4 pakiety, a przyjęty przez ustawodawstwo UE harmonogram zmian w limitach emisji drogowej związków toksycznych spalin w latach 2015–2025 przedstawiono na rysunku 2.7.

Ostatni pakiet badań PEMS został przyjęty w 2018 r. Od września 2019 r. badania RDE są obowiązkowe dla wszystkich nowo wprowadzonych pojazdów. W UE przepisy dotyczące emisji w rzeczywistych warunkach jazdy [28, 29] wprowadzono w ramach aktualizacji rozporządzenia Euro 6, w czterech pakietach:

- pierwszy pakiet został przyjęty w maju 2015 r. i określa procedurę badania RDE, obejmującą badania nierozcieńczonych gazów spalinowych za pomocą aparatury PEMS i obliczenie wyników pomiarów emisji związków szkodliwych,
- drugi pakiet RDE został przyjęty w październiku 2015 r. i określa współczynniki zgodności emisji drogowej tlenków azotu oraz daty ich wejścia w życie,
- trzeci pakiet został przyjęty w grudniu 2016 r. i dodaje współczynnik zgodności liczby drogowej cząstek stałych (tabela 2.4) oraz emisję zanieczyszczeń w procedurze RDE przy rozruchu zimnego silnika,
- czwarty pakiet został przyjęty w maju 2018 r. i wprowadza badania zgodności eksploatacyjnej RDE i nadzór rynku oraz zmniejsza margines błędu współczynnika zgodności emisji drogowej tlenków azotu na 2020 4. z 0,5 do 0,43 (tabela 2.4) [30].



Rys. 2.7. Zmiany przepisów z zakresu limitów emisji związków szkodliwych spalin w latach 2015–2025 [27]

Tab. 2.4. Limity zgodności CF [30]

| | ZI NO _x [mg/km] | ZS NO _x [mg/km] | Silniki ZS i GDI PN [1/km] |
|--|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| Limity Euro 6 podczas badań na hamowni (NEDC/WLTP) | 60 | 80 | 6,0·10 ¹¹ |
| Euro 6 (2015) | 126 | 168 | – |
| Euro 6 (2016) | 126 | 168 | 9,0·10 ¹¹ |
| Euro 6 (2018) | 90 | 120 | 9,0·10 ¹¹ |
| Euro 6 (2020) | 85,8 | 114,4 | 9,0·10 ¹¹ |

Wprowadzone badania w teście RDE wykonuje się na drogach publicznych zgodnie z obowiązującymi wymogami określonymi w rozporządzeniu (WE) nr 715/2007, ze wszystkimi zmianami. Każdemu badaniu przeprowadzonemu dla pojazdu z wykorzystaniem aparatury PEMS musi towarzyszyć badanie walidacyjne na hamowni podwoziowej, również z zamontowanym systemem PEMS. Badanie to ma na celu sprawdzenie poprawności jego montażu oraz działania. Badanie walidacyjne dla pojazdów LDV przeprowadza się zgodnie z załącznikami XXI i IIIA Rozporządzenia (UE) nr 2017/1151 wraz ze zmianami wprowadzonymi Rozporządzeniem (UE) Nr 2018/1832 [102]. Badanie walidacyjne polega na badaniu emisji związków szkodliwych spalin z pojazdu na hamowni podwoziowej z systemem PEMS zainstalowanym w tym pojeździe. Badania emisji spalin przeprowadzane są przez oba systemy, PEMS i laboratoryjny, następnie wyniki badań są ze sobą porównywane [101]. Badania z systemu PEMS odbywa się w oparciu o modalny pomiar spalin nierozcieńczonych, a z układu laboratoryjnego na podstawie badania z worków pomiarowych, rozrzedzonych gazów spalinowych [32]. W tabeli 2.5 przedstawiono dopuszczalne różnice między wynikami badań laboratoryjnych, a wynikami z aparatury PEMS, zgodnie z Rozporządzeniem UE 2020/49 oraz nowe dopuszczalne różnice zgodnie z Rozporządzeniem UE 2023/443 [33, 34, 99, 103].

Tab. 2.5. Limity walidacji [33, 34]

| | | Limit wartości bezwzględnych 2020/49 | Limit wartości bezwzględnych 2023/443 | Limit względny 2020/49 | Limit względny 2023/443 |
|-----------------|-------|--|---|------------------------------|-------------------------------|
| | | [+/-] | | [%] | |
| Dystans | km | 0,250 | | | |
| NO _x | mg/km | 15 | 10 | 15 | 12,5 |
| CO | mg/km | 150 | 100 | 15 | 15 |
| CO ₂ | g/km | 10 | 10 | 10 | 7,5 |
| NMHC | mg/km | 20 | 20 | 20 | 20 |
| CH ₄ | mg/km | 15 | 15 | 15 | 15 |
| THC | mg/km | 15 | 15 | 15 | 15 |
| PN | 1/km | 1·10 ¹¹ | 8·10 ¹¹ | 50 | 42 |

2.3. Metody badań laboratoryjnych emisji związków szkodliwych z wykorzystaniem hamowni podwoziowej

2.3.1. Badania emisji spalin

Wymagania ogólne

Badanie polegające na analizie spalin rozcieńczonych powietrzem z worków pomiarowych (rysunki 4.3 i 4.6) stanowi podstawę przy wykonywaniu badań emisji związków szkodliwych w spalinach, zgodnie z wymaganiami przepisów homologacyjnych. Tego typu analizy służą do porównywania emisji pojazdów z limitami określonymi w odpowiednich przepisach. Analizy te, nazywane często badaniami kontrolnymi, wykonuje się w ramach badań homologacyjnych (dopuszczających dany pojazd do ruchu), badań zgodności produkcji COP (*Conformity of Production*) – badania losowych pojazdów z produkcji seryjnej na zgodność z homologowanym typem, czy też badań ISC (*In Service Conformity*) – badania zgodności eksploatacyjnej pojazdów użytkowanych.

Próbka mieszaniny spalin z powietrzem, w ilości proporcjonalnej do strumienia tej mieszaniny, jest w sposób ciągły pobierana i zbierana w worku pomiarowym, w czasie realizacji na hamowni podwoziowej ustalonego testu jezdnego. Skład mieszaniny spalin z powietrzem w worku pomiarowym odpowiada średniemu stężeniu składników spalin wydzielanych z pojazdu podczas określonego testu jezdnego. Następnie odczytane z próbki zebranej do worków pomiarowych (z użyciem analizatorów spalin) stężenia poszczególnych związków szkodliwych przelicza się na podstawie odpowiednich wzorów i otrzymane wyniki porównuje się z limitami emisji drogowej zanieczyszczeń

Analiza spalin za pomocą worków pomiarowych, z wykorzystaniem systemu CVS, umożliwia wyznaczenie średniej wartości natężenia emisji zanieczyszczeń w całym lub w poszczególnych okresach (fazach) testu jezdnego. W laboratoriach oprócz testów sprawdzających poziom emisji drogowej zanieczyszczeń z pojazdów na zgodność z odpowiednimi limitami, w ramach badań rozwojowych są wykonywane różne prace związane z opracowywaniem nowych modeli pojazdów i silników, układami zasilania, systemami zmniejszającymi zawartość związków szkodliwych w spalinach, itd. Do tego typu badań stosuje się rozbudowaną aparaturę pomiarową umożliwiającą ciągłą analizę spalin i analizę modalną, co umożliwia wykonanie pomiarów praktycznie w każdej fazie testu, np. przyspieszanie, hamowanie, bieg jałowy itd.

Procedura WLTP

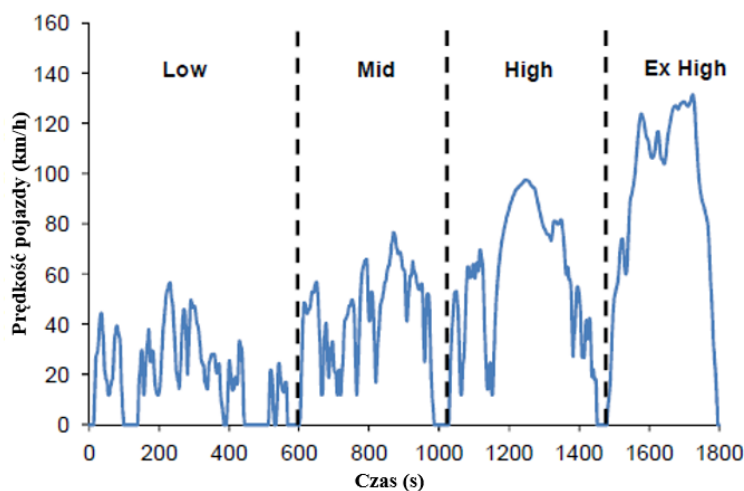
Na hamowni podwoziowej realizuje się testy jezdne, odpowiadające typowym warunkom ruchu w dużych miastach. Ze względu na specyfikę ruchu opracowano różne testy jezdne dla Europy, Japonii i Stanach Zjednoczonych Ameryki.

Procedura WLTP, a w ramach jej wykonuje się test WLTC, która obowiązuje w Europie od września 2017 r. i zastępuje test NEDC. Podobnie jak w przypadku NEDC i EPA, test również wykonuje się w laboratorium na hamowni podwoziowej. Test WLTC jest podzielony na cztery części ze względu na różne średnie prędkości. Te cztery części to niska (*Low*), średnia (*Middle*), wysoka (*High*) i bardzo wysoka prędkość (*Extra High*). Całkowity czas trwania testu wynosi pół godziny, przebyty dystans to 23,25 km, a charakter ruchu pojazdu to 52% czasu - ruch miejski i 48% czasu testu – ruch autostradowy; średnia prędkość 46,5 km/h, maksymalna prędkość 131 km/h. W przeciwieństwie do NEDC, WLTP

uwzględnia różne poziomy wyposażenia samochodu oraz zestawienia opon i kół. Zwłaszcza kombinacja opon/kół wpływa na zużycie paliwa i zasięg ze względu na zmiany we właściwościach aerodynamicznych i na masę nieresorowaną, jaką wykazuje się w zależności od rozmiaru koła/opony (tabela 2.6, rysunek 2.8) [14].

Tab. 2.6. Dane testu WLTC [14]

| Parametr | Jednostka | WLTC |
|--|--------------------------------|-----------------|
| Dystans | km | 23,266 |
| Czas trwania | s | 1800 |
| Liczba zmian biegów (skrzynia manualna) | – | przeważnie > 22 |
| Czas biegu jałowego (przed zainicjowaniem ruszenia pojazdu) | s | 11 |
| Całkowity czas biegu jałowego | s | 234 |
| Czas biegu jałowego (proporcja) | % | 13 |
| Prędkość maksymalna | km/h | 131,3 |
| Prędkość średnia (wszystkie fazy, z uwzględnieniem biegu jałowego) | km/h | 46,50 |
| Czas po którym pojazd osiąga średnią prędkość | s | 217 |
| Maksymalne przyspieszenie | m/s ² | 1,67 |
| Maksymalna wartość $v \cdot a$ | m ² /s ³ | 20,57 |
| Czas prędkości większej niż $v > 100$ km/h | % | 10,11 |
| Temperatura pojazdu przed testem | °C | 23 ±2 |



Rys. 2.8. Test WLTC [14]

2.3.2. Analizatory spalin wykorzystywane w systemach laboratoryjnych

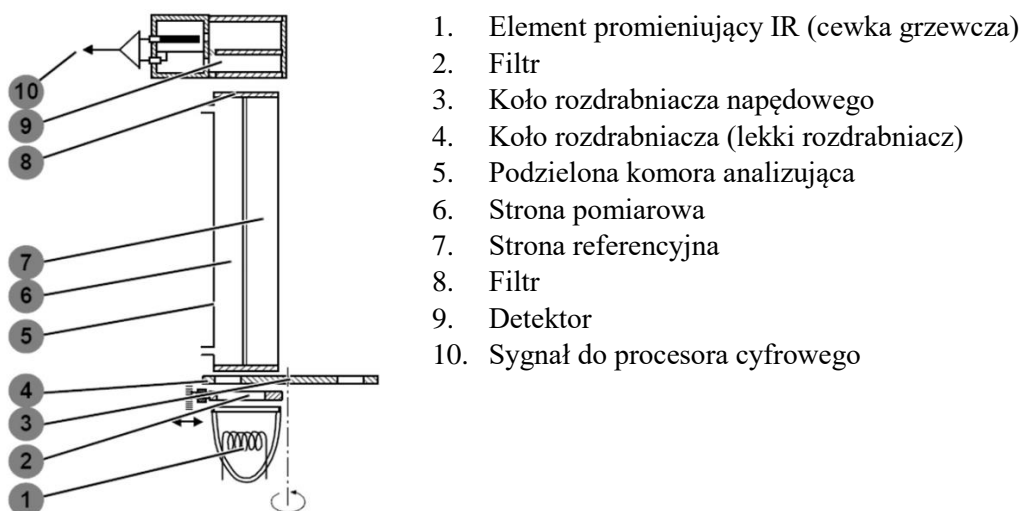
Analizator NDIR

Analizatory NDIR (*Nondispersive Infrared Sensor*) (rysunek 2.9) służą do wyznaczania stężenia tlenu węgla i dwutlenku węgla oraz innych składników, takich jak woda, podtlenek azotu, heksan itp. w gazach, np. w spalinach samochodowych. W przypadku niedyspersyjnych pomiarów IR (*Infrared*) promieniowanie podczerwone jest przepuszczane przez próbkę gazu. Cząsteczki zawarte w gazie pochłaniają promieniowanie o widmie ty-

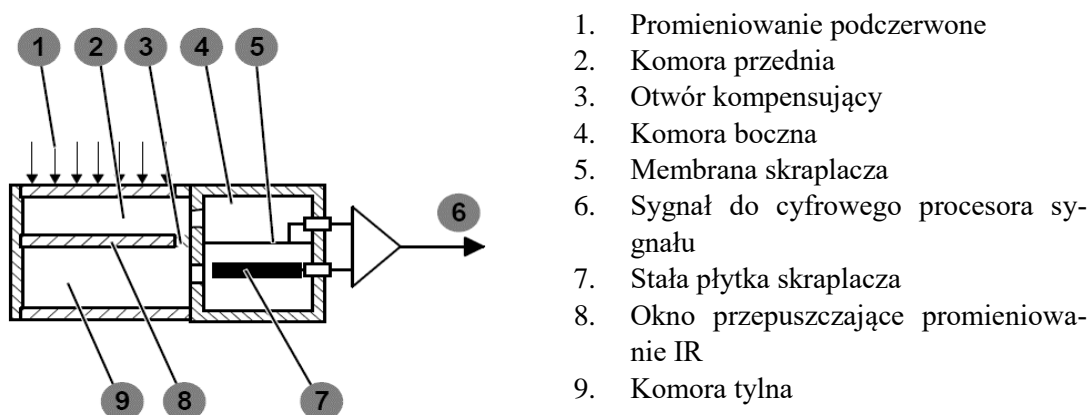
powym dla danego związku. Rezultatem jest tak zwane widmo absorpcyjne. Podczas pomiaru IR zakres absorbowanej długości fali charakteryzuje rodzaj związku, natomiast stopień absorpcji jest miarą stężenia mierzonego związku. Promieniowanie podczerwone, które przechodzi przez gaz, trafia na detektor wypełniony rodzajem mierzonego gazu. Detektor ten przekształca niezaabsorbowane promieniowanie podczerwone w sygnał elektryczny. W celu wyznaczenia stężenia jest konieczne przepuszczanie promieniowania podczerwonego przez gaz odniesienia, który nie zawiera analizowanego składnika gazowego, co oznacza, że w punkcie widma absorpcji, który ma być obserwowany, nie występuje absorpcja. W ten sposób jest badany tzw. „sygnał zerowy”. Różnica między zmierzoną wartością zależną od stężenia „sygnałem zerowym” jest miarą stężenia w próbce gazowej [61].

Cewka grzana analizatora NDIR generuje stałe, jednorodne promieniowanie podczerwone. Przechodzi ono przez obracające się koło rozdrabniające (tzw. rozdrabniacz światła). Otwory w kole przerywacza są rozmieszczone w taki sposób, że promieniowanie podczerwone o tym samym natężeniu trafia naprzemiennie na stronę pomiarową i stronę referencyjną podzielonej celi analitycznej. Zanim promieniowanie podczerwone dostanie się do odpowiedniej strony komórki analizującej, zakresy promieniowania, które powodują interferencje krzyżowe, są odfiltrowywane z widma promieniowania. Gaz próbny przepływa przez stronę pomiarową podłużnie podzielonej celi analitycznej, podczas gdy strona odniesienia jest wypełniona gazem, który nie absorbuje żadnych długości fal w miejscu obserwowanego widma absorpcyjnego. Po przejściu przez komórkę analizującą i kolejny filtr promieniowanie podczerwone trafia na detektor. Detektor optopneumatyczny naprzemiennie odbiera promieniowanie przechodzące od strony pomiarowej i od strony odniesienia celi analizującej [61].

Detektor składa się z komory przedniej, tylnej i bocznej (rysunek 2.10). Komory wypełnione są analizowanym rodzajem gazu. Przednia i tylna komora są oddzielone oknem przepuszczającym promieniowanie podczerwone. Dwie komory połączone są przewodem z komorą boczną. Tam separacja odbywa się za pomocą membrany skraplacza wykonanej z aluminium. W wyniku zmian ciśnienia następuje zmiana pojemności elektrycznej, która jest przetwarzana na postać cyfrową w cyfrowym procesorze sygnałowym (DSP) w celu dalszego przetwarzania. Gaz w komorze przedniej i tylnej jest w różnym stopniu nagrzewany przez wchodzące promieniowanie podczerwone. Większa część pochłaniana jest w komorze przedniej, pozostała część promieniowania podczerwonego jest pochłaniana w komorze tylnej. Wynikająca z tego różnica ciśnień powoduje zmianę odległości spowodowaną odchyleniem cienkiej membrany pomiędzy membraną a nieruchomą płytką skraplacza. Powoduje to zmianę pojemności. Przewód pomiędzy komorą przednią a tylną powoli kompensuje różnice ciśnień w komorach. Tylna komora zapewnia kompensację interferencji krzyżowej (rysunki 2.9 i 2.10) [61].



Rys. 2.9. Schemat analizatora NDIR [61]



Rys. 2.10. Budowa detektora [61]

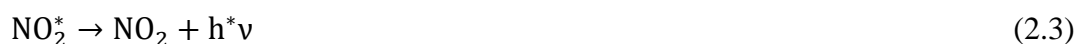
Analizator CLD

Analizator do pomiaru stężenia tlenu i dwutlenku azotu wykorzystuje metodę pomiaru CLD (*Chemiluminescence detector*). Utlenianie tlenu azotu za pomocą ozonu O_3 wytwarza światło w zakresie długości fal około 600 nm do 3200 nm, ze maksimum natężenia promieniowania przy około 1200 nm. Jest to promieniowanie chemiluminescencyjne, które jest proporcjonalne do stężenia tlenu azotu. W przypadku nadmiaru ozonu, jest wychwytywane przez detektor i przekształcane na sygnał elektryczny. W celu wyznaczenia stężenia tlenków azotu i dwutlenku azotu zawarte w gazie tlenki są wcześniej redukowane do tlenu azotu w konwektorze.

Pomiar chemiluminescencji opiera się na następujących reakcjach chemicznych:



Po częściowej reakcji (1) powstaje pewna ilość wzbudzonego dwutlenku azotu przechodząca w stan podstawowy (3) emitując światło (promieniowanie elektromagnetyczne):



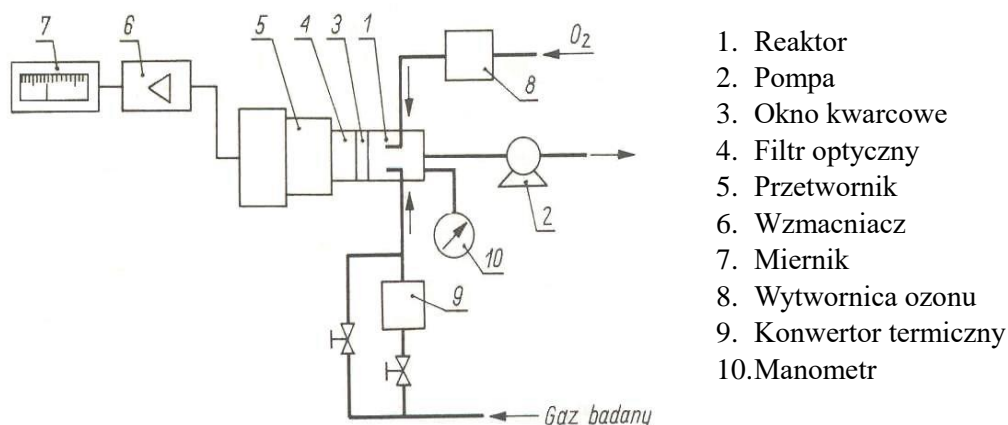
gdzie:

$h \cdot \nu$ – energia promieniowania przy określonej długości fali:



Większa część wzbudzonego dwutlenku azotu oddaje swoją energię w postaci energii kinetycznej do cząsteczek M zgodnie z reakcją (2.4). Stosunek uwolnionej energii promieniującej (2.3) do niepromieniującej (2.4) zależy od ciśnienia reakcji i rodzaju partnerów reakcji. Im mniejsze ciśnienie reakcji, tym większe prawdopodobieństwo, że wzbudzona cząsteczka dwutlenku azotu uwolni swoją energię w postaci światła [5, 61, 62, 63, 69].

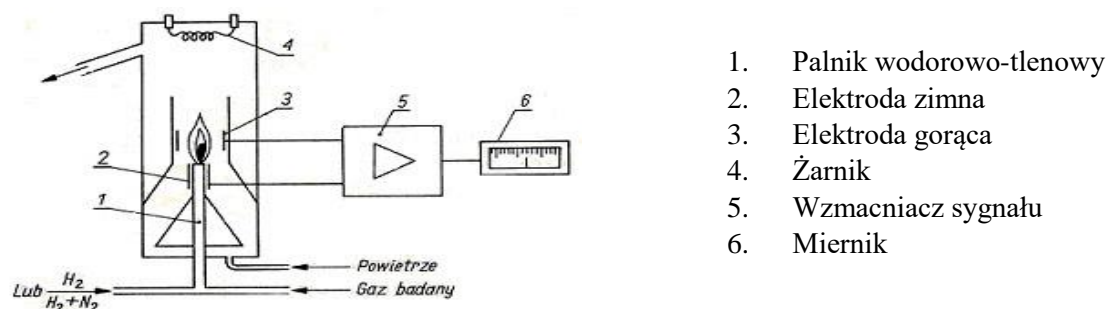
Niezbędna do reakcji ilość ozonu jest wytwarzana z czystego tlenu za pomocą ozonatora zintegrowanego z analizatorem. W celu oznaczenia stężenia tlenków azotu próbka gazowa jest podawana do konwertera termokatalitycznego. Wewnątrz konwertera dwutlenku azotu zawarte w próbce gazu jest redukowane do tlenku azotu. Konwerter został zaprojektowany w taki sposób, aby uniknąć reakcji ubocznych i aby jego sprawność przekraczała 95%. Umożliwia to dokładny pomiar stężenia tlenków azotu. Jednostka kontroli ciśnienia utrzymuje stałe ciśnienie próbki gazu. Światło, które jest emitowane podczas reakcji tlenku azotu z ozonem, jest przekazywane do detektora (fotopowielacza) przez filtr optyczny, który jest zainstalowany w komorze chłodniczej. Filtr optyczny zatrzymuje światło o długości fali poniżej 600 nm. Detektor generuje napięcie elektryczne proporcjonalne do natężenia światła, które jest przekazywane do wzmacniacza pomiarowego w celu dalszego przetwarzania. Komora reakcyjna składa się ze stali nierdzewnej. Powierzchnia wewnętrzna jest polerowana galwanicznie dla lepszego odbicia. Pompa próżniowa wytwarza niewielkie ciśnienie bezwzględne w komorze reakcyjnej, zwiększając w ten sposób wydajność radiacyjną reakcji i zmniejszając tworzenie się kondensatu. Jednocześnie niewielkie ciśnienie bezwzględne minimalizuje efekty interferencji (interferencja krzyżowa) poprzez reakcje ozonu z innymi składnikami zawartymi w próbce gazu. W celu uniknięcia osiadania kondensatu i strat dwutlenku azotu w analizatorach CLD 160, przeznaczonych do pomiaru gazów o wyższym punkcie rosy, podgrzewane są przewody gazowe, filtr gazu, zawór próbki gazu, konwerter, kapilara i komora reakcyjna. Dwukanałowy analizator CLD (rysunek 2.11) posiada zainstalowane dwa niezależne systemy czujników. Konwerter jest instalowany tylko przed kanałem tlenków azotu. Pompa objętościowa i pompa próżniowa są używane przez oba kanały [5, 61, 62, 63, 69].



Rys. 2.11. Schemat działania analizatora CLD [74]

Analizator FID

Kolejnym analizatorem spalin jest analizator FID (*Flame Ionization Detector*) do badania emisji węglowodorów. Atomy węgla mogą być jonizowane w płomieniu wodorowym (rysunek 2.12). Zjonizowany gaz próbki umożliwia przepływ niewielkiego napięcia elektrycznego między dwiema elektrodami o różnych potencjałach. Napięcie to jest proporcjonalne do liczby atomów węgla. Metoda pomiaru to pomiar względny. Mierzone napięcie jest porównywane ze znanym zmierzonym napięciem gazu odniesienia (o znanym stężeniu) i na tej podstawie wyznaczane jest stężenie atomów węgla. Gdy jako gaz odniesienia stosuje się propan lub metan, zmierzona wartość jest wskazywana jednostką ppm C3 lub ppm C1 (wartość ppm C3 stanowi dokładnie 1/3 wartości ppm C1). Do pomiaru zawartości metanu w próbce gazowej stosuje się dwukanałowy FID z konwerterem lub chromatograf gazowy. W przypadku zastosowania Cutter FID próbka gazu jest przepuszczana przez konwerter przed wykonaniem pomiaru. W konwerterze wszystkie węglowodory niemietanowe są utleniane do tlenku węgla i wody, tak że metan jest jedynym związkem CH w próbce gazu. W celu ustabilizowania wydajności konwertora, do próbki gazu przed konwerterem dodaje się wodór (paliwo), w ten sposób równoważąc zmiany wilgotności w gazie próbki. Gdy stosuje się chromatograf gazowy, metan zawarty w określonej objętości próbki jest fizycznie oddzielany od węglowodorów niemietanowych w chromatograficznej kolumnie rozdzielającej, a następnie kolejno oznaczane są odpowiednie stężenia. W przypadku użycia komory SHED, próbka gazu, która nie jest potrzebna do pomiaru, jest zwracana do komory SHED [61, 64–66].



Rys. 2.12. Schemat funkcjonalny analizatora FID [67]

W detektorze spalany jest płomień wodorowo-helowy zasilany. Atomy węgla zawarte w próbce gazu są jonizowane przez płomień. W detektorze znajdują się dwie elektrody pod napięciem. Jeżeli pomiędzy elektrodami znajdują się zjonizowane atomy węgla, następuje przepływ prądu, który jest przekazywany do wzmacniacza pomiarowego w celu dalszego przetwarzania. W przypadku analizatorów do pomiaru zawartości metanu próbka gazu jest przepuszczana przez konwerter termochemiczny przed wprowadzeniem do detektora, a wszystkie niemietanowe związki są utleniane do węgla i wody w konwerterze. Przed wprowadzeniem próbki gazu do konwertora dodawany jest wodór. W przypadku analizatorów z układami rozcieńczania do pomiaru udziału metanu w nierozcieńczonych spalinach, próbka gazu jest mieszana z bez-węglowym tlenem powietrza palnika. To rozcieńczenie jest automatycznie uwzględniane w późniejszej analizie. Należy dodać tlen, ponieważ w większości przypadków udział tlenu niezbędny do utleniania w próbce gazowej jest zbyt mały. W chromatografii gazowej metan i węglowodory niemietanowe (*Non-Methane Hydrocarbons*) są rozdzielane przed oznaczeniem stężenia w kolumnie separacyjnej, przed którą podłączona jest pętla do pobierania próbek. Gaz nośny jest podawany do pętli prób-

kowania i kolumny separacyjnej. Do pomiarów gaz próbny jest podawany do pętli próbkowania. Ta określona ilość próbki gazu jest następnie przekazywana do kolumny separacyjnej wypełnionej gazem nośnym. W wyniku różnic molekularnych między metanem a niemetanowymi węglowodorami, metan przechodzi przez kolumnę separacyjną szybciej niż niemetanowe węglowodory. Stężenie metanu jest mierzone w detektorze, aż do zmierzenia wartości szczytowej i upłynięcia określonego z góry czasu pomiaru. Następnie zmienia się kierunek przepływu gazu nośnego. Niemetanowe węglowodory zawarte w kolumnie rozdzielającej są wydmuchiwane w jednostkach 1-kanałowych, a kolumna rozdzielająca jest przedmuchiwana gazem nośnym. Aby uniknąć gromadzenia się kondensatu w ogrzewanych analizatorach, rurki gazowe są ogrzewane, w tym filtr próbki gazu, zawór przełączający, pompa, kapilara próbki i detektor. Dodatkowo pompa tłoczy próbkę gazu przez system testowy. Specjalna jednostka kontroli ciśnienia próbki służy do tego, aby ciśnienie wejściowe przed kapilarą próbki pozostawało stałe, gdy zmienia się ciśnienie zasilania próbki gazu, a tym samym stała ilość próbki przepływa przez detektor. Pozostała nadmierna ilość próbki gazu wypływa przez rurę obejściową [61, 64, 65, 66].

Licznik cząstek stałych

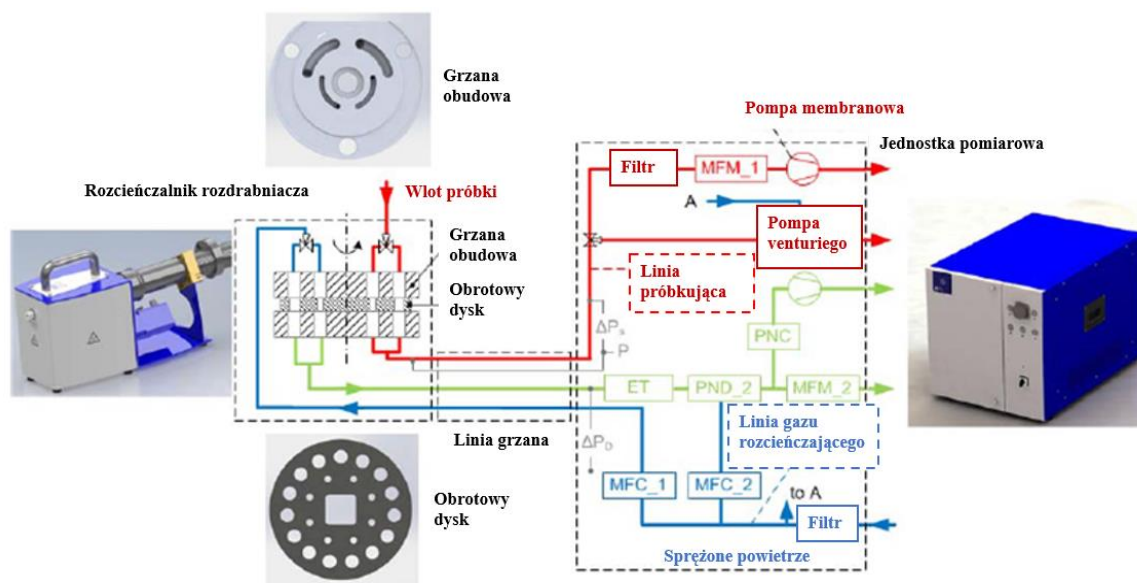
Licznik cząstek stałych służy do pomiaru liczby cząstek stałych. W badaniach laboratoryjnych wykorzystywany jest licznik kondensacyjny dla pomiaru cząstek nie mniejszych niż 23 nm. Gazy spalinowe są pobierane z tunelu CVS (*Constant Volume Sample*) i rozcieńczane powietrzem przefiltrowanym przez filtr HEPA (*High Efficiency Particulate Air Filter*). Wewnątrz tunelu rozcieńczającego spaliny są podgrzewane do temperatury, która powoduje odparowanie lotnych składników, pozostawiając jedynie cząstki stałe. Następnie spaliny są ponownie rozcieńczane za pomocą porowatej rurki rozcieńczającej i podawane do licznika cząstek kondensacyjnych PNC (*Particulate Number Counter*). W PNC butanol jest kondensowany na cząsteczkach znajdujących się w spalinach, aby je powiększyć tak, żeby stały się wizualnie wykrywalne przez optykę urządzenia. Powiększone cząstki są następnie zliczane na podstawie rozproszonych impulsów świetlnych generowanych, gdy przechodzą przez wiązkę laserową. Umożliwia to określenie liczby cząstek na jednostkę objętości. Zgodnie ze specyfikacjami UNECE R83 i R49 cząstki przekraczające rozmiar 23 nm są mierzone z wydajnością $50 \pm 12\%$ [68,70].

Próbka jest rozcieńczana bezpośrednio w punkcie pobierania próbek za pomocą obrotowego rozcieńczalnika tarczowego (*Primary Diluter*), przez który przepływa gaz. Rozcieńczalnik ma dwa oddzielne przewody – kanały, do pobierania próbek i do gazu rozcieńczającego. Stały przepływ powietrza rozcieńczającego ($1 \text{ dm}^3/\text{min}$) zapewnia kontroler przepływu masowego (MFC1). Przepływ próbki wynosi zwykle $5 \text{ dm}^3/\text{min}$ i jest wytwarzany przez pompę na końcu linii (pompa membranowa w trybie CVS lub pompa Venturiego w trybie RAW). W certyfikowanym liczniku cząstek stałych przepływ jest mierzony za pomocą przepływomierza (MFM1). W zaawansowanym liczniku cząstek stałych przepływ jest obliczany na podstawie spadku ciśnienia w nierozcieńczonym przewodzie wylotowym przy użyciu czwartej rurki do pomiarów ciśnienia. Otwory wywiercone w tarczy przenoszą niewielkie ilości spalin (próbki) do przewodu gazu rozcieńczającego, gdzie są one mieszane z gazem rozcieńczającym (oczyszczone powietrze). Rozcieńczenie zależy od:

- liczby otworów,
- przekroju poszczególnych otworów,
- prędkość obrotu,
- temperatury rozcieńczalnika,

- temperatury próbki,
- ciśnienia próbki [68,70].

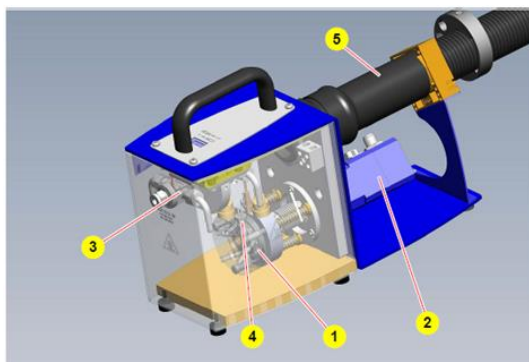
Powietrze rozcieńczające i rozcieńczalnik są podgrzewane do 150°C. Nominalny stosunek rozcieńczenia mieści się w zakresie od 10 do 2000 lub od 200 do 1000, w zależności od zastosowanych otworów (wewnętrzny lub zewnętrzny rząd otworów, rysunek 2.13). Konstrukcja krążka perforowanego (duże otwory i małe otwory w tym samym krążku) pozwala na modyfikacje stopnia rozcieńczenia bez konieczności jego wymiany. Poza tym konstrukcja podgrzewanych korpusów w kształcie nerki umożliwia ciągły przepływ powietrza rozcieńczającego i próbki [68, 70].



Rys. 2.13. Schemat funkcjonalny rozcieńczalnika próbki [68]

Za podgrzewanym pierwszym rozcieńczalnikiem, rozrzedzone gazy spalinowe przepuszczane są przez dwumetrową rurę rozgrzaną do 150°C, do przewodu parownika (ET) (temp. ścianki ok 350 °C). Następuje dalsze rozcieńczenie wewnątrz perforowanej rurki (PND2), która minimalizuje utratę cząsteczek. Rozcieńczanie za pomocą powietrza o temperaturze otoczenia i chłodzenie w węźle prowadzącym do PNC zapewnia, że końcowa temperatura rozcieńczonych spalin nie przekracza 35°C, co jest również maksymalną dopuszczalną temperaturą wlotową do PNC. Drugi współczynnik rozcieńczenia jest definiowany przez kontroler przepływomierza masowego (MFC2). Stężenie cząstek określa się następnie za pomocą licznika cząstek (PNC) ($\pm 12\%$ średnicy cząstki w punkcie odcięcia przy 23 nm) [68, 70, 112].

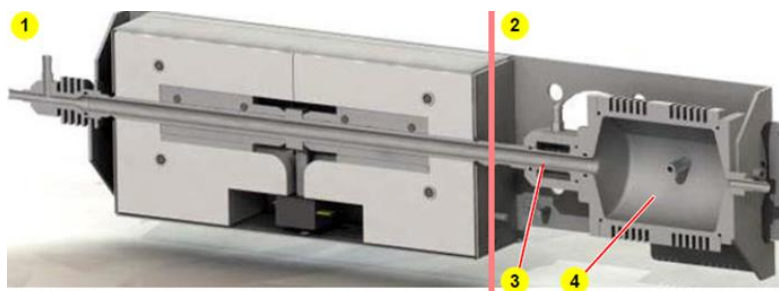
Podstawowy rozcieńczalnik (rysunek 2.14) ma wbudowaną perforowaną tarczę (1) napędzaną silnikiem krokowym (2) z precyzyjnie regulowaną prędkością. Dysk ma dwa okręgi z otworami. Po jednej stronie tarczy powietrze rozcieńczające przechodzi przez otwory, podczas gdy spaliny przechodzą przez drugą stronę. Obrót dysku przenosi spaliny na stronę rozcieńczania, gdzie mieszają się one z powietrzem rozcieńczającym. Rozcieńczenie można ustawić, dostosowując prędkość dysku. Zawór kulowy (3) może być użyty do przełączania między dwiema rurkami (wysokie/ niskie rozcieńczenie). Podstawowy rozcieńczalnik AVL jest podgrzewany za pomocą wkładów grzewczych (4). Połączenie z jednostką pomiarową odbywa się za pomocą linii grzanej (5) [68, 70, 113].



1. Perforowany dysk
2. Silnik krokowy
3. Zawór kulowy
4. Wkłady grzewcze
5. Linia grzana

Rys. 2.14. Schemat budowy głównego rozcieńczalnika [68]

Rurka parownika (1) jest podgrzewana za pomocą ceramicznych elementów grzejnych do maksymalnej temperatury 400°C w celu usunięcia lotnych cząstek z pierwotnego rozcieńczania spalin. Bezpośrednio za rozcieńczalnikiem wtórnym jest usytuowana komora stabilizacyjna, z której PNC (4) pobiera próbki rozcieńczonych spalin (rysunek 2.15) [68, 70].

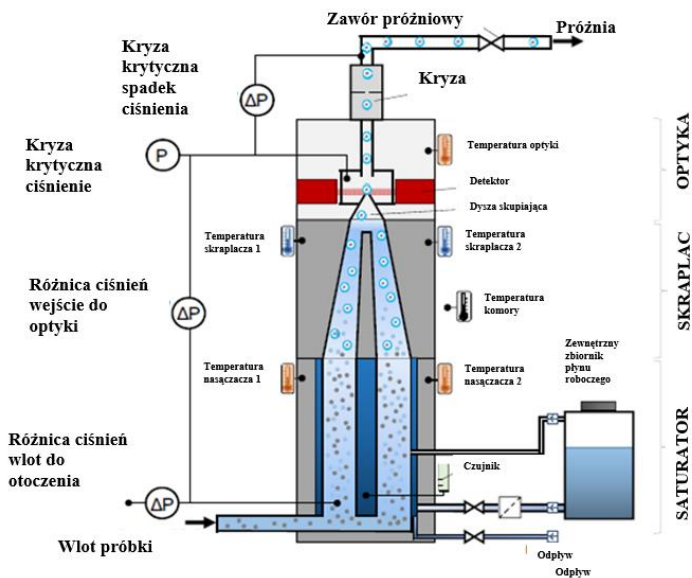


- | | |
|--------------------------|---|
| 1. Rurka parownika | 3. Rozcieńczalnik porowaty |
| 2. Wtórny rozcieńczalnik | 4. Komora stabilizująca z próbkowaniem spalin dla PNC |

Rys. 2.15. Budowa rurki odparowującej i drugiego rozcieńczalnika [68]

W przypadku kondensacyjnego licznika cząstek DUV (*Deep Ultraviolet*) (rysunek 2.16) mierzony aerozol wchodzi do przez wlot próbki. Wewnątrz podgrzewanego saturatora, wyłożonego kawałkiem knota nasączonego butanolem, butanol paruje i w stanie pary miesza się z aerozolem. W skraplaczu pary butanolu są schładzane do stanu przesylenia i gotowe do kondensacji na cząstkach aerozolu (kondensacja heterogeniczna). Temperatura jest nieco niższa od temperatury, w której występuje kondensacja homogeniczna. Butanol, który skrapla się na ściankach, wraca do nasączonych butanolem kawałków knota. Skondensowane cząstki butanolu wchodzi do urządzenia zliczającego przez dyszę. Urządzenie składa się z diody laserowej, soczewki skupiającej, soczewki zbierającej i fotodetektora. Wiązka lasera jest dokładnie skupiona na punkcie nad dyszą. Za każdym razem, gdy cząsteczka przechodzi przez dyszę, światło lasera jest rozpraszane, a rozproszone światło jest wychwytywane przez soczewkę zbierającą i skupiane na fotodetektorze. Cała optyka jest utrzymywana w wyższej temperaturze niż saturator, aby zapobiec kondensacji butanolu na soczewkach. W celu kontrolowania przepływu objętościowego przez CPC, używana jest kryza krytyczna (z różnicą ciśnienia przed i za kryzą), przy czym ciśnienie bezwzględne i

ciśnienie za dyszą są mierzone i monitorowane w celu zapewnienia prawidłowego przepływu przez CPC (rysunek 2.16) [68].



Rys. 2.16. Układ funkcjonalny kondensacyjnego licznika cząstek [68]

2.4. Metody badań emisji związków szkodliwych w warunkach rzeczywistych z wykorzystaniem systemu mobilnego

2.4.1. Charakterystyka wykonywanych pomiarów

Badania emisji spalin w rzeczywistych warunkach jazdy (RDE) wykonywane są na drogach publicznych, zgodnie z obowiązującymi wytycznymi, zapisanymi w regulaminie EC Regulation (EU) 2017/1151. Regulamin ten określa, jakie urządzenia oraz analizatory mobilne muszą być zamontowane w pojeździe podczas badania RDE. Na zestaw PEMS składają się przenośne analizatory spalin, masowy przepływomierz spalin (EFM), stacja pogodowa oraz system monitorowania pozycjonowania (GPS) [110, 111]. Urządzenia te muszą być zintegrowane ze sobą oraz zapewniać częstotliwość akwizycji 1 Hz. Regulamin określa nie tylko urządzenia, jakie muszą być wykorzystane podczas badania RDE, ale również jakie muszą być spełnione warunki trasy, takie jak, minimalny i maksymalny czas trwania testu, przebyta odległość, zakresy prędkości oraz warunki otoczenia, minimalna i maksymalna wysokość nad poziomem morza. W regulaminie określona jest również maksymalna różnica temperatury pojazdu (płynu chłodzącego i oleju silnikowego) względem temperatury otoczenia przy rozpoczęciu testu. Każda trasa testu dla samochodów kategorii M1 musi zawierać trzy fazy: część miejską, pozamiejską oraz autostradową, których udział procentowy jest określony w regulaminie. Przykładowe zastosowania pomiarowych systemów mobilnych przedstawiane są na rysunkach 2.17 i 2.18 [71].



Rys. 2.17. Zewnętrzny systemu mobilnego zamontowany na samochodzie osobowym



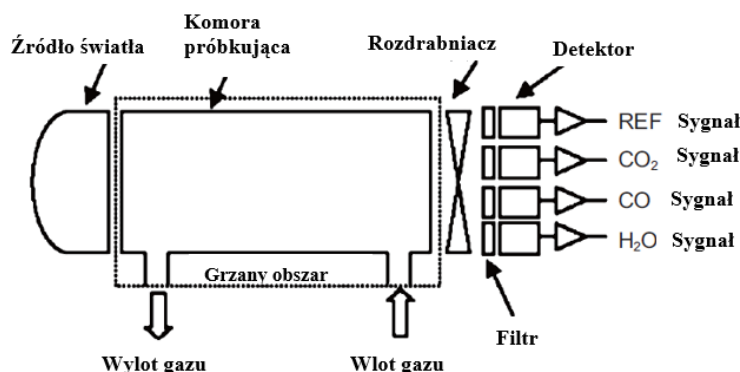
Rys. 2.18. Zewnętrzny system mobilny zamontowany na samochodzie ciężarowym

2.4.2. Analizatory spalin wykorzystywane w systemach mobilnych

Systemy mobilne wykorzystują do pomiarów niektórych składników spalin te same metody pomiaru, co systemy laboratoryjne. Jednakże ze względu na mobilność systemu analizatory te są bardziej kompaktowe i odporniejsze na wstrząsy. W niektórych przypadkach metody pomiaru różnią się jednak od pomiarów laboratoryjnych. W poniższych podrozdziałach opisano poszczególne analizatory mobilnych systemów do pomiaru emisji spalin.

Analizator NDIR

W systemie mobilnym do pomiaru stężeń tlenu i dwutlenku węgla jest używany podgrzewany analizator NDIR. Na rysunku 2.19 przedstawiono konfigurację jednostki detektora, która składa się ze źródła światła, ogrzewanej celi próbkującej i przerywacza światła [71].



Rys. 2.19. Budowa analizatora NDIR [71]

Analizator jest wyposażony w filtry optyczne i czujniki półprzewodnikowe, które są przeznaczone odpowiednio dla dwutlenku węgla, tlenku węgla i wody i referencyjnej długości fali. Światło podczerwone przechodzi przez nagrzaną sekcję próbkującą, jest odpowiednio modulowane przez przerywacz światła, a następnie dociera do czujników. Filtry optyczne wybierają długości fal charakterystyczne dla związków docelowych. Gdy próbka gazu w ogrzewanej sekcji zawiera tlenek węgla, dwutlenek węgla i wodę, absorpcja światła zachodzi przy każdej z charakterystycznych długości fali absorpcji, a natężenie światła dostarczonego do każdego detektora jest zmniejszone. Spadek natężenia światła ma bezpośredni związek ze stężeniem tlenku węgla i dwutlenku węgla w gazie. Dlatego stężenia tlenku węgla i dwutlenku węgla można obliczyć na podstawie wyjścia każdego czujnika. Stężenie wody jest monitorowane w jednostce detekcyjnej, aby skompensować zakłócenia stężenia wody na innych składnikach. Sekcja próbki jest podgrzewana do 95 °C. Dzięki zastosowaniu tej konfiguracji, pobrane próbki gazów spalinowych z pojazdu mogą być mierzone w stanie mokrym bez osuszania [71].

Analizator NDUV

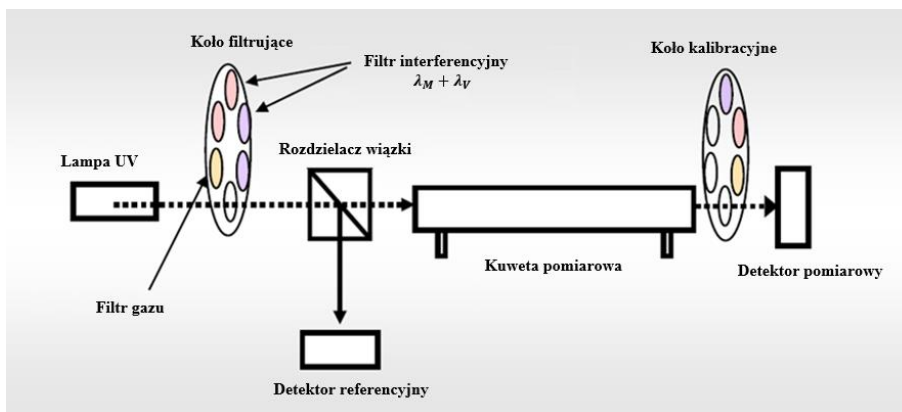
Analizator do pomiaru stężenia tlenku azotu i tlenków azotu wykorzystywany w systemach mobilnych najczęściej jest analizatorem NDUV (*Non-Dispersive Ultra Violet*). Analizator UV charakteryzuje się następującymi cechami:

- jego możliwości pomiarowe są bardzo czułe i stabilne w odniesieniu do NO,
- stężenia tlenku azotu i dwutlenku azotu są mierzone bezpośrednio,
- charakteryzuje się wysokim poziomem selektywności w stosunku do towarzyszących składników zawartych w próbce gazu (spalin) i nie ma wpływu w szczególności na dwutlenek węgla i wodę [72].

Analizator UV to wieloskładnikowy fotometr UV o wysokiej stabilności punktu zerowego i końcowego. Jego działanie pomiarowe opiera się na właściwościach gazów (takich jak NO i NO₂), które tworzą dyskretne pasma absorpcji drgań i pochłaniają promieniowanie w zakresie długości fal od 200 nm do 500 nm. Głównym elementem analizatora jest źródło promieniowania UV, bezelektrodowa lampa wyładowcza ELD (*Electrodeless Discharge Lamp*), która indukowana wysoką częstotliwością emituje między innymi promieniowanie specyficzne dla tlenku azotu w polu elektromagnetycznym:

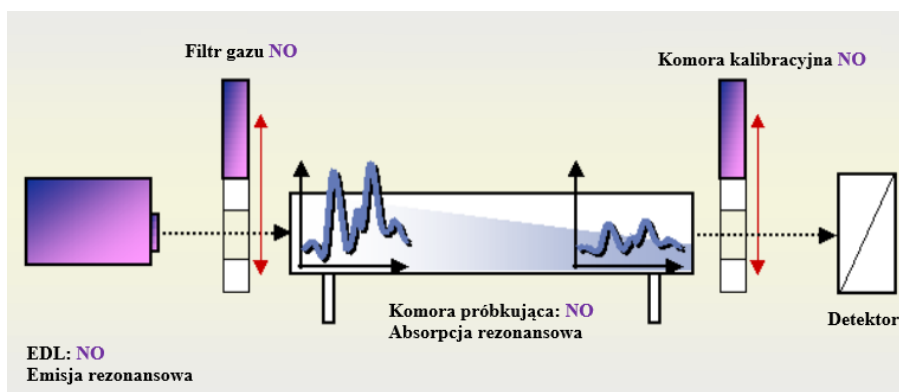


Ta metoda pomiaru jest zatem metodą rezonansową i jest określana jako spektroskopia absorpcji rezonansowej DUV. Inne gazy zaabsorbowane w UV, takie jak dwutlenek azotu i dwutlenek siarki, są określane za pomocą korelacji filtra interferencyjnego jako niedyspersyjna metoda UV (rysunek 2.20) [72].



Rys. 2.20. Schemat działania analizatora NDUV [72]

Promieniowanie emitowane przez źródło promieniowania UV jest modulowane za pomocą koła filtrującego i dzielone na wiązkę pomiarową oraz wiązkę odniesienia w półprzezroczystym dzielniku. Podczas jednego pomiaru rejestrowane są łącznie cztery sygnały dla dwóch pozycji filtra interferencyjnego poprzez wiązkę pomiarową i wiązkę odniesienia oraz obliczane z utworzeniem ilorazów podwójnych. Ta czterowiązkowa metoda stanowi podstawę wysokiej stabilności pomiaru uzyskiwanej w pomiarze stężenia tlenu azotu. Dzięki temu analizator jest w dużej mierze niezależny od wszelkich zanieczyszczeń w kuchecie pomiarowej czy starzenia się źródła promieniowania (rysunek 2.21) [72].



Rys. 2.21. Pomiar absorpcyjny NO [72]

Wymagany specyficzny sygnał jest określany w dwóch etapach:

- na początku, w fazie pomiaru, rejestrowany jest pełny pomiar absorpcji,
- w kolejnej fazie odniesienia, filtr gazowy wypełniony tlenkiem azotu jest ustawiany w odpowiednim położeniu i tylko te części widmowa, które nie są absorbowane przez tlenek azotu, docierają do detektora przez kuchetę pomiarową [72].

Analizator FID

W przypadku systemów mobilnych do badania emisji węglowodorów jest wykorzystywany analizator spalin FID. Jego zasada działania została szczegółowo opisana w podrozdziale 2.3.2.

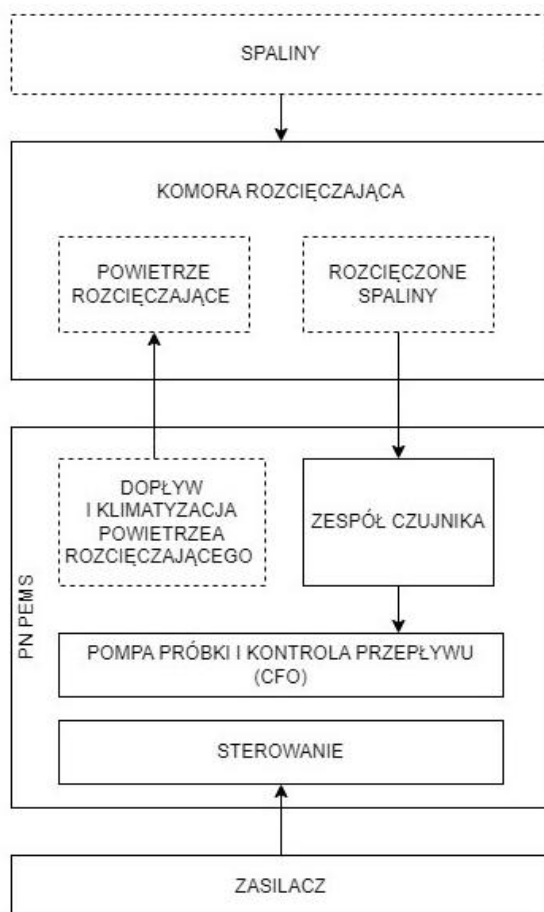
Licznik cząstek stałych

Systemy mobilne wykorzystują dwa rodzaje liczników do pomiaru cząstek stałych. Jednym z nich jest licznik kondensacyjny, który został scharakteryzowany w podrozdziale 2.3.2. Drugi typ licznika cząstek stałych wykorzystuje elektrostatyczną metodę pomiaru. Podstawowa zasada działania urządzenia to:

- rozcieńczanie spalin stałym stosunkiem rozcieńczenia 10,
- próbkowanie stałego przepływu rozcieńczonych spalin przez zespół czujnika,
- pomiar stężenia cząstek stałych w rozcieńczonych spalinach z rozdzielczością czasową za pomocą jednobiegunowej metody ładowania, zaimplementowanej w module czujnika [73].

Licznik składa się z dwóch jednostek fizycznych i trzech jednostek funkcjonalnych:

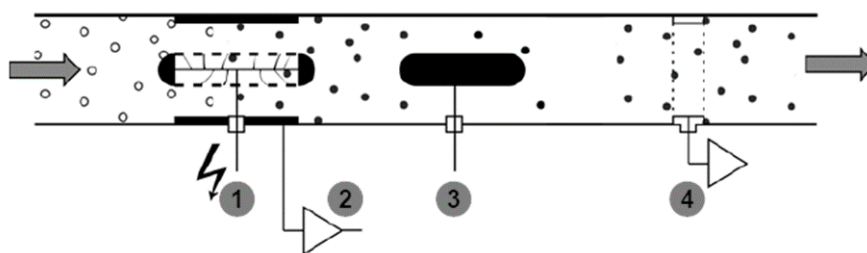
- czujnik (jednostka znajdująca się w urządzeniu),
- urządzenie do kontrolowania przepływu i rozcieńczenia,
- komora rozcieńczająca, tunel oraz rura transferowa (rysunek 2.22) [73].



Rys. 2.22. Schemat funkcjonalny licznika cząstek stałych systemu mobilnego [73]

Analizator działa wykorzystując ładowanie dyfuzyjne, które następuje, gdy jon zderza się z cząsteczką. Jon „przykleja się” do cząsteczki, która nabiera swojego ładunku. Z powodu przypadkowych zderzeń między jonami a cząsteczkami te ostatnie zostają naładowane. Ponieważ zderzenia wynikają z ruchów Browna jonów i cząstek, proces ten nazywa się ładowaniem. Jest to dominujący mechanizm dla cząstek mniejszych niż $0,2 \mu\text{m}$ [73].

Ładowanie dyfuzyjne wymaga bardzo wysokiego stężenia jonów jednobiegunowych. Jedynym sposobem na wytworzenie wystarczającej ilości jonów jednobiegunowych do ładowania aerozolu jest wyładowanie koronowe (*Corona Discharge*). Do wytworzenia wyładowania koronowego potrzebne jest nierównomierne pole elektrostatyczne. Można to osiągnąć dzięki geometrii drutu-rurki. W ten sposób powietrze ulega przebiciu elektrycznemu i staje się przewodzące przy wystarczająco wysokim natężeniu pola (wyładowanie koronowe). W obszarze koronowym (cienka warstwa na powierzchni drutu) elektrony są przyspieszane do dużych prędkości. Elektrony te mają wystarczająco dużo energii, aby po zderzeniu wybić elektron z cząsteczki powietrza. W ten sposób powstaje jon dodatni i wolny elektron. Ponieważ drut jest dodatni w stosunku do rurki, elektrony będą szybko przemieszczać się do drutu, podczas gdy jony popłyną do rurki. Poprzez wprowadzenie cząstek aerozolu do przestrzeni między drutem a rurką, cząstki zostaną naładowane w wyniku ładowania dyfuzyjnego. W ten sposób liczbę cząstek można zmierzyć za pomocą elektrometru (rysunek 2.23) [73].



- | | |
|---------------------------|--------------------------------------|
| 1. Wysokie napięcie | 3. Pulsacyjne opady elektrostatyczne |
| 2. Pomiar prądu ładowania | 4. Elektrometr klatki Faradaya |

Rys. 2.23. Zasada pomiaru w liczniku cząstek stałych [73]

Próbkowany aerozol najpierw przechodzi przez jednobiegunową ładowarkę dyfuzyjną, po której następuje pulsacyjny opylacz elektrostatyczny. Ta konfiguracja wytwarza modulację ładunku w aerozolu, która jest wykrywana w klatce Faradaya. Rozcieńczone spaliny wchodzi do zespołu czujnika (wlot aerozolu) i są ładowane za pomocą drutu koronowego, który jest napędzany wysokim napięciem. W ten sposób uwalniane są dodatnio naładowane jony. Cząsteczki w aerozolu są ładowane przez te jony. Za ładowarką dyfuzyjną znajduje się pulsacyjny opylacz elektrostatyczny, który wytwarza modulację ładunku w aerozolu. Ta modulacja jest następnie wykrywana w klatce Faradaya, która jest podłączona do elektrometru. Za każdym razem, gdy chmura naładowanych cząstek przelatuje przez klatkę Faradaya, wykrywany jest sygnał. Sygnał ten pochodzi z prądów kompensacyjnych, które powstają w wyniku indukcji elektrostatycznej. Prądy kompensacyjne są proporcjonalne do ładunku cząstek. W związku z tym wykryty pik odpowiada ilości cząstek [73].

3. Cel, problem i hipoteza badawcza

Zasadniczym celem prowadzenia badań jest poznanie naukowe, wzbogacenie wiedzy, zdobycie wiedzy maksymalnie pewnej, jak najbardziej ścisłej, możliwie ogólnej, cechującej się jak największym stopniem prostoty, jednak równocześnie zawierającej maksymalną ilość informacji.

W związku z tym, **celem poznawczym pracy** jest analiza aktualnego stanu wiedzy i techniki z obszaru budowy oraz eksploatacji systemów pomiarowych emisji spalin pojazdów samochodowych.

Eko-technologiczność, to rozumiała zgodność działania technicznego maszyn, w tym również silników pojazdów spalinowych, z potrzebą nieustannego doskonalenia, postępu dodatniego, rozwoju, kształtowania i chronienia zarówno środowiska człowieka, powietrza, wody, gleby, zwierząt, roślin, Ziemi, jak również surowców, materiałów, tworzyw konstrukcyjnych, urządzeń, maszyn, pojedynczych narzędzi czy całych instalacji i systemów technicznych.

Zgodnie z powyższym jako **cel użyteczny pracy** przyjęto ocenę mobilnych systemów pomiarów emisji spalin w warunkach laboratoryjnych na hamowni podwoziowej, przy czym głównym kryterium oceny jest dokładność pomiaru.

Realizacja zasadniczego celu pracy będzie możliwa poprzez wykonanie siedmiu zadań badawczych, ujętych w następujących **celach szczegółowych**:

- analiza aktualnego stanu wiedzy i techniki z zakresu wymogów prawnych dotyczących badania emisji związków szkodliwych spalin, specyfiki badań emisji spalin w rzeczywistych warunkach jazdy, metod badań laboratoryjnych emisji związków szkodliwych z wykorzystaniem hamowni podwoziowych oraz systemów mobilnych,
- opracowanie metodyki oceny mobilnych systemów pomiarów emisji spalin w warunkach laboratoryjnych na hamowni podwoziowej,
- dobór obiektów badań,
- dokonanie oceny porównawczej wyników analiz otrzymanych podczas badań prowadzonych z wykorzystaniem dwóch systemów laboratoryjnych (laboratorium nr 1 i 2),
- dokonanie oceny porównawczej wyników analiz otrzymanych podczas badań prowadzonych z wykorzystaniem systemów mobilnych (system A i B),
- porównanie wyników badań otrzymanych z wykorzystaniem systemów laboratoryjnych do wyników uzyskanych z analiz realizowanych przy pomocy systemów mobilnych,
- sformułowanie wniosków i kierunków dalszych badań.

Dla osiągnięcia celu głównego pracy sformułowano **problem badawczy** jako pytanie: Jakie kryteria, modele i wskaźniki są niezbędne do przeprowadzenia oceny dokładności pomiarów dwóch różnych mobilnych systemów do pomiaru emisji związków szkodliwych spalin?

Aby możliwym było osiągnięcie głównego celu pracy, niezbędnym będzie odpowiednie przystosowanie przyjętych w środowisku naukowym metod pomiarów emisji związków szkodliwych spalin, do specyficznych potrzeb niniejszej pracy.

Zrealizowanie pierwszego celu szczegółowego będzie możliwe przez wykonanie przeglądu obecnie obowiązujących aktów prawnych z zakresu badania emisji związków szkodliwych spalin. Niezbędnym będzie również przybliżenie specyfiki badań emisji spalin w rzeczywistych warunkach jazdy oraz omówienie metod badań laboratoryjnych emisji związków szkodliwych z wykorzystaniem hamowni podwoziowych i systemów mobil-

nych, ze szczególnym uwzględnieniem roli analizatorów spalin NDIR, NDUV, CLD, FID oraz licznika cząstek stałych. Realizację tego celu opisano w drugim rozdziale pracy.

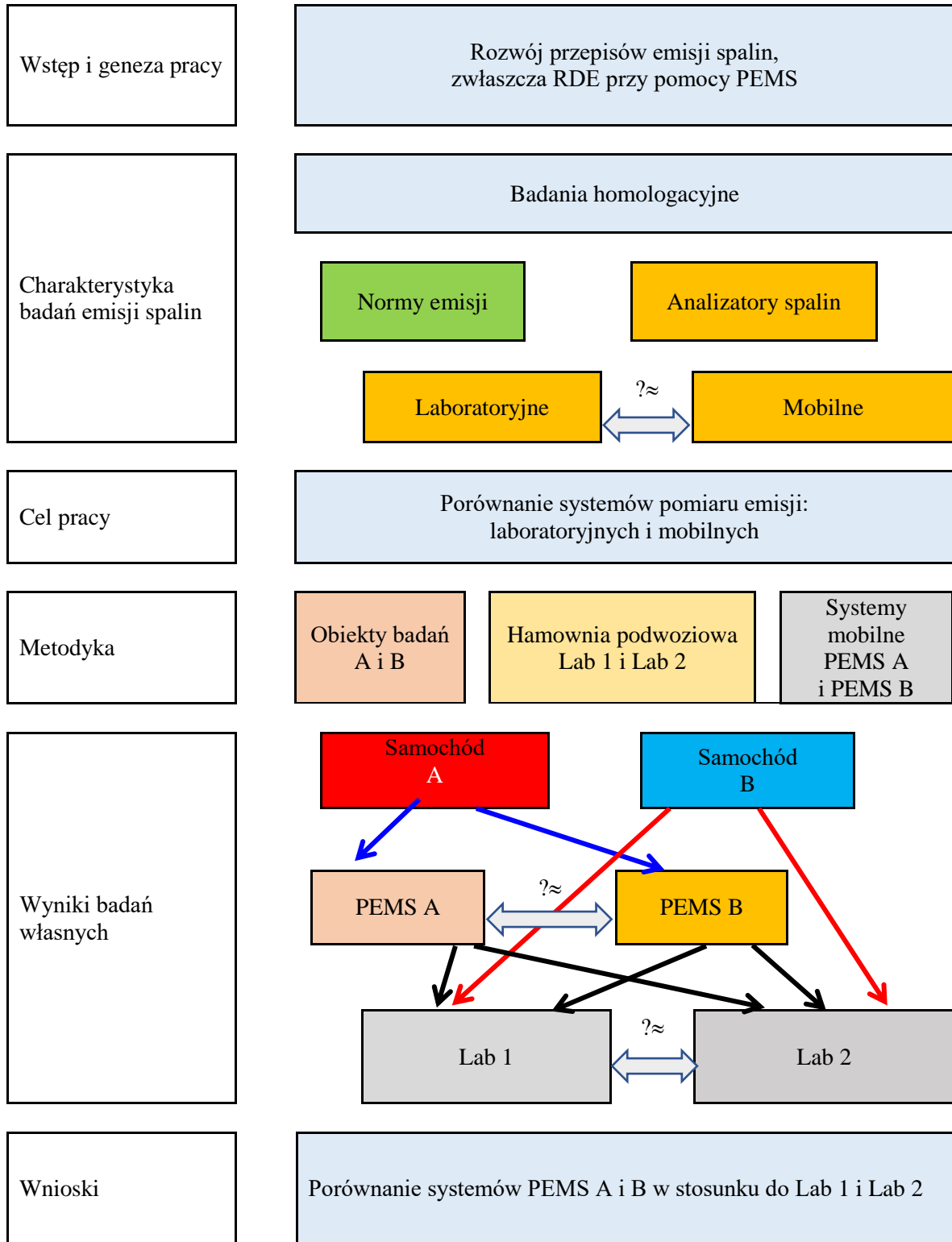
W celu przeprowadzenia oceny mobilnych systemów pomiarów emisji spalin w warunkach laboratoryjnych na hamowni podwoziowej, niezbędnym jest opracowanie optymalnej metodyki badań. Osiągnięcie tego celu umożliwiło zastosowanie do analiz dwóch systemów laboratoryjnych z których otrzymane wyniki stanowiły wartości odniesienia dla rezultatów badań uzyskanych z wykorzystaniem dwóch systemów mobilnych. Istotnym elementem było również dobranie porównywalnych obiektów badań – w tym przypadku dwóch samochodów osobowych, Fiat 500 i Volkswagen Golf VI. Realizacja drugiego i trzeciego celu zostanie przedstawiona w rozdziale czwartym.

Dla osiągnięcia pozostałych celów szczegółowych (4–7) niezbędnym będzie wykonanie oceny mobilnych systemów pomiarów emisji spalin. W pierwszym kroku konieczną będzie analiza wiarygodności wyników uzyskiwanych z wykorzystaniem zaproponowanych systemów laboratoryjnych. Drugi etap będzie stanowiło porównanie wyników badań otrzymanych z wykorzystaniem rozważanych systemów PEMS. Krok trzeci będzie obejmował porównanie wyników otrzymanych z zastosowaniem systemów laboratoryjnych i mobilnych. W związku z tym, realizacja pozostałych celów szczegółowych oraz wyniki przeprowadzonych prac zostaną zawarte w rozdziale piątym i szóstym niniejszej rozprawy.

Sformułowano następującą **hipotezę badawczą**: Systemy mobilne przeznaczone do pomiarów limitowanych związków szkodliwych w spalinach pozwalają na przeprowadzenie wiarygodnych badań emisji, a otrzymane wyniki są porównywalne do tych uzyskiwanych podczas analiz z wykorzystaniem systemów laboratoryjnych.

Schemat blokowy realizacji pracy przedstawiono na rysunku 3.1.

Struktura pracy



Rys. 3.1. Schemat blokowy pracy

4. Metodyka badań własnych

4.1. Obiekty badań

Podczas badań wykorzystano dwa samochody: Fiat 500 i Volkswagen Golf VI (rysunki 4.1–4.3), których dane konieczne dla badań zestawiono w tabeli 4.1.

Tab. 4.1. Dane samochodów wykorzystanych do badań

| Oznaczenie samochodu | Samochód A | Samochód B |
|---|--------------------|--------------------|
| Marka | Fiat | VW |
| Model | 500 | Golf VI |
| Rodzaj paliwa | Benzyna | Benzyna |
| Rodzaj zasilania | GDI | GDI |
| Objętość skokowa silnika [dm ³] | 0,999 | 1,390 |
| Moc [kW] | 51 | 90 |
| Skrzynia biegów | Manualna 5 biegowa | Manualna 6 biegowa |
| Przebieg [km] | 170 | 165 249 |
| Norma emisji spalin | Euro 6d | Euro 5 |



Rys. 4.1. Samochód A wykorzystany do badań



Rys. 4.2. Samochód B podczas badań na hamowni podwoziowej w laboratorium 1 (Lab 1)



Rys. 4.3. Samochód B podczas badań na hamowni podwoziowej w laboratorium 2 (Lab 2)

4.2. Aparatura wykorzystana do badań laboratoryjnych

Do badań wykorzystano wyposażenie dwóch laboratoriów badawczych znajdujących się w Instytucie Badań i Rozwoju Motoryzacji BOSMAL (rysunki 4.4 i 4.5). Podstawę laboratoriów stanowią komory klimatyzowane i klimatyczne, w których przeprowadzane są wszystkie typy badania wykonywane na hamowniach podwoziowych. W wykorzystanym do badań laboratorium emisji nr 1 można prowadzić analizy w zakresie temperatur od +14 °C do +28 °C. Komory wyposażone są w systemy kontroli temperatury i wilgotności. System klimatyzacyjny laboratorium nr 1 umożliwia:

- regulację temperatury w zakresie od +14°C do +28 °C,
- utrzymanie zadanej temperatury podczas badań w zakresie $\pm 2,0$ °C,
- regulację wartości wilgotności podczas badań: od 5,5 do 12,2 gramów wody na kilogram suchego powietrza dla temperatur w zakresie +14 °C do +28 °C, utrzymanie zadanej wilgotności względnej podczas badań w zakresie $\pm 5\%$.



Rys. 4.4. Widok ogólny laboratorium nr 1 (Lab 1)



Rys. 4.5. Widok ogólny laboratorium nr 2 (Lab 2)

W laboratorium nr 2 wszystkie czynności można wykonywać w temperaturach od -35 °C do $+60\text{ °C}$ (rysunek 4.6). Taki zakres temperatur znacznie przekracza obecne i przyszłe wymagania projektów rozwoju silników i pojazdów, zdolność rozruchu na zimno w niskich temperaturach, itp. oraz wymagania testowe producentów olejów, paliw, różnych podzespołów pojazdów, czy układów oczyszczania spalin. Podczas pracy komory klimatycznej w laboratorium nr 2 istnieje możliwość:

- kontroli temperatury w zakresie -35 °C do $+60\text{ °C}$,
- utrzymania zadanej temperatury w zakresie $\pm 1,0\text{ °C}$ (w warunkach statycznych, przy zerowym obciążeniu cieplnym) oraz $\pm 1,2\text{ °C}$ (podczas badań pojazdów),
- utrzymania zadanej wilgotności względnej podczas badań w zakresie $\pm 5\%$,
- zmiany temperatury (przy pustej komorze) o $0,5\text{ °C}$ na minutę w fazie nagrzewania i schładzania,
- regulacji wartości wilgotności podczas badań: od $5,5\text{ g/km}$ do 15 g/km (gramów wody na kilogram suchego powietrza) dla temperatur w zakresie od $+20\text{ °C}$ do $+35\text{ °C}$.

Oprogramowanie sterujące komorą klimatyczną umożliwia realizację zdefiniowanych przez użytkownika zautomatyzowanych programów, dzięki czemu stabilizację temperatury w komorze można osiągnąć na długo przed rozpoczęciem jakichkolwiek badań. W tabeli 4.2 przedstawiono porównanie warunków otoczenia w obu laboratoriach.

Tab. 4.2. Warunki otoczenia w laboratorium 1 i 2 (Lab 1 i Lab 2)

| Parametr | Jednostka | Lab 1 | Lab 2 |
|---|---|------------|------------|
| Zakres temperatury | °C | +14/+28 | $-35/+60$ |
| Dokładność utrzymywania zadanej temperatury (tolerancja) podczas testu emisji | °C | $\pm 2,0$ | $\pm 1,2$ |
| Wilgotność podczas testu emisji | $\text{g H}_2\text{O/kg}$ suchego pow. | 5,5 – 12,2 | 5,5 – 15,0 |
| Dokładność utrzymywania zadanej wilgotności względnej (tolerancja) podczas testu emisji | % | ± 5 | ± 5 |

Hamownie podwoziowe wykorzystane do badań są wyprodukowane przez firmę AVL (model AVL Zoellner 48” Compact) i zamontowane w laboratorium klimatyzowanym oraz komorze klimatycznej. Hamownie są w pełni zintegrowane z systemem zarządzania labo-

ratorium (AVL iGEM i HORIBA STARS VETS), sterowane za pomocą oprogramowania, które zawiera nie tylko funkcje do badania emisji spalin zgodnie z międzynarodowymi cyklami testowymi (cykle UE: WLTC, RTS95 – RDE, NEDC, WMTC: cykle amerykańskie FTP–75, HWFET, US06, dawny cykl japoński: JC08), ale także do uzyskiwania pomiarów mocy silnika zarówno w warunkach statycznych, jak i dynamicznych oraz mogących symulować różne cykle jazdy o charakterze nie legislacyjnym, wykorzystywane do celów badawczo–rozwojowych. W laboratorium Emisji nr 1 (Lab 1) wykorzystywana jest hamownia podwoziowa 2WD umożliwiająca badanie pojazdów napędzanych wyłącznie na jedną oś. Laboratorium emisji nr 2 (Lab 2) wyposażone jest w hamownię podwoziową 4WD pozwalającą na badanie samochodów również z napędem na obie osie. Specyfikacja stanowisk zestawiono w tabeli 4.3.

Tab. 4.3. Opis hamowni podwoziowych w laboratorium 1 i 2 (Lab 1 i Lab 2)

| Parametr | Jednostka | Lab 1 | Lab 2 |
|---|-----------|----------|-------------|
| Liczba osi | szt. | 1 | 2 |
| Liczba rolek | szt. | 2 | 4 |
| Średnica rolki | mm | 1219,2 | 1219,2 |
| Odległość pomiędzy wewnętrznymi krawędziami rolek | mm | 914 | 914 |
| Rozstaw osi | mm | – | 2000 – 4600 |
| Moc nominalna | kW | 153 | 153 |
| Moc maksymalna | kW | 258 | 258 |
| Prędkość maksymalna | km/h | 200 | 250 |
| Masa symulowana 2WD | kg | 454–5448 | 454 – 5448 |
| Masa symulowana 4WD | kg | – | 800 – 5448 |
| Masa symulowana dla motocykli | kg | – | 150 – 454 |

System hamowni podwoziowych AVL–Zoellner 48” w laboratoriach BOSMAL do analizy emisji spalin przeznaczony jest do badań 2-osioowych pojazdów silnikowych z napędem na przednie, tylne lub na wszystkie koła z naciskiem na oś do 2000 kN. Konstrukcja hamowni opiera się na specyfikacji US EPA C100081T1 i procedurze akceptacji AA-IM/EPA/CARB, Rozporządzeniu GTR 15, Rozporządzeniu WE (nr 715/2007, 692/2008 i 595/2009), EPA 40 CFR 1066, TRIAS 31–J042(3)–01 i TRIAS 99–006–01. Systemy testowe tego typu zaprojektowane są z użyciem silników prądu przemiennego umieszczonego pomiędzy rołkami. Wentylatory wykorzystywane do chłodzenia napędu pojazdu podczas prób, symulują przepływ powietrza proporcjonalny do prędkości pojazdu (0 – 150) km/h. Dodatkowo hamownia podwoziowa znajdująca się w laboratorium nr 2 ma rozszerzoną funkcję umożliwiającą badanie motocykli, motorowerów i skuterów w zakresie symulacji masy bezwładności od 150 kg do 454 kg [13].

Zaawansowana hamownia podwoziowa o konstrukcji jednoosiowej, dwuosiowej i czterorolkowej w zakładach zajmujących się rozwojem i produkcją samochodów służy do badania całego pojazdu w następujących celach:

- badania emisji spalin pojazdów zgodnie z przepisami międzynarodowymi i krajowymi,
- oceny działania pokładowych systemów diagnostycznych (OBD) w warunkach obciążenia i symulowania usterek,
- oceny działania strategii kontroli pojazdu hybrydowego, np. odzyskiwania energii podczas hamowania,
- badania hałasu, wibracji i szorstkości (NVH),

- testowania właściwości jezdnych przy zróżnicowanych profilach kierowcy i tras,
- oceny wydajności w ekstremalnych warunkach klimatycznych,
- badania zgodności odporności elektromagnetycznej i kompatybilności elektromagnetycznej (EMC),
- badań wydajności tunelu aerodynamicznego (opór, stabilność obciążenia bocznego itp.),
- pomiarów mocy i układów chłodzenia pojazdu,
- pomiarów zasięgu,
- pomiarów wykorzystujące opory wzniesienia,
- pomiarów dynamicznych (przyspieszenia, hamowania, prędkości maksymalnej) [13].

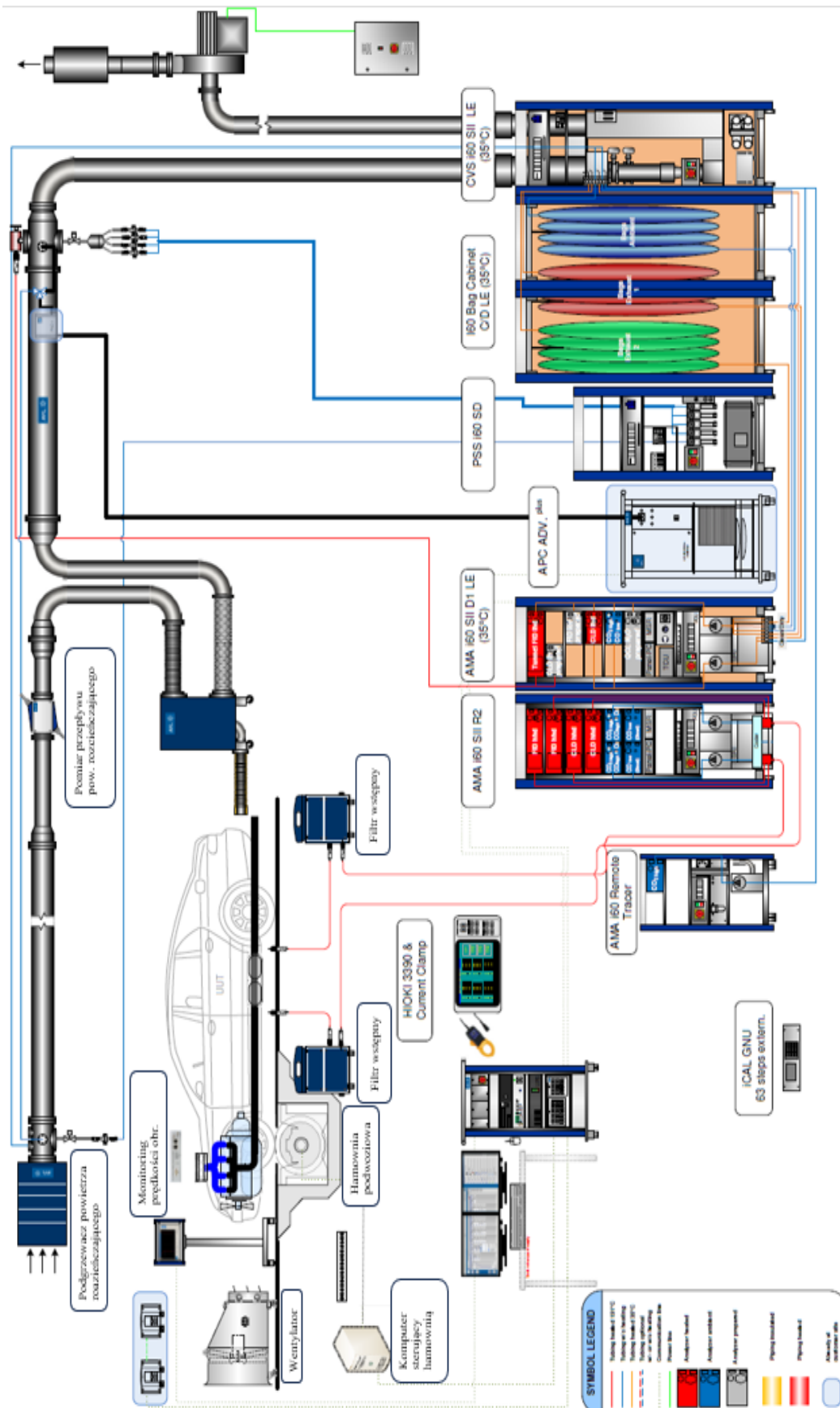
Aparatura pomiarowa laboratorium nr 1 (rysunek 4.6) jest umieszczona w komorze klimatyzowanej i umożliwia przeprowadzanie badań za pomocą pobierania próbek do worków pomiarowych, pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych oraz pomiaru ciągłego spalin surowych. W skład systemu wchodzi analizatory emisji tlenku węgla, dwutlenku węgla, tlenku azotu, tlenków azotu i węglowodorów oraz licznik cząstek stałych [13].

Aparatura pomiarowa laboratorium nr 2 (rysunek 4.7) znajduje się na zewnątrz komory klimatycznej stanowiska nr 2, gdyż nie jest przystosowana do pracy w warunkach, które są możliwe do uzyskania przez komorę klimatyczną. W skład aparatury pomiarowej nr 2 wchodzi wszystkie niezbędne analizatory spalin wykorzystywane podczas badań emisji legislacyjnych oraz analizatory do pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych oraz do pomiaru ciągłego spalin surowych. Aparatura pomiarowa jest również wyposażona w licznik cząstek stałych.

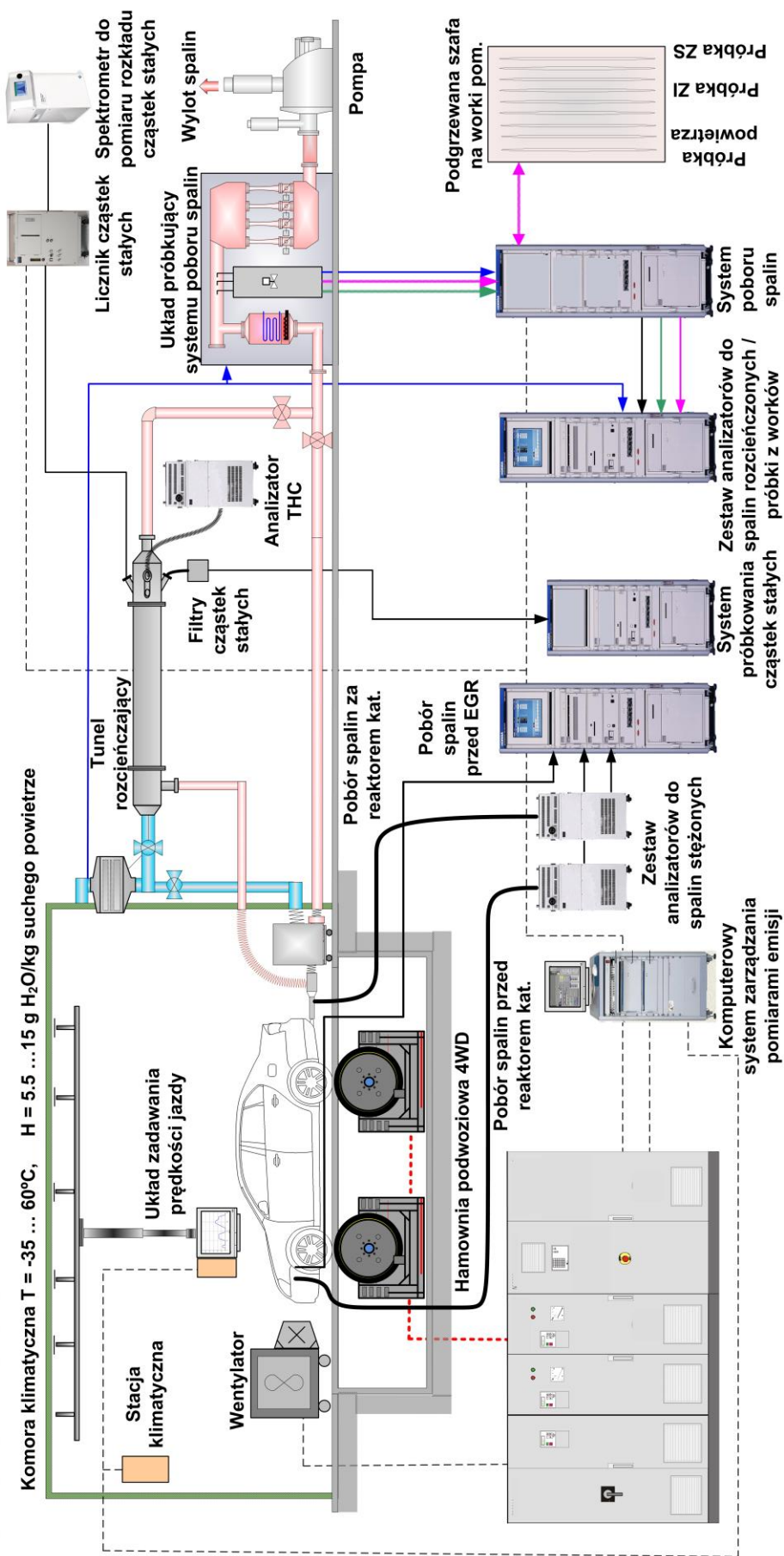
W tabeli 4.4 zestawiono rodzaje analizatorów znajdujących się w poszczególnych laboratoriach. Przedstawiono również zakresy pomiarowe zarówno dla analizatorów wykorzystywanych do pomiarów z worków pomiarowych spalin rozcieńczonych, jak i analizatorów do pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych oraz nierozcieńczonych.

Tab. 4.4. Różnice pomiędzy analizatorami spalin dostępnymi w Lab 1 i Lab 2

| System – Lab 1 | | | | | |
|----------------------------|--------------------------------|----------------|----------------|---|---|
| Mierzony | pomiar z worków | | | Dokładność pomiarowa | |
| Zakres | najmniejszy | największy | | | |
| CO high (NDIR) | 0 – 0,5% | | | ±2% w punkcie pomiarowym ±1% w skali | |
| CO ₂ (NDIR) | (0 – 20)% | | (0 – 1000) ppm | | |
| NO _x (CLD) | (0 – 1)% | | (0 – 5) ppm | | |
| NO (CLD) | (0 – 1000) ppm | | (0 – 1000) ppm | | |
| THC (FID) | (0 – 3000) ppm | | (0 – 3000) ppm | | |
| CH ₄ (NMHC) | (0 – 400) ppm | | (0 – 400) ppm | | |
| PN | 0 – 50 000 1/cm ³ | | | | ±10% |
| System – Lab 2 | | | | | |
| Mierzony | pomiar z worków | | pomiar ciągły | | dokładność pomiarowa |
| Zakres | najmniejszy | największy | najmniejszy | największy | |
| CO low (NDIR) | (0 – 10) ppm | (0 – 500) ppm | (0 – 50) ppm | (0 – 2500) ppm | ±2% w punkcie pomiarowym ±5% w skali |
| CO high (NDIR) | | | (0 – 0,5)% | (0 – 12)% | |
| CO ₂ (NDIR) | (0 – 0,5)% | (0 – 20)% | (0 – 0,5)% | (0 – 20)% | |
| NO _x low (CLD) | (0 – 1) ppm | (0 – 50) ppm | (0 – 10) ppm | (0 – 500) ppm | |
| NO _x high (CLD) | (0 – 100) ppm | (0 – 1000) ppm | (0 – 1000) ppm | (0 – 10000) ppm | |
| THC low (FID) | (0 – 1) ppm | (0 – 50) ppm | (0 – 10) ppm | (0 – 500) ppm | |
| THC high (FID) | | | (0 – 1000) ppm | (0 – 50000) ppm | |
| CH ₄ (NMHC) | (0 – 1) ppm | (0 – 500) ppm | | | |
| PN | (0 – 10 000) 1/cm ³ | | | | ±10% |



Rys. 4.6. Schemat funkcjonalny laboratorium 1 (Lab 1)



Rys. 4.7. Schemat funkcjonalny laboratorium 2 (Lab 2)

Największa różnica pomiędzy laboratoriami wynika z zastosowania podwójnej liczby analizatorów w systemie laboratoryjnym nr 2, co oznacza, że za pomiar z worków pomiarowych odpowiada inny analizator, niż w przypadku pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych. W laboratorium nr 1 analizatory są pojedyncze i odpowiadają za pomiar z worków i pomiar spalin rozcieńczonych. Oba systemy mają po dwa analizatory tlenu węgla (LH – low i HH – high). Kolejną różnicą jest analizator CLD. W skład analizatorów CLD laboratorium 1 wchodzi dwa podgrzewane analizatory do określania małego i dużego stężenia:

- LH – stężenie tlenków azotu musi wynosić mniej niż 1000 ppm,
- HH – stężenie tlenków azotu musi wynosić więcej niż 10000 ppm.

4.3. Aparatura wykorzystana do badań mobilnych

Do badań mobilnych wykorzystano aparaturę dwóch różnych producentów. Analizatory do pomiaru tlenków węgla w obu przypadkach były analizatorami NDIR, z tym że system PEMS B wykorzystywał dodatkowe podgrzewanie sekcji próbkującej, dzięki której pobrane próbki gazów spalinowych mogą być mierzone w stanie mokrym bez osuszania. System PEMS A do pomiaru tlenków azotu wykorzystywał analizator NDUV, natomiast system PEMS B wykorzystywał analizator CLD (jak w przypadku systemów laboratoryjnych). Oba systemy do pomiaru węglowodorów wykorzystywały analizator FID. Liczniki cząstek stałych były różne. System PEMS A wykorzystuje metodę pomiaru elektrostatyczną, natomiast system PEMS B – metodę kondensacyjną. W tabeli 4.5 zestawiono różnice w systemach mobilnych oraz zakresy pomiarowe. Systemy mobilne wykorzystują pomiar ciągły spalin nierozcieńczonych.

Tab. 4.5. Różnice między systemami PEMS A i B

| Zakresy pomiarowe analizatorów spalin systemów PEMS A i B | | | | | |
|---|--|----------------------|------------------------|--|-------------------------------------|
| System A | | | System B | | |
| Mierzony składnik | pomiar ciągły spalin rozcieńczonych | dokładność pomiarowa | mierzony składnik | pomiar ciągły spalin rozcieńczonych | dokładność pomiarowa |
| CO (NDIR) | (0 – 5)% | ±2% lub ≤ 30 ppm | CO (H.NDIR) | (0 – 10)% | ±2% w punkcie ±0,3 w skali |
| CO ₂ (NDIR) | (0 – 20)% | ±2% lub ≤ 0,06 % | CO ₂ (NDIR) | (0 – 20)% | |
| NO ₂ (NDUV) | (0 – 2500) ppm | ±2% lub ≤ 5 ppm | NO _x (CLD) | (0 – 3000) ppm | |
| NO (NDUV) | (0 – 5000) ppm | ±2% lub ≤ 10 ppm | | (0 – 3000) ppm | |
| THC (FID) | (0 – 30 000) ppm | ±2% lub ≤ 5 ppm | THC (FID) | (0 – 10000) ppm | |
| PN (elektrostatyczny) | (0 – 2·10 ⁷) 1/cm ³ | ±10% | PN (kondensacyjny) | (0 – 5·10 ⁷) 1/cm ³ | ±10% |

4.4. Porównanie systemów pomiarowych

W tabeli 4.6 przedstawiono metody pomiaru wszystkich analizatorów spalin systemów laboratoryjnych i mobilnych, które były wykorzystane do badań. Analizatory laboratoryjne

wykorzystują takie same metody pomiaru dla wszystkich badanych składników czyli: dwutlenku węgla, tlenku węgla, tlenków azotu, węglowodorów oraz cząstek stałych. Ponieważ systemy te są różnych producentów, budowa poszczególnych analizatorów różni się od siebie. Porównując metody pomiarów systemów mobilnych można zauważyć, że dla systemu PEMS A różnica występuje w pomiarach stężenia tlenku azotu i tlenków azotu, w tym przypadku wykorzystywana jest metoda NDUV, natomiast pozostałe trzy systemy wykorzystują metodę CLD. Pomiar stężenia węglowodorów we wszystkich systemach wykorzystuje metodę FID. Liczniki cząstek stałych wykorzystują metodę kondensacyjną w systemach laboratoryjnych i systemie PEMS B, natomiast w systemie PEMS A wykorzystywana jest metoda elektrostatyczna. Wszystkie metody pomiaru zostały szczegółowo opisane w rozdziale 2.

Badania przeprowadzono w dwóch różnych laboratoriach (Lab 1 i Lab 2) wyposażonych w systemy do badania emisji związków szkodliwych spalin (tabela 4.6). Wykonano po kilka testów w dwóch różnych temperaturach otoczenia 14°C i 23°C. Testy były wykonywane dla zimnego i gorącego rozruchu silnika. Analizatory mobilne były podłączone równolegle do układu wylotowego spalin w kolejności system PEMS A, następnie system PEMS B i system aparatury laboratoryjnej (rysunki 4.8 i 4.9), przez Mixing-T (element systemu do rozcieńczania gazów spalinowych z samochodu z przefiltrowanym powietrzem). Systemy mobilne pobierały część spalin do analizy, a następnie spaliny te zostawały wydalone do zewnętrznego wyciągu spalin. Spaliny, które zostały pobrane przez systemy mobilne nie wracały już do systemu stacjonarnego, dlatego została zastosowana korekta dla systemu stacjonarnego, która uwzględniała pobór spalin przez systemy mobilne. W systemie PEMS B do obliczeń również została uwzględniona ilość pobranych spalin przez system PEMS A.

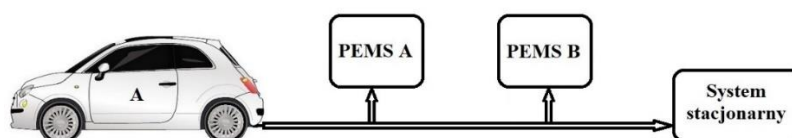
Tab. 4.6. Metody pomiarów stosowane w systemach laboratoryjnych i mobilnych

| Badany składnik | Metoda pomiaru | | | |
|-----------------|----------------|----------------|------------------|---------------|
| | Laboratorium 1 | Laboratorium 2 | PEMS A | PEMS B |
| CO | NDIR | NDIR | NDIR | H. NDIR |
| CO ₂ | NDIR | NDIR | NDIR | NDIR |
| NO | CLD | CLD | NDUV | CLD |
| NO _x | CLD | CLD | NDUV | CLD |
| THC | FID | FID | FID | FID |
| PN | kondensacyjny | kondensacyjny | elektrostatyczny | kondensacyjny |



Rys. 4.8. Widok podłączenie systemów mobilnych: 1 – PEMS A, 2 – PEMS B, 3 – Mixing-T

Do wyznaczenia emisji związków szkodliwych spalin systemy mobilne wykorzystują dane z systemów OBD pojazdów. Podczas testów dane te były odczytywane na bieżąco przez jeden system mobilny z uwagi na zakłócenia w akwizycji przy podłączeniu dwóch systemów mobilnych. Następnie dane te zostały przekonwertowane na odpowiedni format i za ich pomocą została obliczona emisja spalin z drugiego systemu mobilnego. Wyniki badań tlenku węgla, węglowodorów, tlenków azotu, dwutlenku węgla oraz liczby cząstek stałych były obliczane przez oprogramowanie systemów dzięki dokonywanym pomiarom stężenia. Wyniki z systemów laboratoryjnych były brane pod uwagę jako wyniki wzorcowe oraz najdokładniejsze podczas przeprowadzanych prób.



Rys. 4.9. Schemat podłączenia systemów mobilnych do systemu pomiarowego laboratorium (stacjonarnego: Lab 1 lub Lab 2)

4.5. Metodyka badań

Dla uzyskania homologacji typu przez producenta samochodu PC (*Passenger Car*) wykonywane są testy emisji związków toksycznych na hamowni podwoziowej, wyposażonej w aparaturę stacjonarną. Podstawowym badaniem jest badanie typu 1, czyli test WLTC w temperaturze otoczenia 23 °C (rysunek 2.3, tabela 4.7). W tej tabeli zamieszczone są rodzaje badań jakie robi się w celu uzyskania homologacji typu (jest to część tabeli dotycząca badań na hamowni podwoziowej oraz testów RDE).

Kolejnym badaniem jest test ATCT, który ma przebieg testu WLTC jednak, próba ta odbywa się w temperaturze otoczenia 14 °C. Wszystkie badania podczas homologacji są wykonywane z zimnym rozruchem silnika, tzn., że płyny eksploatacyjne takie jak olej i płyn chłodniczy mają temperaturę otoczenia ± 2 °C. Ponieważ największe różnice w wynikach pomiarów były w fazie rozruchu, zdecydowano w pracy na wykonanie dodatkowych testów z ciepłym rozruchem silnika, co oznacza że olej w silniku miał ponad 85 °C. Testy z ciepłym rozruchem pozwoliły na ocenę systemów mobilnych w przypadku pomiaru małych stężeń zanieczyszczeń. W związku z tym w pracy przyjęto następujące definicje rozruchów:

- zimny rozruch (*cold start*) oznacza rozruch, przy którym silnik ma temperatury cieczy chłodzącej, oleju smarującego i reaktora katalitycznego takie same jak temperatura otoczenia (w laboratorium około 23 °C),
- ciepły rozruch (*warm start*) oznacza rozruch, przy którym silnik ma temperaturę cieczy chłodzącej i oleju ponad 85 °C, a reaktor katalityczny temperaturę powyżej *light-off*.

Biorąc pod uwagę powyższe wszystkie badania zrealizowano w następujących testach:

- test WLTC w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem,
- test WLTC w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem,
- test WLTC w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem,
- test WLTC w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem.

Tab. 4.7. Fragment tabeli dotyczącej „Stosowanie wymogów dotyczących badań dla celów uzyskania homologacji typu oraz jej rozszerzeń” [48]

| Kategoria pojazdu | Pojazdy z silnikami o zapłonie iskrowym, w tym pojazdy hybrydowe (1) (2) | | | | | | | | | | Pojazdy z silnikami ZS, w tym pojazdy hybrydowe | Pojazdy wyłącznie elektryczne | Pojazdy z wodowymi ogniwami paliwowymi |
|---|--|---------|--------------|-----------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------|---|-------------------------------|--|
| | Jednopaliwowe | | | Dwupaliwowe (3) | | | Typu flex-fuel (3) | | | | | | |
| Paliwo wzorcowe | Benzyna | LPG | NG/Bio-metan | Wodór (ICE) | Benzyna | Benzyna | Benzyna | Benzyna | Benzyna | Benzyna | Olej napędowy | Benzyna | Wodór (ogniwo paliwowe) |
| | | | | | LPG | NG/bio-metan | Wodór (ICE) (4) | Etanol (E85) | | | | | |
| Badanie typu 1 (7) | Tak (5) | Tak (5) | Tak (5) | Tak (4) | Tak (oba paliwa) | Tak (oba paliwa) | Tak (oba paliwa) | Tak (oba paliwa) | Tak (oba paliwa) | Tak | Tak | – | – |
| ATCT (badanie w temperaturze 14°C) | Tak | Tak | Tak | Tak (4) | Tak (oba paliwa) | Tak (oba paliwa) | Tak (oba paliwa) | Tak (oba paliwa) | Tak (oba paliwa) | Tak | Tak | – | – |
| Zanieczyszczenia gazowe, RDE (badanie typu 1 A) | Tak | Tak | Tak | Tak (4) | Tak (oba paliwa) | Tak (oba paliwa) | Tak (oba paliwa) | Tak (oba paliwa) | Tak (oba paliwa) | Tak | Tak | – | – |
| PN, RDE (badanie typu 1A) | Tak | – | – | – | Tak (tylko benzyna) | Tak (tylko benzyna) | Tak (tylko benzyna) | Tak (tylko benzyna) | Tak (tylko benzyna) | Tak | Tak | – | – |

(1) Szczegółowe procedury badań pojazdów napędzanych wodorem i pojazdów typu flex-fuel napędzanych biodieslmem zostaną określone na późniejszym etapie.

(2) Wartości graniczne dotyczące masy i liczby cząstek stałych i odpowiednie procedury pomiarowe odnoszą się jedynie do pojazdów z silnikami z wtryskiem bezpośrednim.

(3) Jeżeli pojazd dwupaliwowy jest jednocześnie pojazdem typu flex-fuel, stosuje się oba wymogi odnoszące się do badań.

(4) Jeżeli pojazd jest zasilany wodorem, należy określić jedynie emisje NOx.

(5) Wartości graniczne dotyczące masy i liczby cząstek stałych oraz odpowiednie procedury pomiarowe nie mają zastosowania.

(7) W odniesieniu do zastosowania mierzonych składników do paliw i technologii pojazdów, a zatem procedury pomiarowe, zob. wartości graniczne emisji określone w tabeli 2 w załączniku I do rozporządzenia (WE) nr 715/2007.

5. Wyniki i ich analiza

5.1. Ocena porównawcza wykorzystywanych do analiz systemów laboratoryjnych

W Pracowni Badań Emisji Spalin każdego roku jest przeprowadzane potwierdzanie ważności wyników. Analizie poddano wyniki uzyskane podczas badań emisji składników szkodliwych spalin oraz zużycia paliwa w testach WLTP na hamowni podwoziowej. Celem badań było porównanie wyników emisji spalin i zużycia paliwa, uzyskanych w dwóch Laboratoriach Badań Emisji Spalin dla potwierdzenia poprawności otrzymywanych wyników. Badania między-stanowiskowe przeprowadzono dla laboratoryjnego stanowiska pomiarowego nr 1 (zlokalizowanego w laboratorium nr 1) oraz laboratoryjnego stanowiska pomiarowego nr 2 (zlokalizowanego w laboratorium nr 2).

W tabelach 5.1 i 5.2 przedstawiono wyniki analiz dla samochodu wzorcowego (oznaczonego w niniejszej pracy jako samochód B). Otrzymane rezultaty pozwoliły na ocenę poprawności działania rozważanych systemów laboratoryjnych. Przeanalizowano wyniki z pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych (Modal DIL) oraz spalin rozcieńczonych z worków pomiarowych BAG.

Średnie wyniki pomiarów z testów porównawczych w postaci wykresów złożonych z wyników emisji drogowej zanieczyszczeń oraz liczby drogowej cząstek w poszczególnych fazach testu WLTC oraz dla całego testu z obu stanowisk pomiarowych zostały zobrazowane na rysunkach 5.1 – 5.5. Dodatkowo na każdym wykresie zaznaczono niepewność pomiaru typu A.

Zgodnie z normą PN-EN ISO/IEC 17043 obliczono następujące parametry statystyczne:

- obciążenie laboratorium (D):

$$D = x_i - X \quad (5.1)$$

gdzie:

x_i – średnia arytmetyczna danego laboratorium,

X – średnia ogólna

- względne obciążenie laboratorium ($D_{\%}$):

$$D_{\%} = (x_i - X) 100/X \quad (5.2)$$

- wskaźnik z :

$$z = \left| \frac{(x_i - X)}{s} \right| \quad (5.3)$$

gdzie:

s – odchylenie standardowe między-stanowiskowe.

Zgodnie z normą PN-EN ISO/IEC 17043, jeśli:

- $z \leq 2$ uzyskano wynik zadowolający, który nie wywołuje żadnego sygnału,
- $2 < z < 3$ uzyskano wynik wątpliwy, który wywołuje sygnał ostrzegawczy,
- $z \geq 3$ uzyskano wynik niezadowolający, który wywołuje sygnał działania.

Wyniki obliczeń ww. parametrów zestawiono w formie tabelarycznej (tabela 5.3).

Tab. 5.1. Wyniki pomiarów przeprowadzonych na laboratoryjnym stanowisku pomiarowym nr 1 (Lab 1) dla samochodu wzorcowego B

| Dane testu | | | | | Emisja drogowa WLTC | | | | | |
|--|--------------------|------------------------------|------------|----------|---------------------|------|-----|-----------------|------|-----------------------|
| Przebieg [km] | Data | Dyno – wspól. F0/F1/F2 | Oznaczenia | | Wartości | | | | | |
| | | | Test | Test no. | [mg/km] | | | | | [1/km] |
| | | | | | THC | NMHC | CO | NO _x | PM | PN |
| Lab 1 | | | | | | | | | | |
| 165249 | 2023 –09– 28 | 117,0 0,51 0,0494 | WLTC | L1–0386 | 37 | 32 | 366 | 56 | 1,83 | 3,06·10 ¹² |
| | | | | | 37 | 32 | 367 | 57 | – | – |
| 165468 | 2023 –10– 26 | 123,4 0,50 0,0497 | WLTC | L1–0463 | 39 | 34 | 363 | 52 | 2,41 | 3,87·10 ¹² |
| | | | | | 39 | 34 | 362 | 54 | – | – |
| 165492 | 2023 –10– 31 | 122,0 0,50 0,0495 | WLTC | L1–0535 | 48 | 42 | 380 | 51 | 2,04 | 3,21·10 ¹² |
| | | | | | 48 | 42 | 380 | 52 | – | – |
| Mean Bags | | | | | 41 | 36 | 370 | 53 | 2,09 | 3,38·10 ¹² |
| 1) RLD: F0=180,5; F1=0,753; F2=0,03773 | | | | | 47 | 42 | 386 | 55 | – | – |

Tab. 5.1 cd.

| Faza Low | | | | | Faza Middle | | | | |
|----------|------|-------|-----------------|-----------------------|-------------|------|----|-----------------|-----------------------|
| [mg/km] | | | | [1/km] | [mg/km] | | | | [1/km] |
| THC | NMHC | CO | NO _x | PN | THC | NMHC | CO | NO _x | PN |
| Lab 1 | | | | | | | | | |
| 244 | 220 | 1 472 | 187 | 1,34·10 ¹³ | 5 | 3 | 72 | 48 | 2,63·10 ¹² |
| 240 | 215 | 1 478 | 195 | – | 7 | 4 | 72 | 47 | – |
| 254 | 228 | 1 221 | 148 | 1,67·10 ¹³ | 8 | 5 | 80 | 58 | 4,34·10 ¹² |
| 251 | 223 | 1 218 | 155 | – | 8 | 5 | 81 | 59 | – |
| 323 | 295 | 1 390 | 161 | 1,45·10 ¹³ | 7 | 4 | 81 | 55 | 2,74·10 ¹² |
| 321 | 292 | 1 398 | 167 | – | 7 | 5 | 81 | 55 | – |
| 274 | 248 | 1 361 | 166 | 1,49·10 ¹³ | 7 | 4 | 78 | 53 | 3,24·10 ¹² |
| 317 | 291 | 1 335 | 181 | – | 6 | 4 | 84 | 50 | – |

Tab. 5.1 cd.

| Faza High | | | | | Faza Ex-High | | | | |
|-----------|------|-----|-----------------|-----------------------|--------------|------|-----|-----------------|-----------------------|
| [mg/km] | | | | [1/km] | [mg/km] | | | | [1/km] |
| THC | NMHC | CO | NO _x | PN | THC | NMHC | CO | NO _x | PN |
| Lab 1 | | | | | | | | | |
| 2 | 1 | 142 | 16 | 7,69·10 ¹¹ | 7 | 5 | 318 | 47 | 1,43·10 ¹² |
| 3 | 2 | 142 | 16 | – | 8 | 6 | 318 | 48 | – |
| 2 | 2 | 122 | 21 | 9,65·10 ¹¹ | 9 | 6 | 414 | 41 | 1,32·10 ¹² |
| 2 | 2 | 123 | 22 | – | 10 | 7 | 413 | 41 | – |
| 2 | 2 | 120 | 16 | 8,27·10 ¹¹ | 9 | 6 | 401 | 40 | 1,34·10 ¹² |
| 2 | 2 | 120 | 16 | – | 9 | 6 | 400 | 40 | – |
| 2 | 2 | 128 | 18 | 8,54·10 ¹¹ | 8 | 6 | 378 | 43 | 1,36·10 ¹² |
| 2 | 2 | 135 | 27 | – | 9 | 7 | 422 | 36 | – |

Tab. 5.1 cd.

| Emisja drogowa dwutlenku węgla | | | | | Eksploatacyjne zużycie paliwa | | | | | Typ pomiaru |
|--------------------------------|-------|-------------|-------|-------------|--|------|--------|------|-------------|--------------|
| [g/km] | | | | | [dm ³ /100 km] ⁽²⁾ | | | | | |
| WLTC | Low | Mid- dle | High | Ex- High | WLTC | Low | Middle | High | Ex- High | |
| Lab 1 | | | | | | | | | | |
| 170,8 | 209,0 | 150,0 | 147,3 | 188,9 | 7,43 | 9,19 | 6,51 | 6,40 | 8,21 | Bags |
| 172,9 | 209,9 | 150,8 | 149,1 | 192,3 | 7,52 | 9,23 | 6,54 | 6,47 | 8,36 | Modal Dilute |
| 170,6 | 210,2 | 150,4 | 146,2 | 188,5 | 7,42 | 9,23 | 6,52 | 6,35 | 8,20 | Bags |
| 172,7 | 211,2 | 151,3 | 148,3 | 192,0 | 7,52 | 9,27 | 6,56 | 6,44 | 8,35 | Modal Dilute |
| 170,8 | 208,6 | 151,4 | 146,4 | 189,1 | 7,44 | 9,18 | 6,57 | 6,36 | 8,22 | Bags |
| 172,9 | 209,8 | 152,3 | 148,3 | 192,5 | 7,53 | 9,23 | 6,61 | 6,43 | 8,37 | Modal Dilute |
| 170,7 | 209,3 | 150,6 | 146,7 | 188,8 | 7,43 | 9,20 | 6,53 | 6,37 | 8,21 | Bags |
| 168,4 | 209,6 | 148,0 | 144,7 | 185,5 | 7,17 | 9,02 | 6,28 | 6,14 | 7,89 | Modal Dilute |

Tab. 5.2. Wyniki pomiarów przeprowadzonych na laboratoryjnym stanowisku pomiarowym nr 2 (Lab 2) dla samochodu wzorcowego B

| Dane testu | | | | | Emisja drogowa WITC | | | | | |
|---|------------|-------------------------|------------|----------|---------------------|------|-----|-----------------|------|-----------------------|
| Przebieg [km] | Data | Dyno – współ. F0/F1/F2 | Oznaczenia | | Wartości | | | | | |
| | | | Test | Test no. | [mg/km] | | | | | [l/km] |
| | | | | | THC | NMHC | CO | NO _x | PM | PN |
| Lab 2 | | | | | | | | | | |
| 165 439 | 2023-10-24 | 125,7 0,50 0,0494 | WLTC | L2-0825 | 39 | 36 | 425 | 41 | 1,68 | 2,95·10 ¹² |
| | | | | | 44 | 39 | 395 | 43 | – | – |
| 165 515 | 2023-11-06 | 125,7 0,50 0,0494 | WLTC | L2-0846 | 52 | 48 | 391 | 51 | 1,37 | 3,12·10 ¹² |
| | | | | | 57 | 51 | 360 | 57 | – | – |
| 165 835 | 2023-12-06 | 125,9 0,51 0,0495 | WLTC | L2-0935 | 35 | 30 | 438 | 56 | 2,05 | 2,84·10 ¹² |
| | | | | | 41 | 37 | 402 | 65 | – | – |
| Mean Bags | | | | | 42 | 38 | 418 | 50 | 1,70 | 2,97·10 ¹² |
| (1) RLD: F0=180,5; F1=0,753; F2=0,03773 | | | | | 47 | 42 | 386 | 55 | – | – |

Tab. 5.2 cd.

| Faza Low | | | | | Faza Middle | | | | |
|----------|------|-------|-----------------|-----------------------|-------------|------|-----|-----------------|-----------------------|
| [mg/km] | | | | [l/km] | [mg/km] | | | | [l/km] |
| THC | NMHC | CO | NO _x | PN | THC | NMHC | CO | NO _x | PN |
| Lab 2 | | | | | | | | | |
| 259 | 240 | 1 380 | 132 | 1,27·10 ¹³ | 7 | 5 | 109 | 27 | 2,68·10 ¹² |
| 287 | 263 | 1 295 | 147 | – | 7 | 5 | 108 | 27 | – |
| 353 | 333 | 1 376 | 155 | 1,35·10 ¹³ | 6 | 4 | 75 | 49 | 3,19·10 ¹² |
| 391 | 363 | 1 245 | 171 | – | 6 | 4 | 71 | 59 | – |
| 229 | 206 | 1 569 | 184 | 1,25·10 ¹³ | 5 | 3 | 76 | 51 | 2,42·10 ¹² |
| 272 | 248 | 1 465 | 225 | – | 6 | 4 | 72 | 64 | – |
| 281 | 259 | 1 442 | 157 | 1,29·10 ¹³ | 6 | 4 | 87 | 42 | 2,76·10 ¹² |
| 317 | 291 | 1 335 | 181 | – | 6 | 4 | 84 | 50 | – |

Tab. 5.2 cd

| Faza High | | | | | Faza Ex-High | | | | |
|-----------|------|-----|-----------------|-----------------------|--------------|------|-----|-----------------|-----------------------|
| [mg/km] | | | | [1/km] | [mg/km] | | | | [1/km] |
| THC | NMHC | CO | NO _x | PN | THC | NMHC | CO | NO _x | PN |
| Lab 2 | | | | | | | | | |
| 2 | 1 | 149 | 12 | 9,11·10 ¹¹ | 9 | 7 | 490 | 41 | 1,21·10 ¹² |
| 2 | 2 | 138 | 16 | – | 10 | 7 | 447 | 37 | – |
| 2 | 2 | 143 | 22 | 8,59·10 ¹¹ | 9 | 7 | 421 | 40 | 1,16·10 ¹² |
| 2 | 2 | 133 | 31 | – | 9 | 6 | 393 | 36 | – |
| 2 | 1 | 150 | 28 | 8,63·10 ¹¹ | 8 | 5 | 475 | 36 | 1,20·10 ¹² |
| 2 | 2 | 135 | 33 | – | 9 | 7 | 428 | 34 | – |
| 2 | 1 | 147 | 21 | 8,78·10 ¹¹ | 9 | 6 | 462 | 39 | 1,19·10 ¹² |
| 2 | 2 | 135 | 27 | – | 9 | 7 | 422 | 36 | – |

Tab. 5.2 cd.

| Emisja drogowa dwutlenku węgla | | | | | Eksploatacyjne zużycie paliwa | | | | | Typ pomiaru |
|--------------------------------|-------|--------|-------|---------|--|------|--------|------|---------|--------------|
| [g/km] | | | | | [dm ³ /100 km] ⁽²⁾ | | | | | |
| WLTC | Low | Middle | High | Ex-High | WLTC | Low | Middle | High | Ex-High | |
| Lab 2 | | | | | | | | | | |
| 170,8 | 211,3 | 151,1 | 146,3 | 188,2 | 7,27 | 9,08 | 6,41 | 6,21 | 8,01 | Bags |
| 170,2 | 213,7 | 151,1 | 145,7 | 186,1 | 7,25 | 9,18 | 6,41 | 6,19 | 7,92 | Modal Dilute |
| 170,9 | 209,5 | 149,3 | 146,4 | 190,1 | 7,28 | 9,02 | 6,34 | 6,22 | 8,09 | Bags |
| 168,4 | 208,4 | 146,8 | 144,5 | 186,7 | 7,17 | 8,97 | 6,23 | 6,14 | 7,94 | Modal Dilute |
| 169,5 | 210,0 | 149,3 | 145,9 | 186,6 | 7,22 | 9,04 | 6,33 | 6,19 | 7,94 | Bags |
| 166,8 | 206,9 | 146,1 | 143,8 | 183,6 | 7,10 | 8,90 | 6,20 | 6,11 | 7,81 | Modal Dilute |
| 170,4 | 210,3 | 149,9 | 146,2 | 188,3 | 7,26 | 9,05 | 6,36 | 6,21 | 8,01 | Bags |
| 168,4 | 209,6 | 148,0 | 144,7 | 185,5 | 7,17 | 9,02 | 6,28 | 6,14 | 7,89 | Modal Dilute |

- niepewność typu A – niepewność pomiaru obliczona za pomocą analizy statystycznej serii pojedynczych obserwacji: niepewność obliczono wg wzoru:

$$u_A^2(M_{TCH,CO,NO_x,PN,CO_2}) = \frac{\sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{j=1}^n (x_j - \bar{x})^2}}{\sqrt{n}} \quad (5.4)$$

gdzie:

$u_A^2(M_{TCH,CO,NO_x,PN,CO_2})$ – niepewność pomiaru typu A,

n – liczba testów,

x_j – wyniki badań z testu j ,

\bar{x} – średnia arytmetyczna ze wszystkich testów.

Na podstawie przeprowadzonych badań między-stanowiskowych stwierdzono, że wyniki otrzymane w obu laboratoriach dla wszystkich rozważanych typów emisji, charakteryzują się wysoką zbieżnością, co potwierdza wiarygodność przeprowadzonych badań oraz wysokie kompetencje techniczne Laboratorium Badania Emisji Spalin Instytutu Badań i Rozwoju Motoryzacji BOSMAL.

Na podstawie przeprowadzonych badań między-stanowiskowych stwierdzono, że wyniki otrzymane w obu laboratoriach dla wszystkich rozważanych typów emisji, charakteryzują się wysoką zbieżnością, co potwierdza wiarygodność przeprowadzonych badań oraz

wysokie kompetencje techniczne Laboratorium Badania Emisji Spalin Instytutu Badań i Rozwoju Motoryzacji BOSMAL.

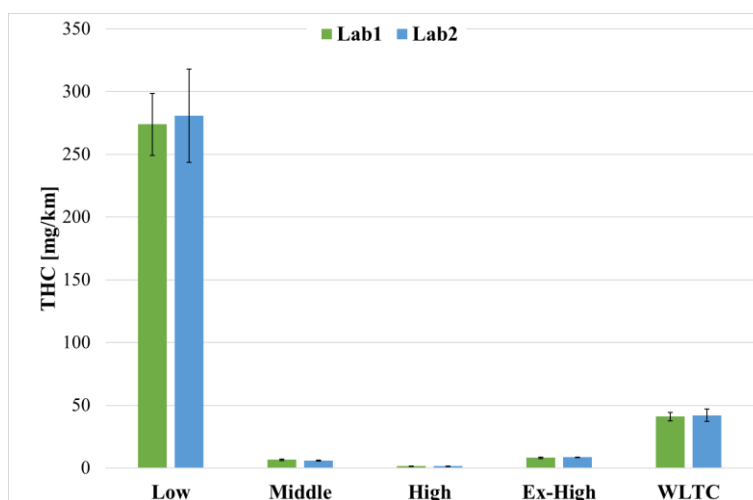
Tab. 5.3. Wyniki pomiarów laboratoryjnych oraz obliczone parametry statystyczne dla rozważanych laboratoryjnych stanowisk pomiarowych

| Pomiar | Emisja drogowa zanieczyszczeń i liczba drogowa cząstek stałych oraz eksploatacyjne zużycie paliwa w teście WLTC | | | | | | [dm ³ /100 km] |
|--|---|--------|-----------------|--------|------------------------|-----------------|---------------------------|
| | [mg/km] | | | | [l/km] | [g/km] | |
| | THC | CO | NO _x | PM | PN | CO ₂ | FC |
| Lab 1 | | | | | | | |
| 1 | 37 | 366 | 56 | 1,8 | 3,06·10 ¹² | 170,8 | 7,43 |
| 2 | 39 | 363 | 52 | 2,4 | 3,87·10 ¹² | 170,6 | 7,42 |
| 3 | 48 | 380 | 51 | 2,0 | 3,21·10 ¹² | 170,8 | 7,44 |
| Wartość średnia laboratorium | 41,1 | 369,6 | 53,4 | 2,1 | 3,38·10 ¹² | 170,7 | 7,43 |
| Wartość średnia ogólna | 41,5 | 393,9 | 51,5 | 1,9 | 3,18·10 ¹² | 170,6 | 7,3 |
| Niepewność rozszerzona | ±6,7 | ±10,2 | ±2,8 | ±0,3 | 4,86·10 ¹¹ | ±0,2 | ±0,01 |
| Obciążenie laboratorium (D) | -0,4 | -24,3 | 1,9 | 0,2 | 2,06·10 ¹¹ | 0,2 | 0,1 |
| Odch. standardowe średniej lab. | 3,4 | 5,2 | 1,4 | 0,2 | 2,48·10 ¹¹ | 0,1 | 0,00 |
| Względne obciążenie laboratorium (D%), [%] | -1,07 | -6,18 | 3,67 | 10,32 | 6,48 | 0,10 | 1,19 |
| Wskaźnik z | 0,2 | 1,3 | 1,7 | 1,6 | 1,6 | 1,6 | 1,2 |
| Lab 2 | | | | | | | |
| 1 | 39 | 425 | 41 | 1,7 | 2,95·10 ¹² | 170,8 | 7,27 |
| 2 | 52 | 391 | 51 | 1,4 | 3,12·10 ¹² | 170,9 | 7,28 |
| 3 | 35 | 438 | 56 | 2,1 | 2,84·10 ¹² | 169,5 | 7,22 |
| Wartość średnia laboratorium | 42,0 | 418,2 | 49,6 | 1,7 | 2,97·10 ¹² | 170,4 | 7,26 |
| Wartość średnia ogólna | 41,5 | 393,9 | 51,5 | 1,9 | 3,18·10 ¹² | 170,6 | 7,3 |
| Niepewność rozszerzona | ± 9,7 | ± 27,4 | ± 8,6 | ± 0,4 | 1,59·10 ¹¹ | ± 0,8 | ± 0,04 |
| Obciążenie laboratorium (D) | 0,4 | 24,3 | -1,9 | -0,2 | -2,06·10 ¹¹ | -0,2 | -0,1 |
| Odch. standardowe średniej lab. | 5,0 | 14,0 | 4,4 | 0,2 | 8,13·10 ¹⁰ | 0,4 | 0,02 |
| Względne obciążenie laboratorium (D%), [%] | 1,07 | 6,1 | -3,67 | -10,32 | -6,48 | -0,10 | -1,19 |
| Wskaźnik z | 0,2 | 1,3 | 1,7 | 1,6 | 1,6 | 1,6 | 1,2 |

Wszystkie wykresy słupkowe zaprezentowane w niniejszym rozdziale, obrazują emisję drogową danego związku zarówno w poszczególnych fazach (*low, middle, high, extra high*), jak i w całym teście WLTC, wraz z niepewnością pomiaru typu A.

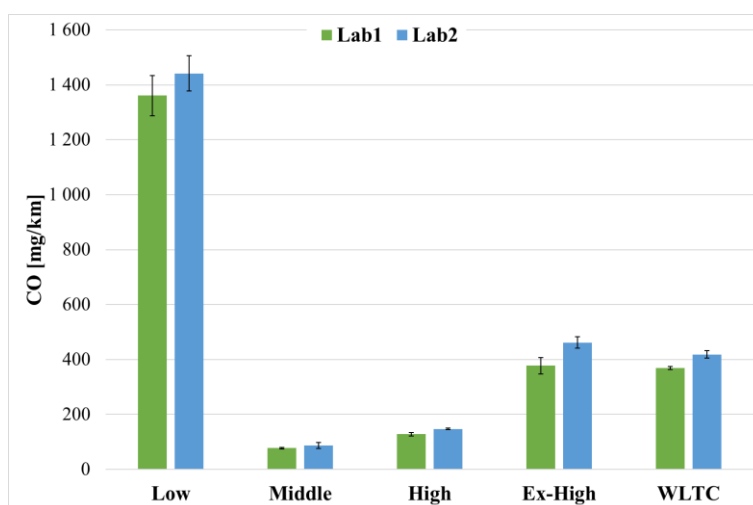
Z przeprowadzonych testów porównawczych wyznaczonych emisji węglowodorów wykonanych na laboratoryjnych stanowiskach pomiarowych wynika, że największe różnice widoczne są w pierwszej fazie, w której emisja drogowa węglowodorów jest największa

(rysunek 5.1). Wyniki pomiarów ze stanowiska nr 2 (Lab 2) cechują się większą niepewnością w fazie pierwszej, natomiast w pozostałych – jest ona porównywalna lub mniejsza od wyników uzyskiwanych na stanowisku nr 1 (Lab 1). W kontekście całego testu niepewność pomiaru typu A jest nieznacznie większa dla stanowiska zlokalizowanego w laboratorium nr 2. Wyniki badań emisji węglowodorów w całym teście kształtują się na tym samym poziomie.



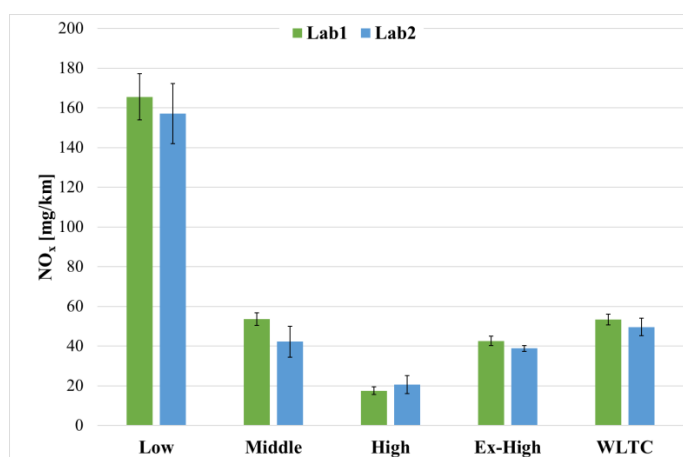
Rys. 5.1. Średnie wyniki emisji drogowej węglowodorów wraz z niepewnością pomiarową typu A w testach WLTC przeprowadzonych na laboratoryjnych stanowiskach pomiarowych

W ramach przeprowadzonych działań eksperymentalnych wyznaczono średnią emisję drogową tlenku węgla z testów porównawczych, wykonanych na laboratoryjnych stanowiskach pomiarowych (rysunek 5.2). Największą emisję drogową tlenku węgla odnotowano w pierwszej fazie. Największa niepewność pomiaru jest zauważalna w fazie pierwszej i czwartej. Różnica emisji drogowej tlenku węgla w całym teście jest na poziomie 50 mg/km. Niepewność pomiarowa dla emisji drogowej tlenku węgla jest większa dla stanowiska zlokalizowanego w laboratorium nr 2 (Lab 2).



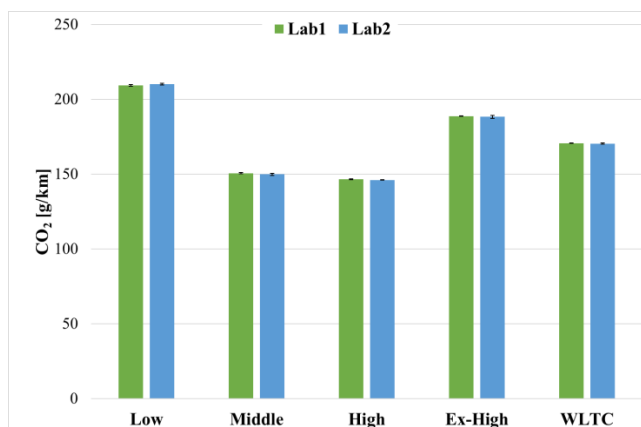
Rys. 5.2. Średnie wyniki emisji drogowej tlenku węgla wraz z niepewnością pomiarową typu A w testach WLTC przeprowadzonych na laboratoryjnych stanowiskach pomiarowych

Wyniki postępowania badawczego mającego na celu wyznaczenie średniej emisji drogowej tlenków azotu dla samochodu wzorcowego B w teście WLTC wykonanym na obu laboratoryjnych stanowiskach pomiarowych przedstawiono w postaci graficznej na rysunku 5.3. Największa emisja drogowa tlenków azotu jest w fazie *low*, co w konsekwencji spowodowało największą niepewność pomiaru. W pozostałych fazach emisja drogowa jest mniejsza, a największe różnice w niepewności uwidoczniły się w fazie *middle* na stanowisku w laboratorium nr 2. Różnica w całym teście jest na poziomie kilku mg/km, a niepewność pomiarowa typu A jest nieznacznie większa dla stanowiska pomiarowego nr 2 (Lab 2).



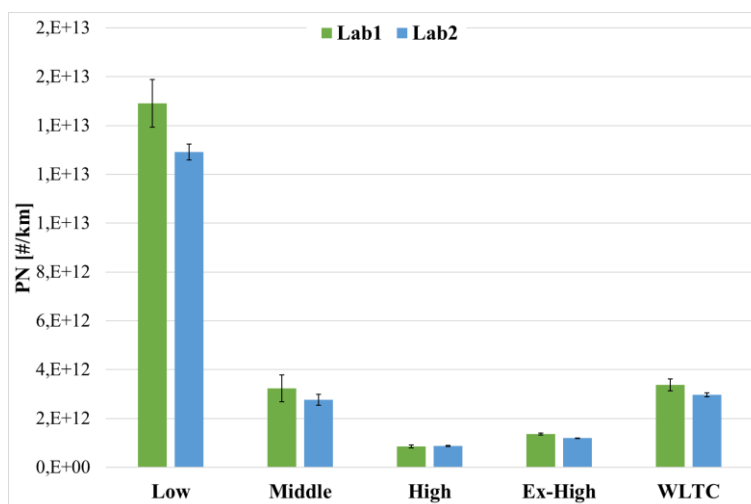
Rys. 5.3. Średnie wyniki emisji drogowej tlenków azotu wraz z niepewnością pomiaru typu A w testach WLTC przeprowadzonych na laboratoryjnych stanowiskach pomiarowych

Wyniki emisji drogowej dwutlenku węgla z testów porównawczych na laboratoryjnych stanowiskach pomiarowych przedstawiono na rysunku 5.4. Największa emisja drogowa dwutlenku węgla była w fazie *low*. Niepewność pomiaru typu A we wszystkich analizowanych fazach, jak i w całym teście jest na takim samym poziomie. Tym samym wyniki emisji drogowej dwutlenku węgla odnotowanych na obu stanowiskach pomiarowych są zbliżone zarówno w poszczególnych fazach, jak i w całym teście.



Rys. 5.4. Średnie wyniki emisji drogowe dwutlenku węgla wraz z niepewnością pomiaru typu A w testach WLTC przeprowadzonych na laboratoryjnych stanowiskach pomiarowych

Średnią wartość liczby drogowej cząstek stałych z testów porównawczych wykonanych na laboratoryjnych stanowiskach pomiarowych pokazano na rysunku 5.5. Największa wartość liczby drogowej cząstek stałych jest zauważalna w fazie *low*, a najmniejsza – w fazie *high*. Największą niepewność pomiaru odnotowano dla fazy *low*, przeprowadzonego z wykorzystaniem systemu laboratoryjnego nr 1. W całym teście liczba drogowa cząstek stałych jest zbliżona dla obu systemów, natomiast niepewność pomiaru jest nieco większa dla systemu 1.



Rys. 5.5. Średnie wyniki emisji drogowej PN z niepewnością pomiaru typu A w testach WLTC przeprowadzonych na laboratoryjnych stanowiskach pomiarowych

5.2. Wyniki badań własnych

5.2.1. Informacje wstępne

Wyniki przedstawione w kolejnych podrozdziałach uzyskano w trakcie badań emisji drogowej przeprowadzonych w teście WLTC na samochodzie A. Samochód przed przeprowadzeniem każdego testu był sezonowany w temperaturze 21 °C, wynikającej z przepisów. W badaniach wykorzystano metodę ciągłej analizy emisji związków szkodliwych w spalinach rozcieńczonych oraz metodę analizy z worków pomiarowych spalin rozcieńczonych z systemów laboratoryjnych. Systemy mobilne umożliwiły dokonanie pomiaru w sposób ciągły spalin nierozcieńczonych. Porównane zostały wartości emisji drogowej dwutlenku węgla, tlenku węgla, węglowodorów, tlenków azotu oraz liczby drogowej cząstek stałych. Omówiono średnie wyniki emisji drogowej poszczególnych związków szkodliwych ze wszystkich prób przeprowadzonych z wykorzystaniem systemów laboratoryjnych oraz porównano je z wynikami analiz dokonanych z zastosowaniem systemów mobilnych. Wyniki przedstawiono na rysunkach, na których porównano wyniki emisji drogowej poszczególnych związków oraz w liczbę drogową cząstek stałych. Na wspomnianych rysunkach niebieskim kolorem oznaczono wyniki z worków pomiarowych, szarym – wyniki z pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych, pomarańczowym – wyniki z systemu PEMS A, a żółtym – z systemu PEMS B. Na wykresach, które obrazują przebieg natężenia emisji danego składnika kolorem niebieskim zaznaczono wyniki na stanowisku laboratoryjnym oraz

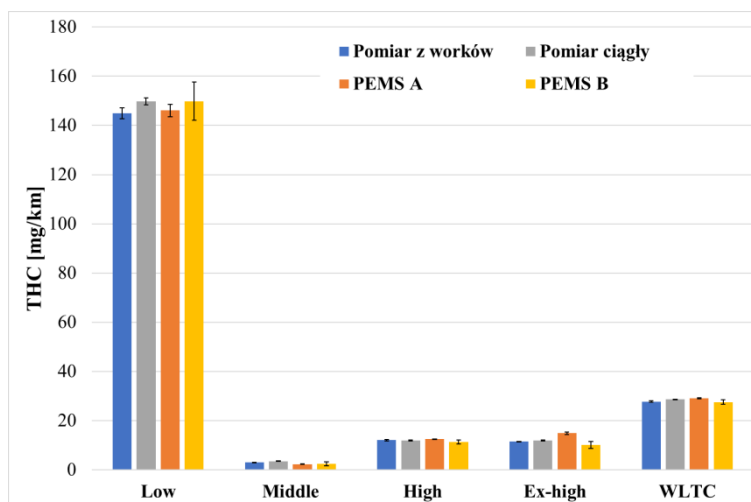
analogicznie jak w przypadku wykresów słupkowych – kolorem pomarańczowym oznaczono system PEMS A, a żółtym – system PEMS B.

5.2.2. System laboratoryjny nr 1

Poniżej przedstawiono wyniki badań przeprowadzonych z wykorzystaniem laboratoryjnego systemu pomiarowego nr 1 (zlokalizowanego w laboratorium nr 1). Rezultaty zaprezentowano w formie wykresów obejmujących:

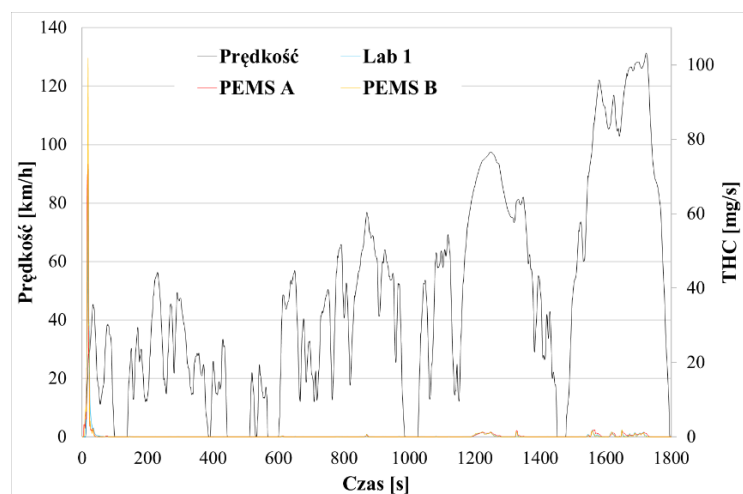
- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem,
- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem,
- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem,
- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem.

Wyniki badań pomiarów emisji drogowej węglowodorów z testów WLTC w temperaturze 14 °C zamieszczono na rysunku 5.6. Testy były wykonywane z zimnym rozruchem silnika. Największa emisja drogowa jest zauważalna w fazie *low*, a najmniejsza – w fazie *middle*. Największa niepewność pomiaru została odnotowana w fazie *low* dla systemu PEMS B. Wyniki emisji drogowej zarówno z poszczególnych faz, jak i z całego testu są zbliżone dla wszystkich systemów, a niepewność pomiaru jest największa dla systemu PEMS B.



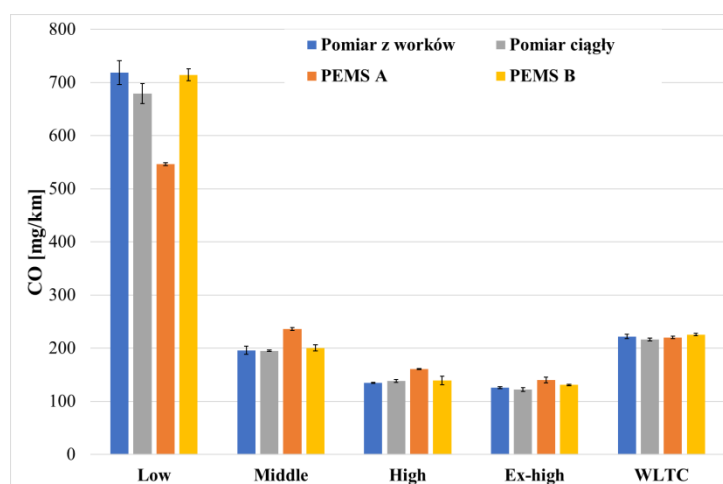
Rys. 5.6. Średnie wartości emisji drogowej węglowodorów wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C

Zgodnie z przyjętym programem badań dokonano wyznaczenia natężenia emisji węglowodorów w wybranym teście WLTC przeprowadzonym z zimnym rozruchem (rysunek 5.7). Największe natężenie emisji jest widoczne na początku testu (tzw. pik rozruchowy). W pozostałych fazach natężenie emisji jest mniejsze i wyraźnie zbliżone do poziomu odnotowanego w systemie laboratoryjnym.



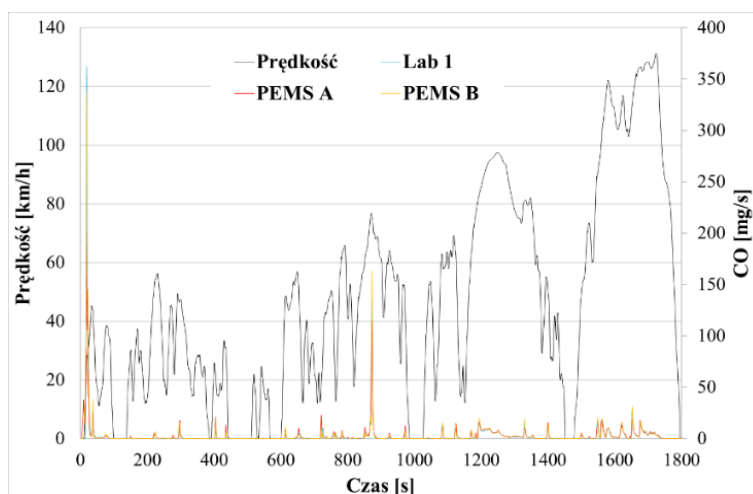
Rys. 5.7. Natężenie emisji węglowodorów jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z zimnym rozruchem silnika

W badaniach wykazano, że największe wartości emisji drogowej tlenku węgla z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C charakteryzuje fazę *low*, a najmniejsze – fazę *extra high* (rysunek 5.8). Różnice w wielkości emisji drogowej są największe w fazie *low* i zdecydowanie najmniejsza wartość emisji drogowej została zmierzona przez system PEMS A. W pozostałych fazach emisja drogowa zmierzona przez system PEMS A jest większa niż w przypadku pozostałych systemów, co spowodowało, że emisja drogowa tlenku węgla w całym teście jest na podobnym poziomie dla wszystkich rozpatrywanych systemów. Największa niepewność pomiarowa została odnotowana z worków pomiarowych w fazie *low* (kolor niebieski). Dla zbiorczego wyniku testu niepewność pomiarowa jest na podobnym poziomie dla wszystkich systemów.



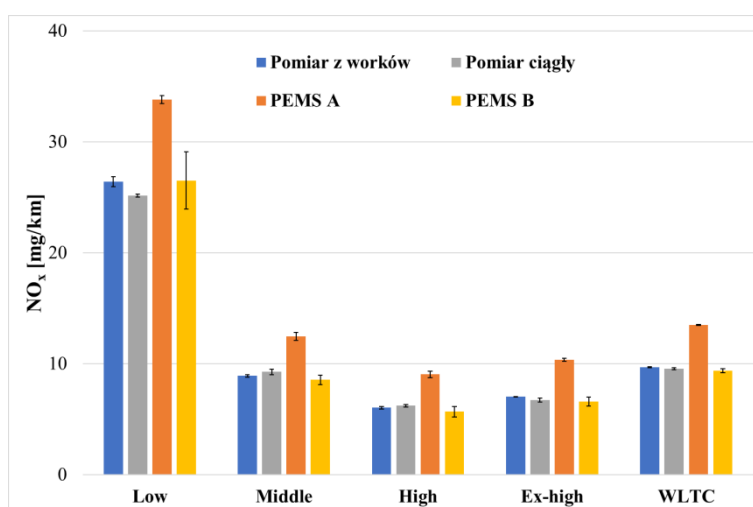
Rys. 5.8. Średnie wartości emisji drogowej tlenku węgla wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C

Największe natężenie emisji tlenku węgla odnotowano na początku testu, gdyż reaktor katalityczny nie osiągnął jeszcze wymaganej temperatury pracy (rysunek 5.9). Kolejny wzrost natężenie emisji tlenku węgla jest widoczny w trzeciej fazie. Spowodowany jest on gwałtownym przyspieszeniem. W całym teście stwierdzono, że zmierzone natężenia emisji przyjmują podobną wartość dla każdego analizowanego systemu.



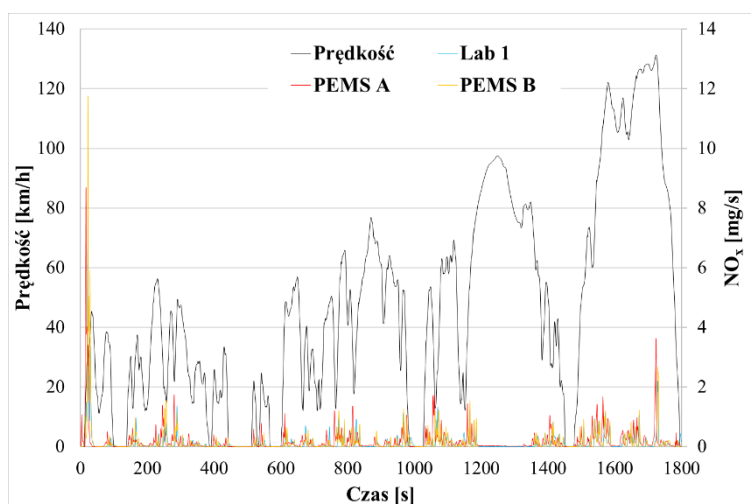
Rys. 5.9. Emisja drogowa tlenku węgla jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z zimnym rozruchem silnika

Największy zmierzony poziom emisji drogowej tlenków azotu z testu WLTC przeprowadzonego z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C występował w fazie *low* i wynosił około 25 mg/km w przypadku pomiaru dokonanego z wykorzystaniem systemu laboratoryjnego oraz systemu PEMS B (rysunek 5.10). Poziom emisji drogowej wyznaczony z użyciem systemu PEMS A wynosił około 35 mg/km (kolor pomarańczowy). Najmniejsza emisja drogowa została odnotowana w fazie *high* i nie przekraczała 7 mg/km dla pomiaru z wykorzystaniem systemu laboratoryjnego i PEMS B, z kolei dla pomiaru z użyciem systemu PEMS A była na poziomie 9 mg/km. Zarówno w całym teście, jak i w każdej fazie wyniki z wykorzystaniem systemu PEMS A odbiegają od tych z użyciem pozostałych systemów (są od nich większe). Niepewność pomiaru typu A jest największa dla systemu PEMS B w fazie *low*. W całym teście niepewność jest porównywalna dla pomiarów wykonywanych z wykorzystaniem systemu laboratoryjnego nr 1 oraz systemu PEMS A, dla systemu PEMS B jest ona nieznacznie większa.



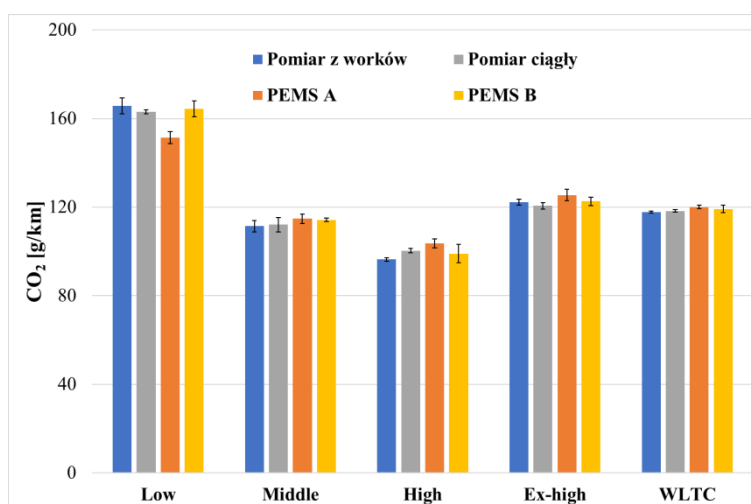
Rys. 5.10. Średnie wartości emisji drogowej tlenków azotu wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C

Pomiar ciągły natężenia emisji tlenków azotu z wybranego testu WLTC przeprowadzono z zimnym rozruchem silnika w laboratorium nr 1 w temperaturze 14 °C. W całym teście widocznym jest zwiększony poziom natężenia emisji tlenków azotu w pomiarze wykonanym z użyciem systemu PEMS A (rysunek 5.11). Największe natężenie emisji tego związku występowało na początku testu, gdzie odnotowano „pik rozruchowy”. Przebiegi pomiarów wykonanych z wykorzystaniem wszystkich systemów są zbliżone do siebie.



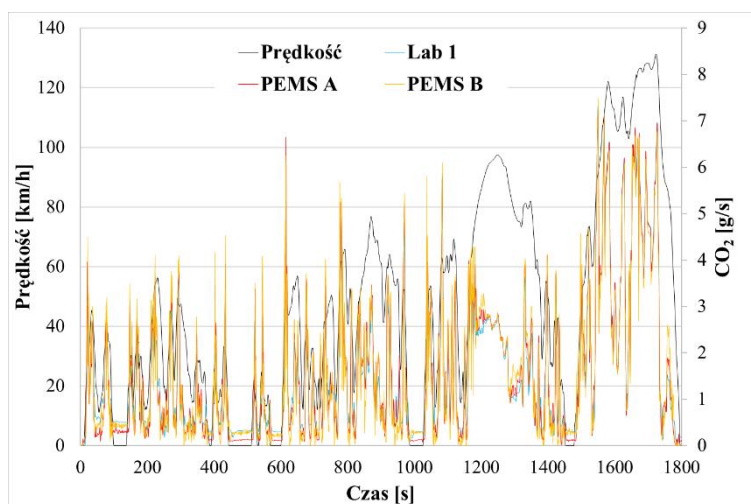
Rys. 5.11. Natężenie emisji tlenków azotu jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z zimnym rozruchem silnika

Największa różnica w poziomie emisji drogowej dwutlenku węgla w teście WLTC wykonanym z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C jest widoczna w pierwszej fazie testu dla pomiarów z wykorzystaniem systemu PEMS A (rysunek 5.12). Różnice poziomów emisji drogowej w całym teście są niewielkie dla wszystkich systemów. Niepewność pomiaru dla całego testu była największa dla analiz przeprowadzonych z użyciem systemu PEMS B.



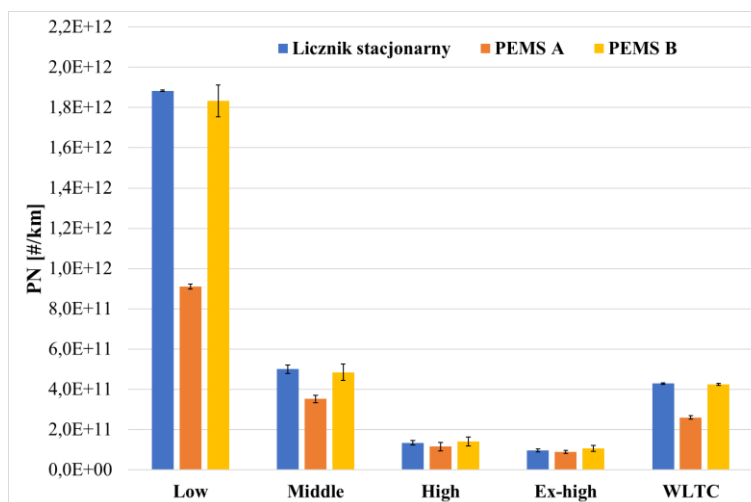
Rys. 5.12. Średnie wartości emisji drogowej dwutlenku węgla wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C

Natężenie emisji dwutlenku węgla jako funkcja czasu dla wybranego testu WLTC w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem silnika odnotowana przez system PEMS A jest mniejsza (rysunek 5.13), co dobrze widać w obszarach, w których samochód się nie poruszał. W pozostałej części testu natężenie emisji tego związku zmierzone z wykorzystaniem wszystkich systemów jest na podobnym poziomie.



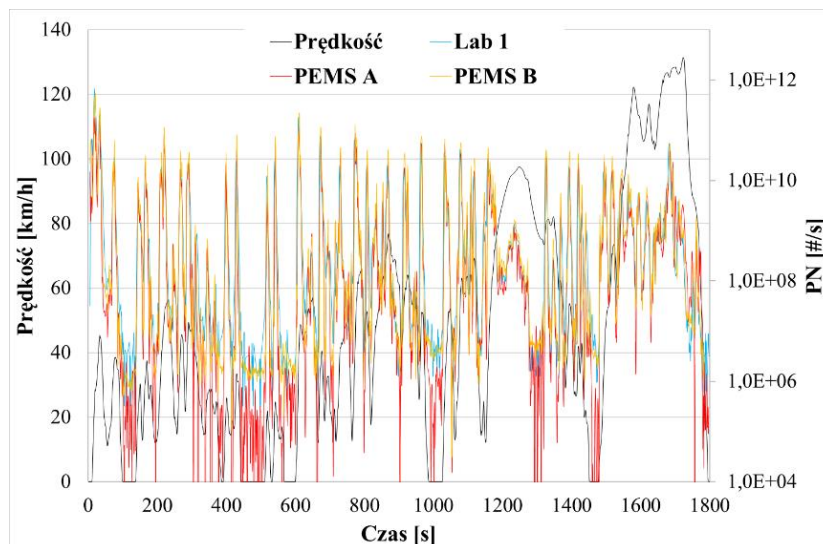
Rys. 5.13. Natężenie emisji dwutlenku węgla jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z zimnym rozruchem silnika

Z kolei największa emisja liczby drogowej cząstek stałych z testu WLTC przeprowadzonego w temperaturze 14 °C przy zimnym rozruchu silnika jest widoczna w pierwszej fazie (rysunek 5.14). Maksymalna różnica w pomiarach jest zauważalna dla systemu PEMS A, zarówno w całym teście, jak i w poszczególnych jego fazach. Największą niepewność pomiaru odnotowano w pierwszej fazie dla systemu PEMS B. W całym teście maksymalna wartość niepewności pomiaru charakteryzowała system PEMS A.



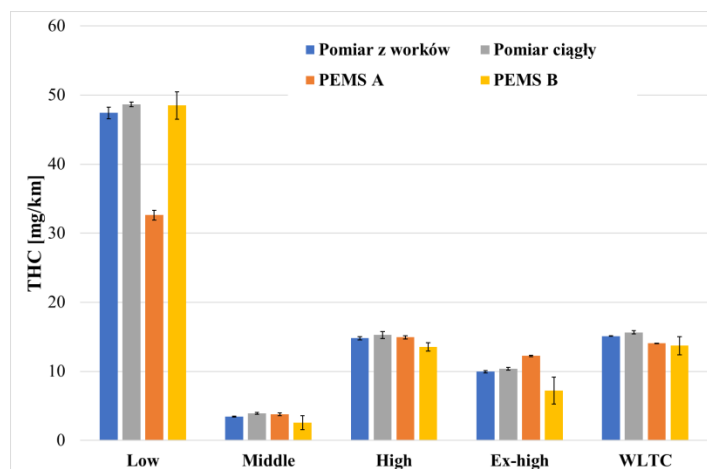
Rys. 5.14. Średnie wartości emisji liczby drogowej cząstek stałych wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C

Natężenie liczby drogowej cząstek stałych dla wybranego testu WLTC przeprowadzonego w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem silnika zmierzona z wykorzystaniem systemu PEMS A jest mniejsze od pomiarów dokonanych z użyciem pozostałych systemów (rysunek 5.15).



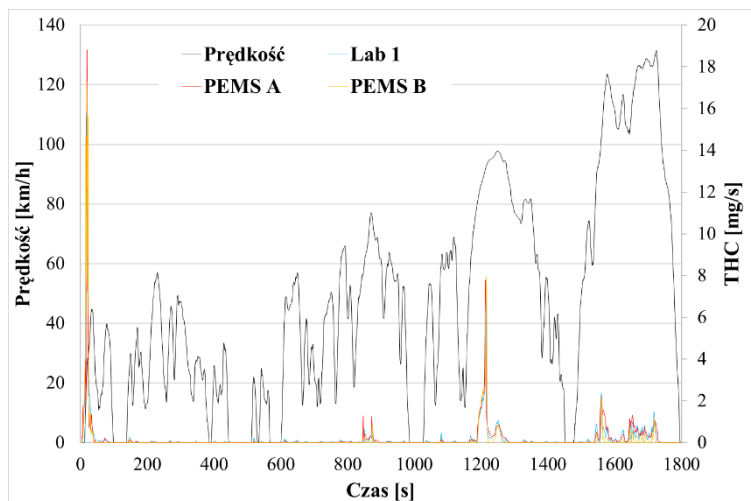
Rys. 5.15. Natężenie liczby drogowej cząstek stałych jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z zimnym rozruchem silnika

Największa emisja drogowa węglowodorów z testów WLTC wykonanych w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem silnika została odnotowana w fazie *low*, a najmniejsza – w fazie *middle* (rysunek 5.16). W pierwszej fazie widać dużo mniejsze wyniki zmierzone przez system PEMS A (mniejsze o ok 16 mg/km), natomiast dla systemu PEMS B mniejsze wartości w porównaniu z pozostałymi systemami widać w pomiarze z fazy *extra high* (około 4 mg/km). Niepewność pomiaru największa jest dla systemu PEMS B, zarówno w fazach jak i całym teście. Wyniki końcowe emisji drogowej węglowodorów wyznaczone przez systemy mobilne są mniejsze o kilka mg/km w porównaniu z systemem laboratoryjnym.



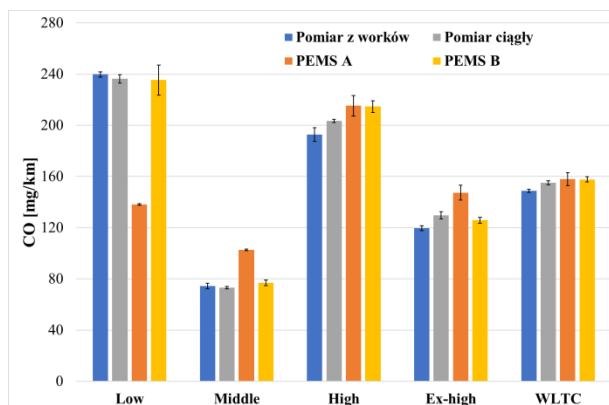
Rys. 5.16. Średnie wartości emisji drogowej węglowodorów wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C

Wyniki pomiarów ciągłego poziomu natężenia emisji węglowodorów z wybranego testu WLTC przeprowadzonego w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem przedstawiono na rysunku 5.17. Zaobserwowano podobieństwo przebiegów pomiarów wykonanych z wykorzystaniem wszystkich systemów, jednakże można zauważyć niewielkie różnice przy największych wartościach emisji.



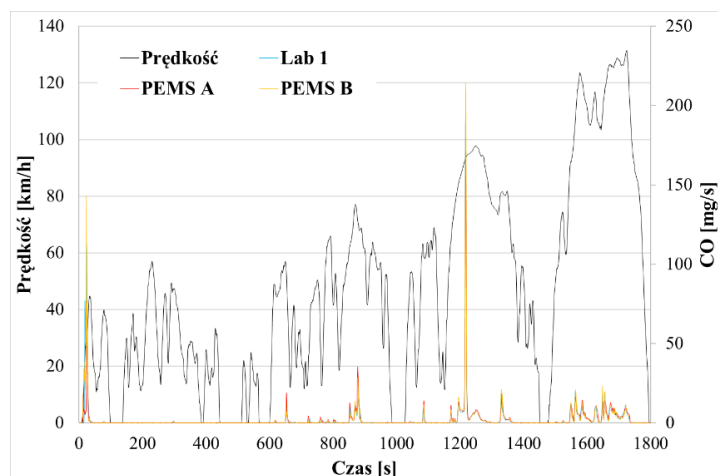
Rys. 5.17. Natężenie emisji węglowodorów jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z ciepłym rozruchem silnika

Największą emisję drogową tlenku węgla z testów WLTC z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C odnotowano w fazach *low* i *high* (rysunek 5.18). Różnice w poziomie emisji drogowej są największe w fazie *low*. Zdecydowanie mniejszą jej wartość charakteryzuje pomiar wykonany z wykorzystaniem systemu PEMS A wynosi około 135 mg/km i jest o 100 mg/km mniejszy niż w przypadku pomiarów dokonanych z użyciem systemu laboratoryjnego i systemu PEMS B. W drugiej i czwartej fazie poziom emisji drogowej zmierzony przez system PEMS A przyjmuje największą wartość. W fazie *high* emisja drogowa wyznaczona przez systemy mobilne jest większa niż pomiar z systemu laboratoryjnego. Niepewność pomiarowa jest największa w przypadku pomiaru wykonanego w zastosowaniu systemu PEMS B w fazie *low*. Dla całościowego wyniku testu niepewność pomiarowa jest największa dla systemu PEMS A.



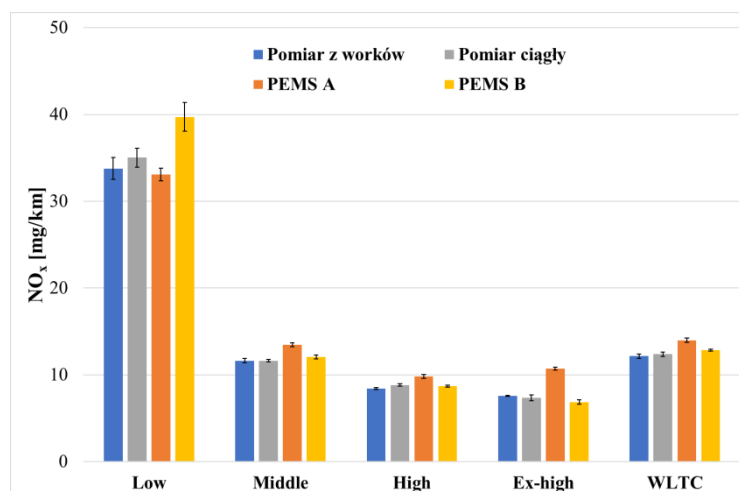
Rys. 5.18. Średnie wartości emisji drogowej tlenku węgla wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C

Największe natężenie emisji tlenku węgla występuje na początku testu oraz w połowie trzeciej fazy (rysunek 5.19). Przebiegi natężenia emisji wszystkich systemów są podobne. Na początku wyraźnie rysuje się dużo niższy „pik rozruchowy”, zmierzony przez system PEMS A.



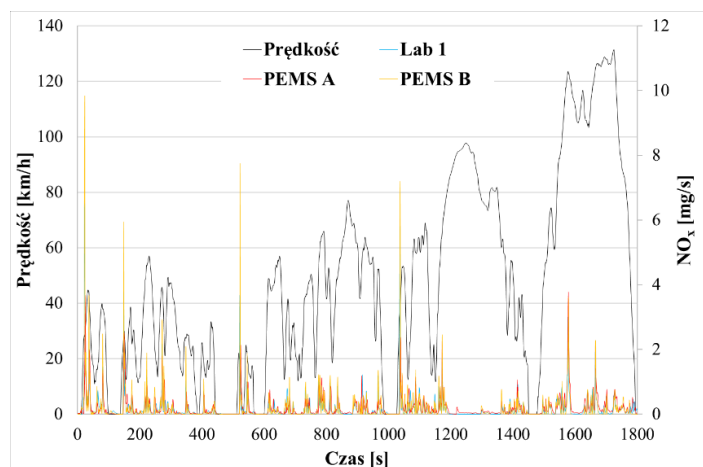
Rys. 5.19. Natężenie emisji tlenku węgla jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z ciepłym rozruchem silnika

Największą emisję drogową tlenków azotu z testu WLTC wykonanym w temperaturze 14 °C dla ciepłego rozruchu silnika odnotowano w fazie pierwszej, a najmniejsza w czwartej (rysunek 5.20). W pierwszej fazie stwierdzono, że system PEMS B wyznaczył wartość emisji drogowej tlenków azotu na około 5 mg/km większą, od pozostałych systemów, natomiast w pozostałych trzech fazach pomiar emisji drogowej jest większy w przypadku pomiaru wykonanego z wykorzystaniem systemu PEMS A. W całym teście największa wyznaczona emisja drogowa została odnotowana przez system PEMS A. Niepewność pomiaru typu A jest największa dla pierwszej fazy w przypadku zastosowania każdego z rozważanych systemów. Największa widoczna jest dla systemu PEMS A w pierwszej fazie. W całym teście największa niepewność charakteryzuje pomiary z użyciem systemu PEMS A, a najmniejsza systemu PEMS B.



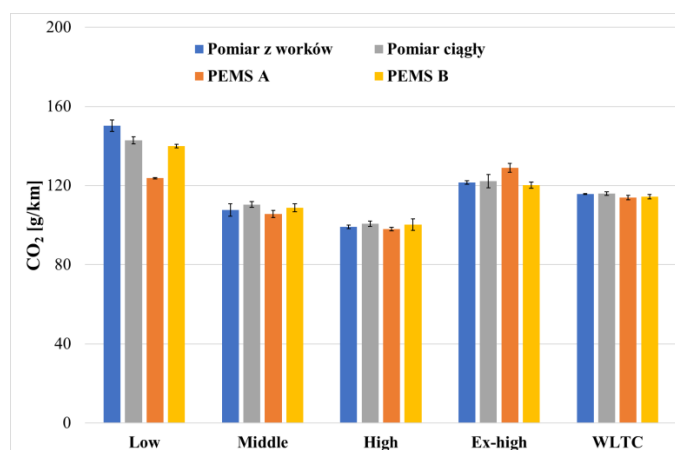
Rys. 5.20. Średnie wartości emisji drogowej tlenków azotu wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C

Wyniki pomiaru ciągłego natężenia emisji tlenków azotu z wybranego testu WLTC przeprowadzonego w temperaturze 14 °C dla ciepłego rozruchu silnika przedstawiono na rysunku 5.21. Przebiegi z pomiarów systemów mobilnych pokrywają się z przebiegiem z systemu laboratoryjnego.



Rys. 5.21. Natężenie emisji tlenków azotu jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z ciepłym rozruchem silnika

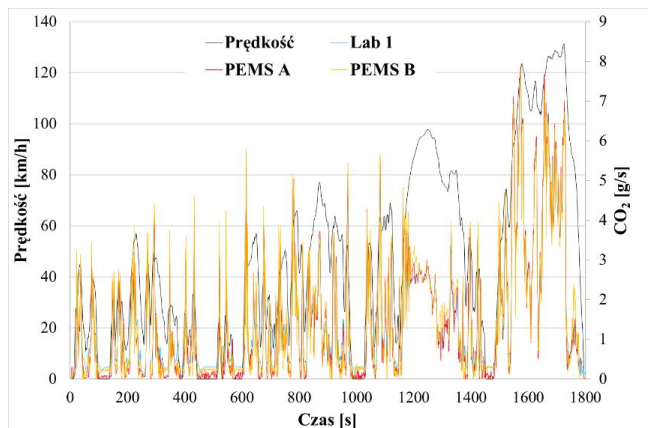
Największa emisja drogowa dwutlenku węgla w teście WLTC dla ciepłego rozruchu silnika została odnotowana w pierwszej fazie, a jej łączny poziom z całego testu nie przekracza 120 g/km (rysunek 5.22). Największa różnica w wielkości emisji drogowej była w pierwszej fazie podczas pomiaru z wykorzystaniem systemu PEMS A i wynosiła około 20 g/km mniej niż w przypadku pomiarów przeprowadzonych z użyciem worków pomiarowych (kolor niebieski). W całym teście odnotowano niewielkie różnice w wynikach pomiarów z wykorzystaniem wszystkich analizowanych systemów. Największą niepewnością pomiaru dla całego testu charakteryzował się system PEMS B.



Rys. 5.22. Średnie wartości emisji drogowej dwutlenku węgla wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C

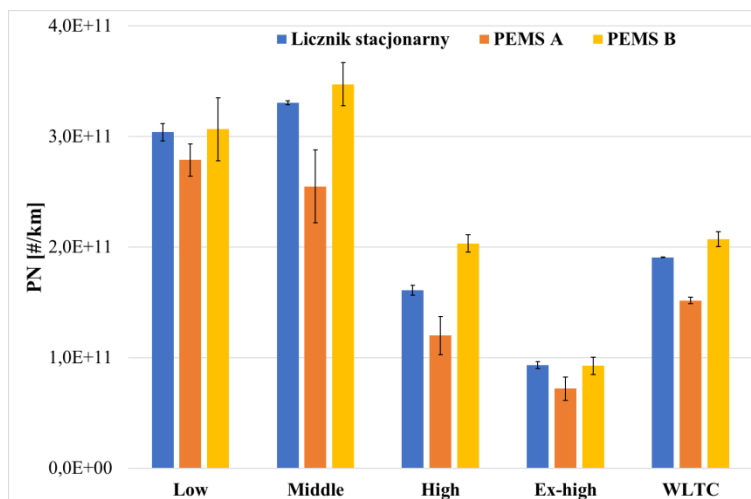
Natężenie emisji dwutlenku węgla jako funkcja czasu dla wybranego testu WLTC wykonanego w temperaturze 14 °C dla ciepłego rozruchu silnika przedstawiono na rysunku 5.23. Natężenie emisji zmierzonej z wykorzystaniem systemu PEMS A jest mniejsze, co

szczególnie jest widoczne w obszarach, w których samochód się nie poruszał. W pozostałej części testu natężenie emisji odnotowane z zastosowaniem wszystkich systemów jest na podobnym poziomie.



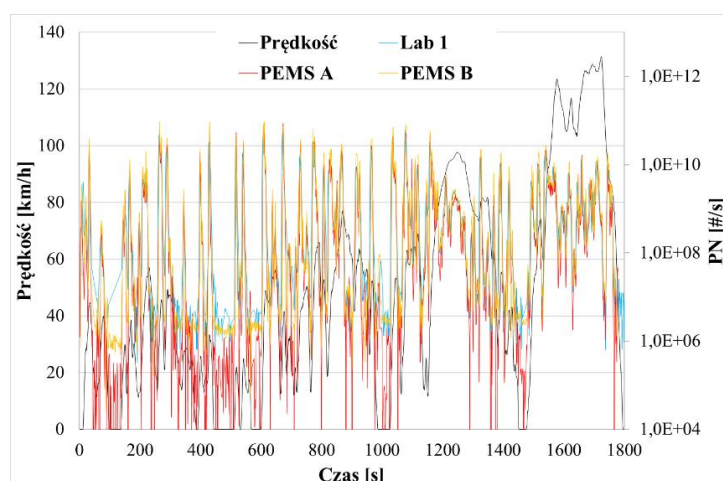
Rys. 5.23. Natężenie emisji dwutlenku węgla jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z ciepłym rozruchem silnika

Największą liczbę drogową cząstek stałych z testu WLTC przeprowadzonego w temperaturze 14 °C przy ciepłym rozruchu silnika odnotowano w drugiej fazie (rysunek 5.24). Różnica w wynikach pomiaru liczby drogowych cząstek stałych jest zauważalna dla systemu PEMS A zarówno w całym teście, jak i w poszczególnych jego fazach – jest ona mniejsza niż dla pozostałych systemów. Największą niepewnością pomiaru wyróżnia się druga faza (system PEMS A). W przypadku zbiorczych wyników z całego testu niepewność pomiaru jest najwyższa dla systemu PEMS B.



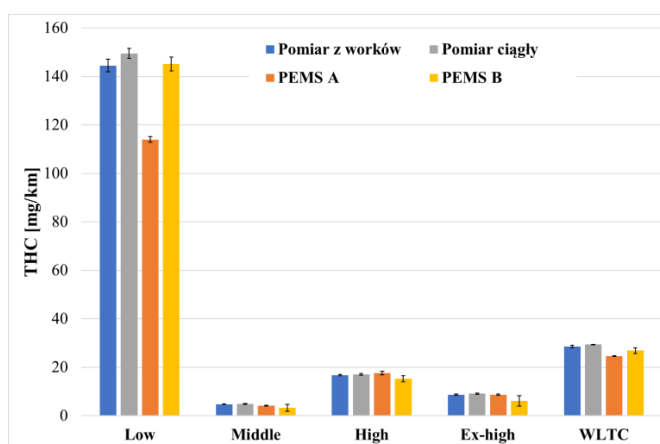
Rys. 5.24. Średnie wartości liczby drogowych cząstek stałych wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C

Na rysunku 5.25 przedstawiono natężenie liczby drogowych cząstek stałych jako funkcja czasu z wybranego testu WLTC wykonanego w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem silnika, kolorem czerwonym oznaczono natężenie liczby cząstek stałych z systemu PEMS A, którego poziom jest mniejszy w porównaniu do pozostałych systemów.



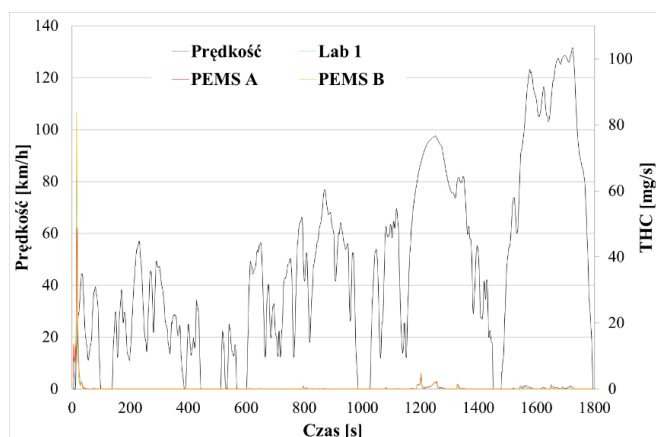
Rys. 5.25. Natężenie liczby drogowej cząstek stałych jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z ciepłym rozruchem silnika

Największy poziom emisji drogowej węglowodorów dla testu WLTC w temperaturze 23 °C dla zimnego rozruchu silnika odnotowano w pierwszej fazie testu (rysunek 5.26). Na wykresie zaznaczono niepewność pomiaru typu A. Różnice między pomiarami wykonywanymi z wykorzystaniem systemów mobilnych a systemów laboratoryjnych są widoczne dla całego testu. Największą różnicą charakteryzuje się faza pierwsza dla pomiarów z użyciem systemu PEMS A, który wyznaczył emisję drogową węglowodorów na około 30 mg/km mniejszą w porównaniu do systemu laboratoryjnego. Niepewność pomiaru w całym teście była największa dla systemu PEMS B.



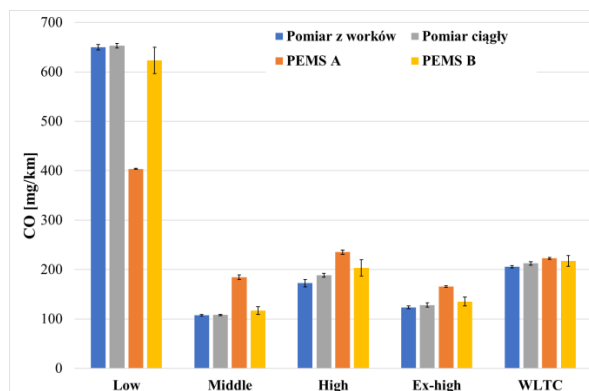
Rys. 5.26. Średnie wartości emisji drogowej węglowodorów wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C

Natężenie emisji węglowodorów dla testu WLTC wykonanego w temperaturze 23 °C, dla zimnego rozruchu silnika jako funkcja czasu zaprezentowano na rysunku 5.27. Zaobserwowano zwiększone natężenie emisji w fazie rozruchu silnika. Cały przebieg, zarówno dla systemów laboratoryjnych jak i mobilnych, przyjmuje podobne wartości.



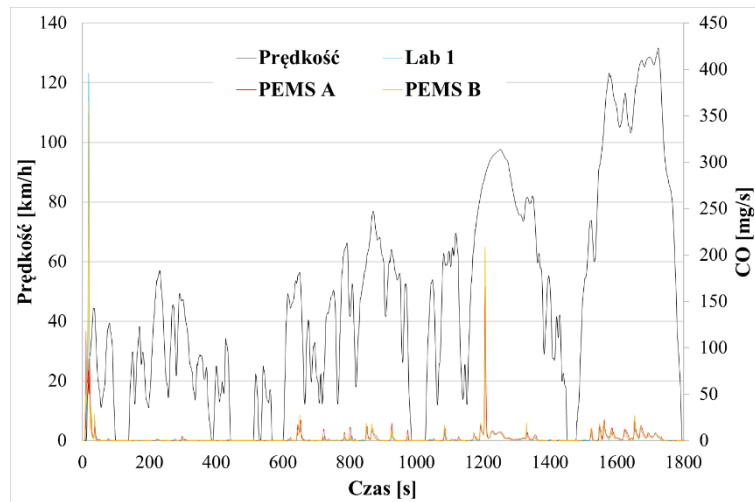
Rys. 5.27. Natężenie emisji węglowodorów jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z zimnym rozruchem silnika

Największą emisję drogową tlenku węgla z testów WLTC, dla zimnego rozruchu silnika w temperaturze 23 °C odnotowano dla fazy *low* (rysunek 5.28). Różnice w wartościach pomiarów są największe w fazie *low*. Zdecydowanie mniejszą wartością charakteryzuje się pomiar wykonany z wykorzystaniem systemu PEMS A i jest on o około 350 mg/km mniejszy od pozostałych pomiarów. W pozostałych fazach poziom emisji drogowy wyznaczony przez system PEMS A jest większy w porównaniu do pozostałych analizowanych systemów, co skutkuje emisją drogową tlenku węgla na podobnym poziomie w całym teście. Największą niepewność pomiarową odnotowano dla systemu PEMS B (faza *low*). Dla całego testu niepewność pomiarowa jest na podobnym poziomie dla systemu laboratoryjnego w przypadku obu metod pomiaru oraz dla systemu PEMS A, natomiast dla systemu PEMS B jest wyższa od pozostałych.



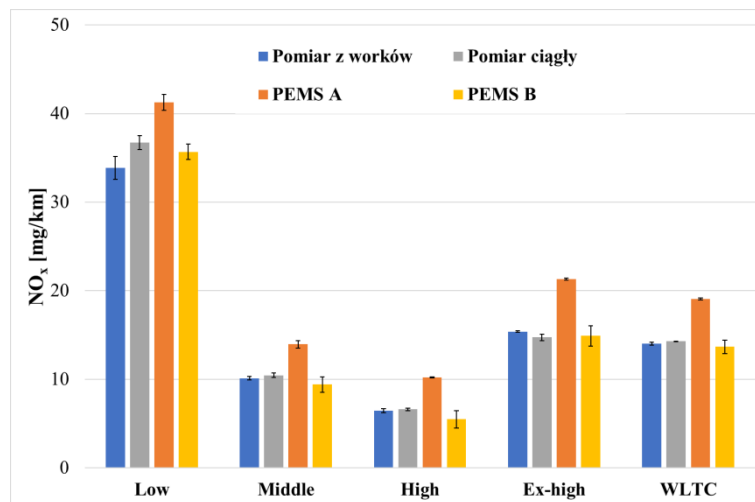
Rys. 5.28. Średnie wartości emisji drogowej tlenku węgla wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C

Na podstawie analizy wyników natężenia emisji tlenku węgla (rysunek 5.29), stwierdzono, że największe natężenie jest na początku testu. Kolejny wzrost natężenia emisji tlenku węgla jest widoczny w trzeciej fazie. W perspektywie całego testu widocznym jest, że natężenie emisji kształtuje się na podobnym poziomie dla pomiarów z wykorzystaniem każdego analizowanego systemu.



Rys. 5.29. Natężenie emisji tlenku węgla jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z zimnym rozruchem silnika

Największy poziom emisji drogowej tlenków azotu z testu WLTC dla zimnego rozruchu silnika w temperaturze 23 °C odnotowano w pierwszej fazie (rysunek 5.30), natomiast jej wartość dla całego testu wynosi około 15 mg/km. Zarówno w całym teście, jak i w poszczególnych jego fazach, wyniki pomiarów emisji z systemu PEMS A odbiegają od tych pochodzących z reszty systemów i są wyraźnie większe. Dla całego testu różnica ta wynosi około 5 mg/km. Niepewność pomiaru typu A w całym teście jest największa dla systemu PEMS B.

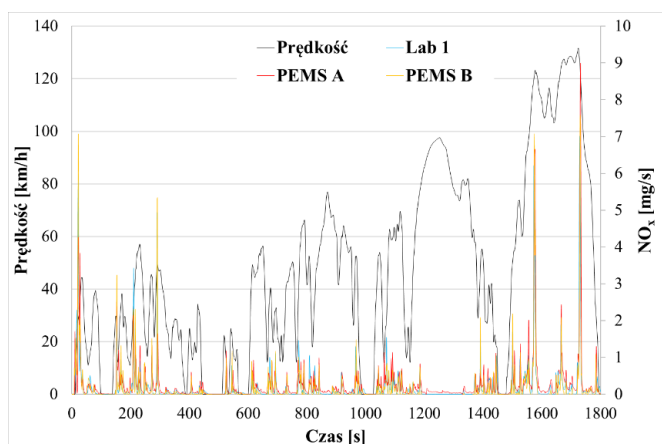


Rys. 5.30. Średnie wartości emisji drogowej tlenków azotu wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C

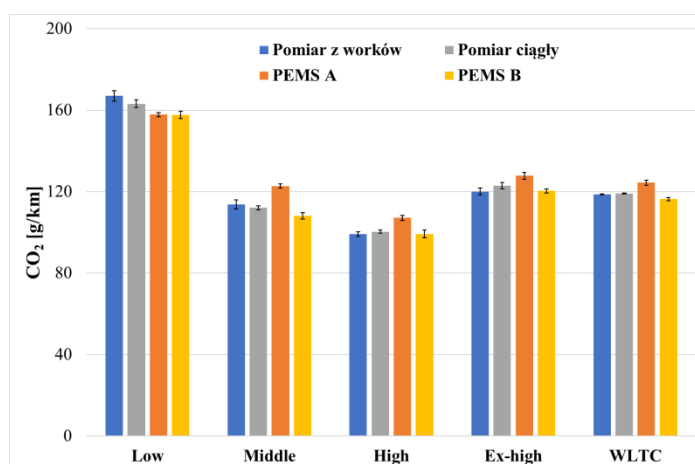
Analiza wyników pomiaru ciągłego natężenia emisji tlenków azotu z wybranego testu WLTC przeprowadzonego w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem (rysunek 5.31) wykazała, że te przebiegi dla wszystkich systemów są podobne, ale równocześnie większa jest dla systemu PEMS A.

Największą emisję drogową dwutlenku węgla w teście WLTC z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C odnotowano w pierwszej fazie (rysunek 5.32), a jej poziom dla całego testu kształtuje się w granicach około 120 mg/km. Największa różnica w pomiarach

emisji drogowej jest widoczna w drugiej fazie dla systemu PEMS A i wynosi około 10 mg/km. W całym teście różnice są stosunkowo niewielkie dla pomiarów z systemów laboratoryjnych oraz systemu PEMS B, natomiast dla systemu PEMS A – różnica jest wyraźnie widoczna. Dla całościowego wyniku testu niepewność pomiarowa jest największa dla systemu PEMS A.



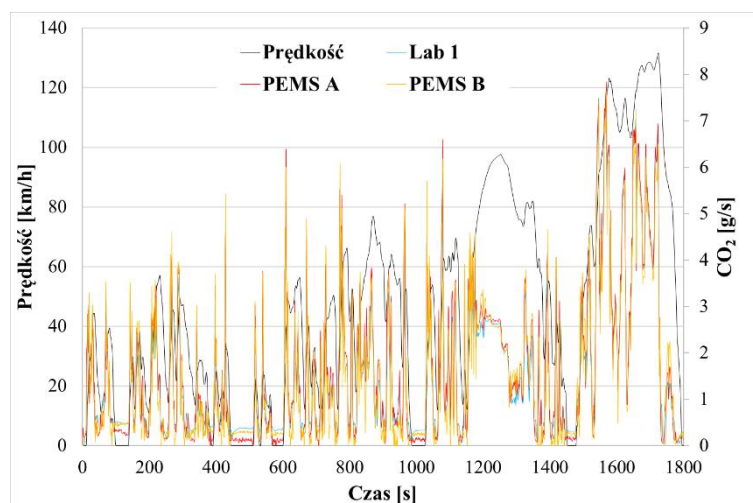
Rys. 5.31. Natężenie emisji tlenków azotu jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z zimnym rozruchem silnika



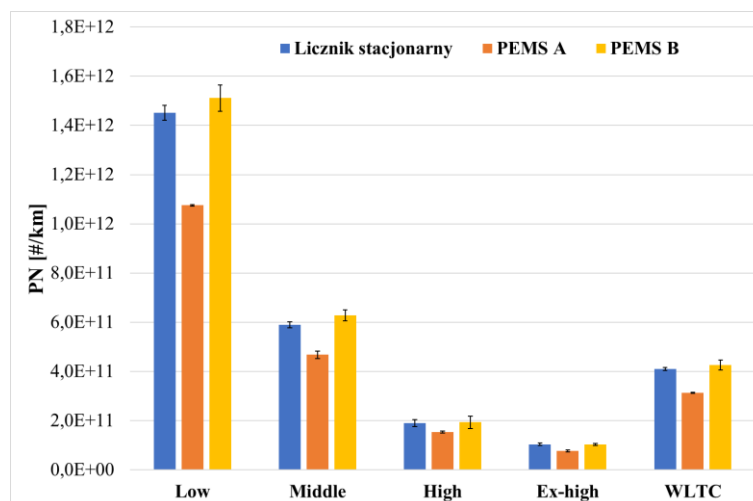
Rys. 5.32. Średnie wartości emisji drogowej dwutlenku węgla wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C

Wyniki natężenia emisji dwutlenku węgla z wybranego testu WLTC wykonanego w temperaturze 23 °C dla zimnego rozruchu silnika przedstawiono na rysunku 5.33. Różnice wielkości natężenia emisji są widoczne w pomiarach wykonanych z wykorzystaniem systemu PEMS A, jednak same przebiegi emisji są podobne dla wszystkich systemów.

Największą liczbę drogową cząstek stałych z testu WLTC wykonanego w temperaturze 23 °C przy zimnym rozruchu silnika odnotowano w pierwszej fazie (rysunek 5.34). Różnica w pomiarach jest zauważalna dla systemu PEMS A, zarówno w całym teście, jak i w poszczególnych jego fazach (jest niższa niż z pozostałych systemów). Największą niepewność pomiaru zauważono w pierwszej fazie dla systemu PEMS B. Biorąc pod uwagę zbiorcze wyniki dla całego testu największą niepewnością pomiaru wyróżniał się system PEMS B.



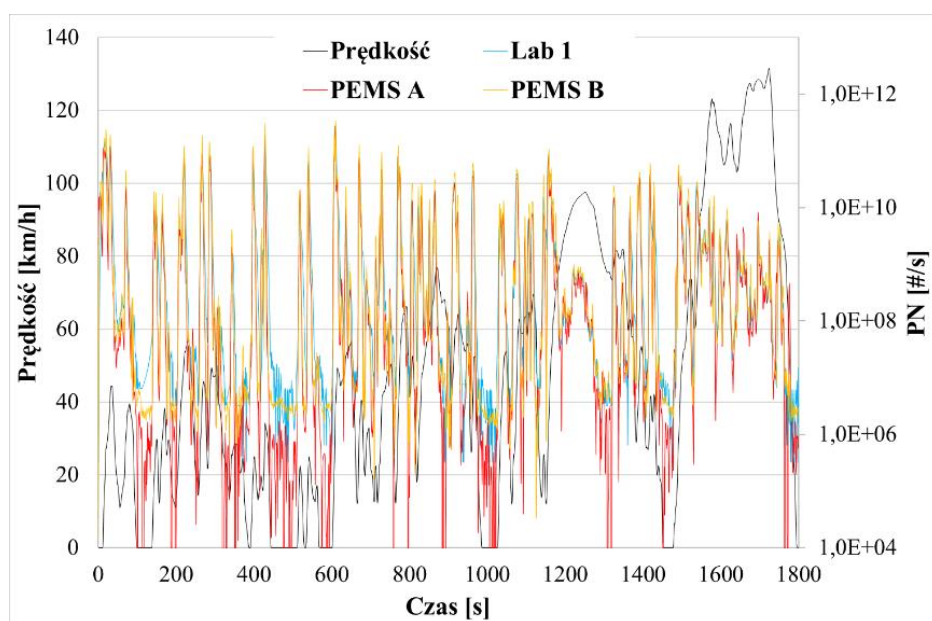
Rys. 5.33. Natężenie emisji dwutlenku węgla jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z zimnym rozruchem silnika



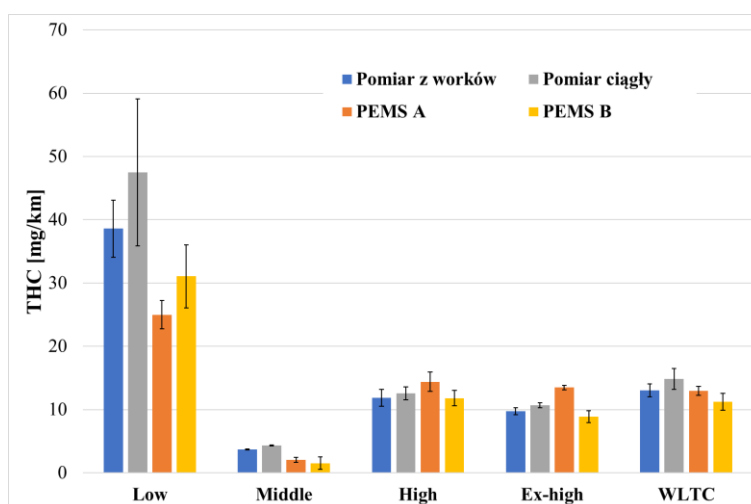
Rys 5.34. Średnie wartości liczby drogowej cząstek stałych wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C

Najmniejsze wyniki pomiaru ciągłego natężenia liczby drogowej cząstek stałych w teście WLTC przeprowadzonego w temperaturze 23 °C dla zimnego rozruchu silnika odnotowano dla analiz wykonanych z wykorzystaniem systemu PEMS A (rysunek 5.35, kolor czerwony). Przebiegi natężenia emisji są podobne dla każdego z rozpatrywanych systemów.

Największa emisja drogowa węglowodorów z testu WLTC przeprowadzonego w temperaturze 23 °C, z ciepłym rozruchem silnika została odnotowana w pierwszej fazie (rysunek 5.36), a różnica w pomiarach jest widoczna dla wszystkich systemów w porównaniu do pomiarów wykonanych z użyciem worków (kolor niebieski). Największa różnica w pomiarze charakteryzowała system PEMS A i wynosiła około 15 mg/km względem pomiarów z zastosowaniem worków. Wyniki końcowe z wykorzystaniem systemu laboratoryjnego pomiaru z zastosowaniem worków pomiarowych są zbliżone do wyników z systemu PEMS A. Pomiar z wykorzystaniem systemu PEMS B wykazały mniejszą emisję węglowodorów w całym teście niż pozostałe systemy. Największa wartość niepewności charakteryzuje pomiar ciągły spalin rozcieńczonych z zastosowaniem systemu laboratoryjnego.



Rys. 5.35. Natężenie liczby drogowej cząstek stałych jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z zimnym rozruchem silnika

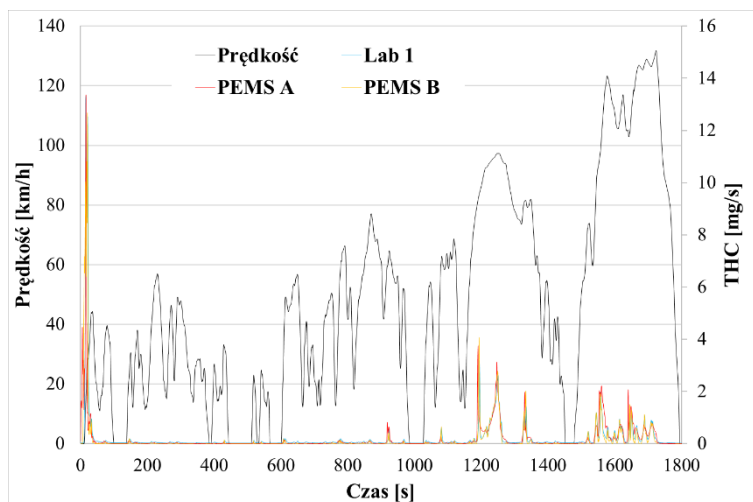


Rys. 5.36. Średnie wartości emisji drogowej węglowodorów wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C

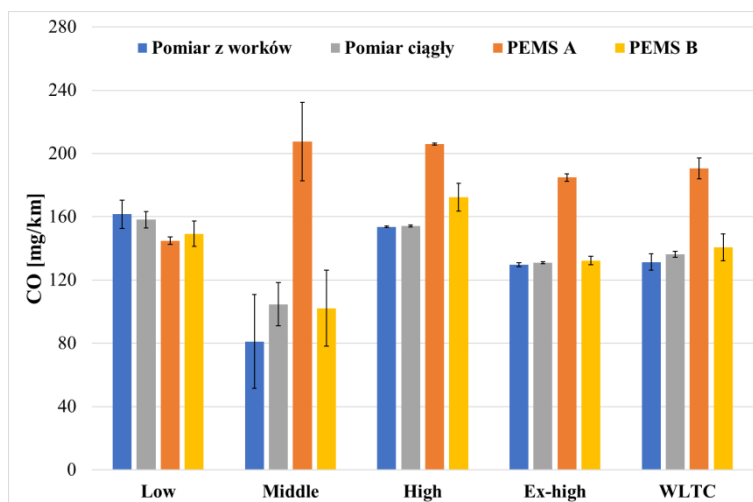
Przebiegi natężenia emisji węglowodorów z wybranego testu WLTC wykonanego w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem (rysunek 5.37) są podobne dla wszystkich systemów, a największy jej poziom jest widoczny dla fazy rozruchu oraz gwałtownych przyspieszeń, co jest szczególnie zauważalne w trzeciej i czwartej fazie.

Emisja tlenku węgla z testów WLTC przeprowadzonych w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem silnika we wszystkich fazach są zbliżone do siebie, natomiast pomiar z wykorzystaniem systemu PEMS A odbiega od reszty wyników w fazie drugiej, trzeciej i czwartej (rysunek 5.38). Jest znacznie większy w porównaniu do pozostałych systemów, co przekłada się również na największy wynik pomiaru w perspektywie całego testu (jest większy o około 50 mg/km). W całym teście największą niepewnością pomiaru wyróżnił się system PEMS B. Jeżeli chodzi o poszczególne fazy testu, to największą niepewność

odnotowano w fazie drugiej dla pomiaru z worków pomiarowych oraz dla obu systemów mobilnych.



Rys. 5.37. Natężenie emisji węglowodorów jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z ciepłym rozruchem silnika



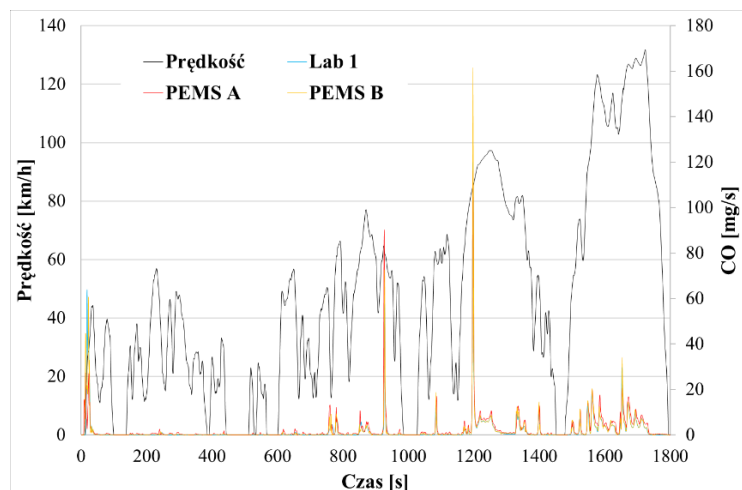
Rys. 5.38. Średnie wartości emisji drogowej tlenku węgla wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C

Największe natężenie emisji tlenku węgla z wybranego testu WLTC wykonanego w temperaturze 23 °C miało miejsce w trzeciej fazie (rysunek 5.39). Pomiar z systemu PEMS A jest większy od pozostałych systemów do trzeciej fazy.

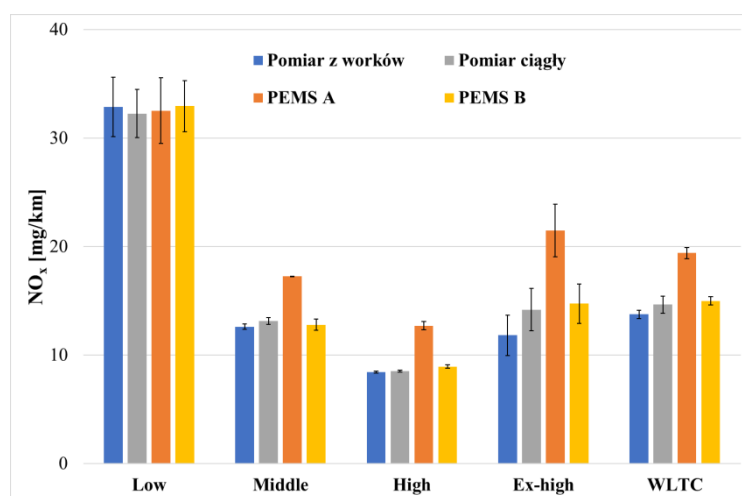
Największa emisja tlenków azotu z testu WLTC przeprowadzonego w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem silnika odnotowano w pierwszej fazie testu (rysunek 5.40). W kolejnych trzech fazach wielkość emisji jest większa dla systemu PEMS A. W całym teście emisja zmierzona z wykorzystaniem systemu PEMS A jest większa o około 5 mg/km w porównaniu do pozostałych systemów. Niepewność pomiarowa typu A jest na podobnym poziomie dla całego testu w doniesieniu do wszystkich rozpatrywanych systemów.

Zmiany w czasie natężenia emisji tlenków azotu z wybranego testu WLTC wykonanego w temperaturze 23 °C z ciepłego rozruch silnika widocznymi są zbliżone dla poszczegól-

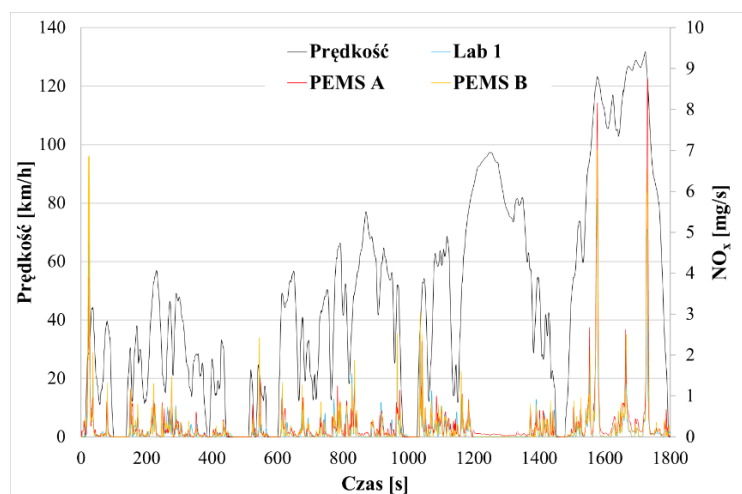
nych systemów pomiarowych (rysunek 5.41), jednak można zauważyć większe wartości (piki) dla pomiarów przeprowadzonych z użyciem systemu PEMS A.



Rys. 5.39. Natężenie emisji tlenku węgla jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z ciepłym rozruchem silnika

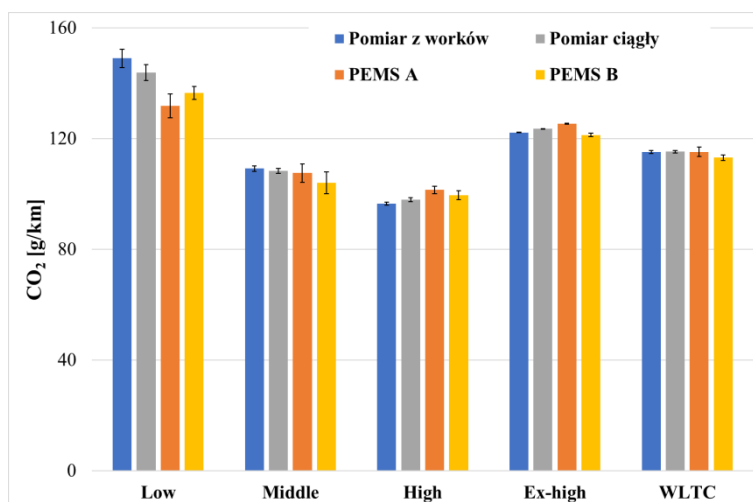


Rys. 5.40. Średnie wartości emisji drogowej tlenków azotu wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C



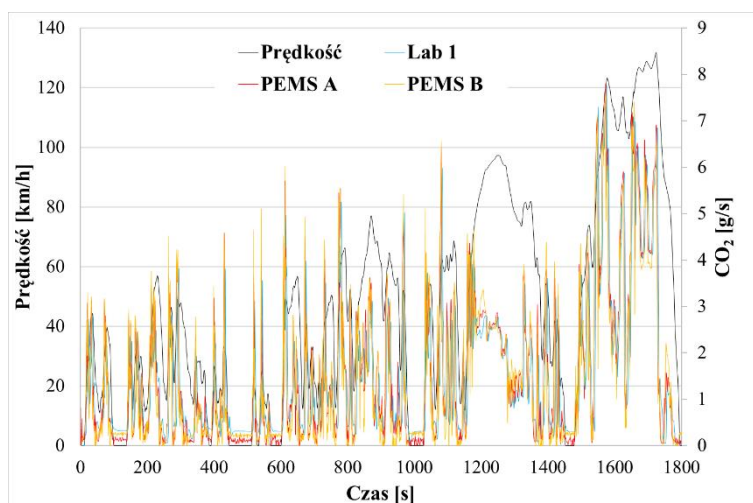
Rys. 5.41. Natężenie emisji tlenków azotu funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z ciepłym rozruchem silnika

Największy poziom emisji dwutlenku węgla z testu WLTC przeprowadzonego w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem silnika odnotowano w pierwszej fazie (rysunek 5.42). Pomiar wielkości emisji z całego testu jest na podobnym poziomie w przypadku wszystkich analizowanych systemów, jednak niepewność pomiaru jest większa dla systemów mobilnych.



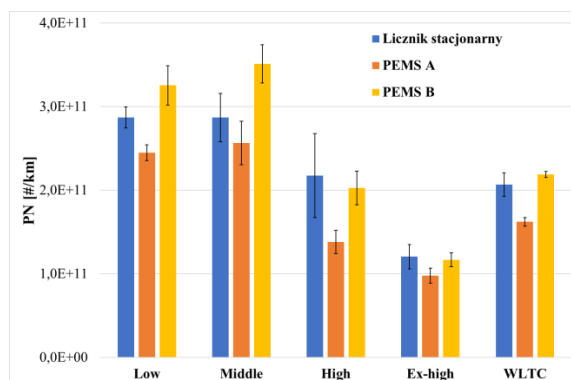
Rys. 5.42. Średnie wartości emisji drogowej dwutlenku węgla wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C

Przebieg natężenia emisji dwutlenku węgla z wybranego testu WLTC wykonanego w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem silnika jest podobny dla wszystkich analizowanych systemów, jednak zaobserwowano, że przy zerowej prędkości pojazdu system PEMS A cechuje się najmniejszymi wartościami mierzonych emisji, a system laboratoryjny największymi (rysunek 5.43).



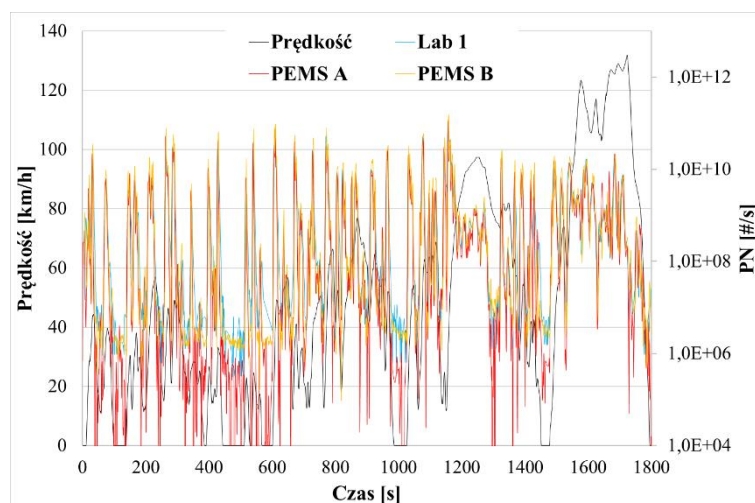
Rys. 5.43. Natężenie emisji dwutlenku węgla jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z ciepłym rozruchem silnika

Największa liczba drogowa cząstek stałych z testu WLTC przeprowadzonego w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem silnika jest w drugiej fazie dla wszystkich rozważanych systemów (rysunek 5.44). Wartości emisji zmierzone przez system PEMS A są mniejsze w porównaniu do wyników uzyskanych podczas pomiarów systemem laboratoryjnym, natomiast w przypadku systemu PEMS B odnotowano większe wartości. Zaznaczono także niepewność pomiaru typu A, która jest największa dla całego testu dla analiz wykonywanych na stanowisku laboratoryjnym.



Rys. 5.44. Średnie wartości liczby drogowej cząstek stałych wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 1 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C

Wartości natężenia liczby drogowej cząstek stałych dla wybranego testu WLTC wykonanego w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem (rysunek 5.45) są wyraźnie mniejsze dla pomiarów natężenia przeprowadzonych z wykorzystaniem systemu PEMS A (kolor czerwony) i większe – dla systemu PEMS B (kolor żółty). Przebiegi emisji dla wszystkich analizowanych systemów są do siebie zbliżone.



Rys. 5.45. Natężenie liczby drogowych cząstek stałych jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z ciepłym rozruchem silnika

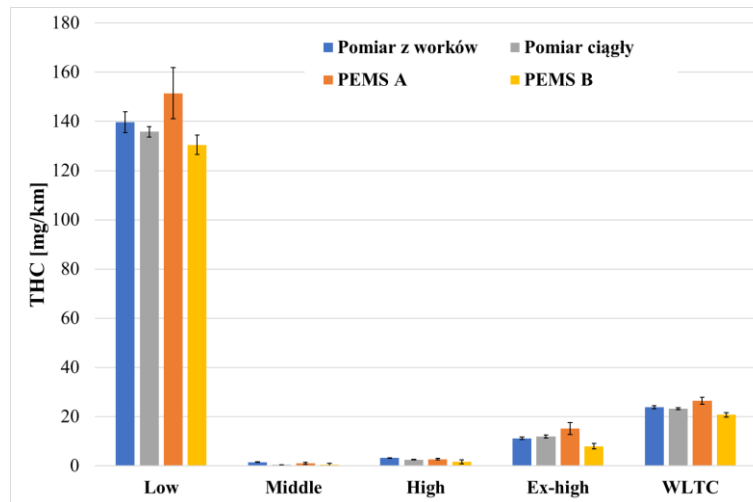
5.2.3. System laboratoryjny nr 2

Poniżej przedstawiono wyniki badań przeprowadzonych z wykorzystaniem laboratoryjnego systemu pomiarowego nr 2 (zlokalizowanego w laboratorium nr 2). Rezultaty zaprezentowano w formie wykresów obejmujących:

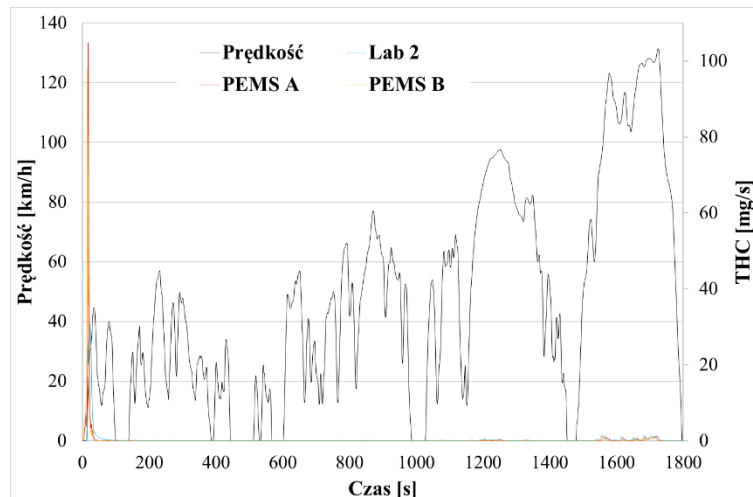
- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem,
- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem,
- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem,
- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem.

Największa emisja drogowych węglowodorów z testu WLTC w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem silnika jest zauważalna w pierwszej fazie testu i wynosi 140 mg/km dla systemu laboratoryjnego, 150 mg/km dla systemu PEMS A i 130 mg/km dla systemu PEMS B (rysunek 5.46). W całym teście emisja drogowych węglowodorów ze wszystkich systemów utrzymywała się na poziomie 20 mg/km. Największa niepewność pomiaru została odnotowana dla systemu PEMS A (faza pierwsza). W całym teście największa niepewność również wyróżniała pomiary wykonane z wykorzystaniem systemu PEMS A.

Na podstawie wyników pomiaru ciągłego, natężenie emisji węglowodorów dla wybranego testu WLTC przeprowadzonego w temperaturze 14 °C dla zimnego rozruchu silnika ma największą wartość w fazie rozruchu silnika, w której odnotowano maksymalny poziom natężenia emisji dla systemu PEMS A (rysunek 5.47).

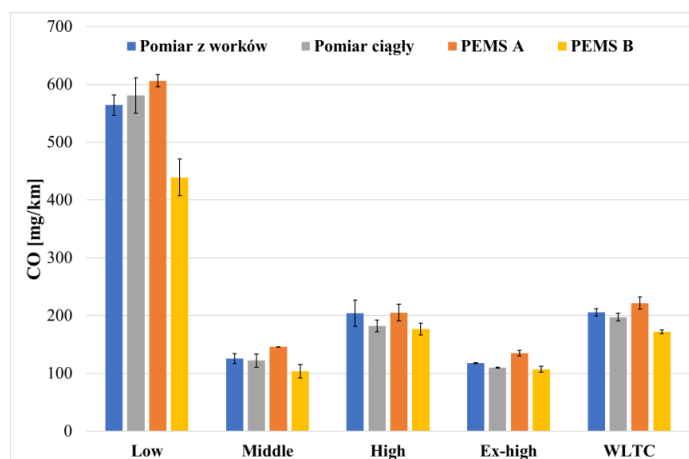


Rys. 5.46. Średnie wartości emisji drogowej węglowodorów wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C



Rys. 5.47. Natężenie emisji węglowodorów jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z zimnym rozruchem silnika

Największa emisja drogowa tlenku węgla z testów WLTC przeprowadzonych w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem silnika jest zauważalna w fazie *low* (rysunek 5.48). Różnice w pomiarach poziomu emisji drogowej są największe dla fazy *low*, w której najmniejszą wartość odnotowano dla pomiaru wykonanego z wykorzystaniem systemu PEMS B, a największą – z użyciem systemu PEMS A. W pozostałych fazach emisja drogowa z systemu PEMS B jest na podobnym poziomie jak z systemu laboratoryjnego, natomiast emisja drogowa wyznaczona z wykorzystaniem systemu PEMS A jest większa dla fazy *middle* i *extra high*. Dla fazy *high* przyjmuje analogiczną wartość jak podczas pomiaru z systemu laboratoryjnego. Największą niepewność pomiarową odnotowano podczas badań z wykorzystaniem systemu PEMS B (faza *low*). Dla wyników łącznych z całego testu niepewność pomiarowa jest na podobnym poziomie dla systemu laboratoryjnego (obie metody pomiaru) i systemu PEMS B, z kolei dla systemu PEMS A jest ona większa od wymienionych.

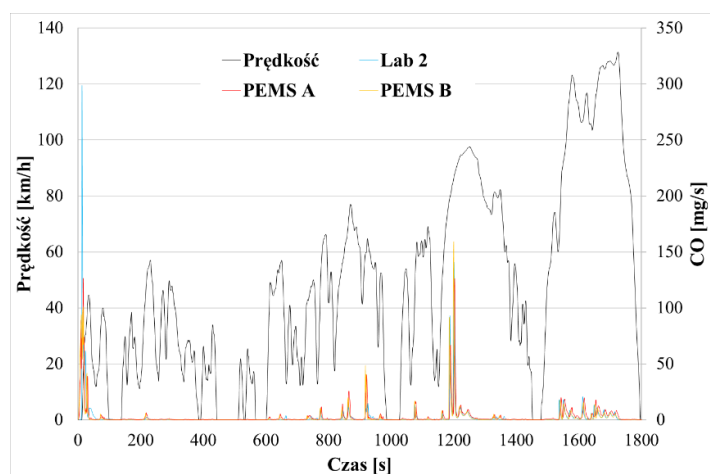


Rys. 5.48. Średnie wartości emisji drogowej tlenku węgla wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C

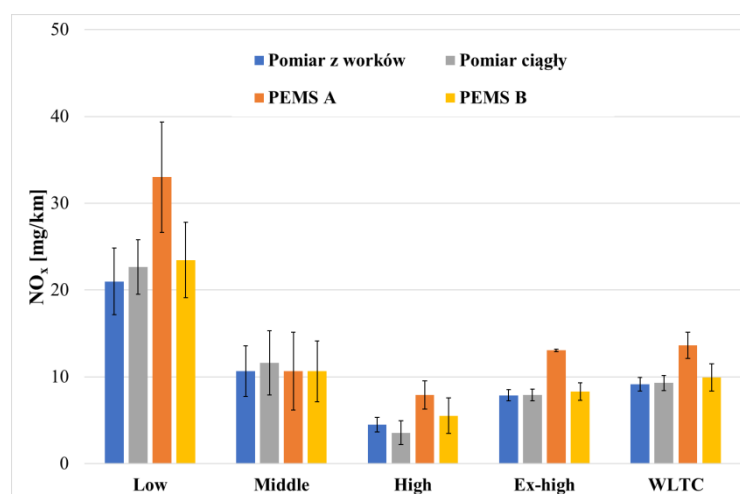
Największe natężenie emisji tlenku węgla, jak wynika z przebiegów czasowych z wybranego testu WLTC wykonanego w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem silnika (rysunek 5.49), odnotowano na początku testu – w fazie rozruchowej oraz w fazie trzeciej. Przebiegi natężenia emisji tlenku węgla dla wszystkich systemów są zbliżone do siebie.

Maksymalną emisję drogową tlenków azotu z testu WLTC przeprowadzonego w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem silnika zmierzono w pierwszej fazie (system PEMS A, rysunek 5.50). W drugiej fazie wyniki otrzymane z obu systemów mobilnych są zbliżone do tych uzyskanych z wykorzystaniem systemu laboratoryjnego, natomiast w pozostałych analizowanych fazach – wyniki zmierzone z użyciem systemu PEMS A są większe od pozostałych. Łączne wyniki pomiarów przyjmują analogiczne wartości w przypadku analiz systemem laboratoryjnym oraz PEMS B, natomiast te otrzymane z systemu PEMS A są istotnie większe (o około 5 mg/km). Największa niepewność pomiarowa cechuje system PEMS B.

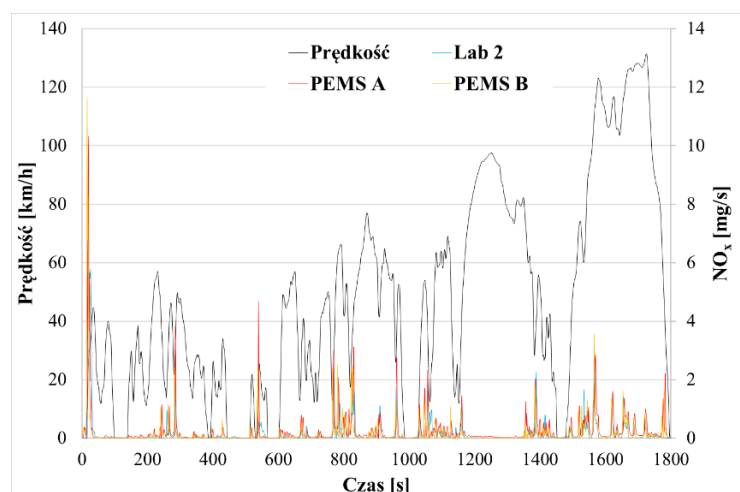
Natężenie emisji tlenków azotu z wybranego testu WLTC wykonanego w temperaturze 14 °C z zimnego rozruch silnika z wykorzystaniem systemu PEMS A jest większe niż z pozostałych systemów (rysunek 5.51). Największe natężenie emisji została odnotowana dla fazy rozruchu, w której występuje tzw. „pik rozruchowy”.



Rys. 5.49. Natężenie emisji tlenku węgla jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z zimnym rozruchem silnika

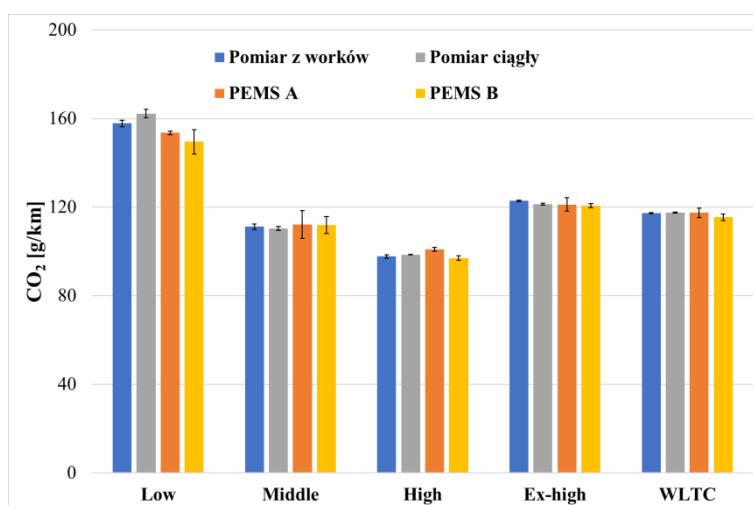


Rys. 5.50. Średnie wartości emisji drogowej tlenków azotu wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C



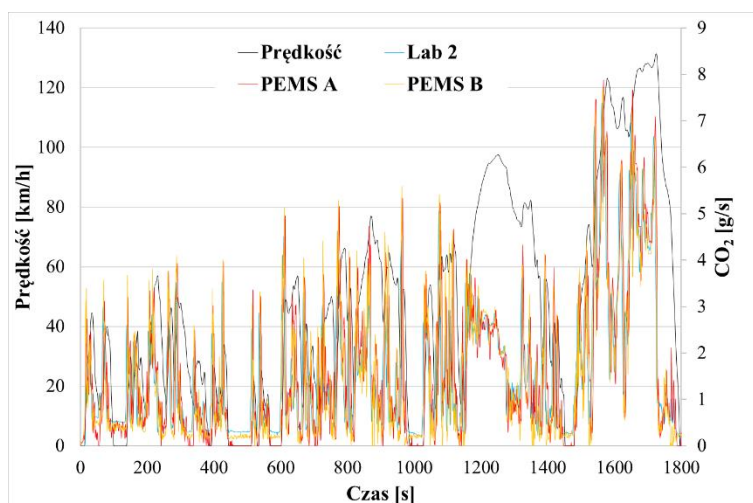
Rys. 5.51. Natężenie emisji tlenków azotu jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z zimnym rozruchem silnika

Największą emisję drogową dwutlenku węgla w teście WLTC w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem silnika są widoczne w pierwszej fazie (rysunek 5.52). Łączne wyniki pomiaru z całego testu dla wszystkich systemów kształtują się na poziomie 118 g/km. Największą niepewność pomiaru odnotowano w ramach fazy drugiej dla systemu PEMS A. W całym teście niepewność pomiaru z systemów mobilnych jest większa niż dla tych wykonanych z wykorzystaniem systemów laboratoryjnych.



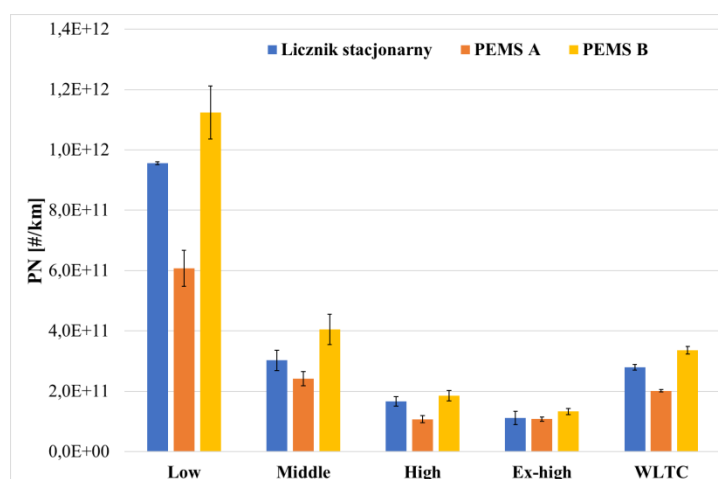
Rys. 5.52. Średnie wartości emisji drogowej dwutlenku węgla wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C

Natężenie emisji dwutlenku węgla z wybranego testu WLTC wykonanego w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem silnika są podobne dla wszystkich analizowanych systemów (rysunek 5.53).



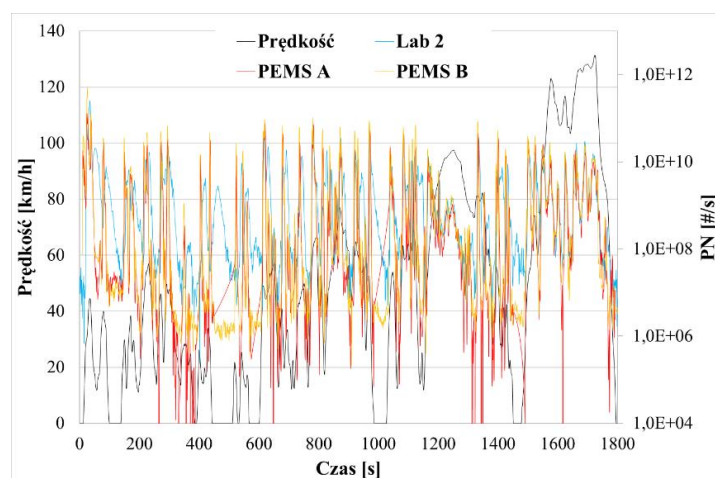
Rys. 5.53. Natężenie emisji dwutlenku węgla jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z zimnym rozruchem silnika

Największe wartości liczby drogowej cząstek stałych w teście WLTC, przeprowadzonego w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem silnika, odnotowano w pierwszej fazie testu (rysunek 5.54). Maksymalne różnice w wykonanych pomiarach są szczególnie widoczne dla systemu PEMS A. W fazie *low*, *middle* i *high* emisja liczby drogowej cząstek stałych z użyciem systemu PEMS A jest mniejsza w porównaniu do pozostałych systemów. Największa niepewność pomiaru została zaobserwowana w fazie pierwszej dla systemu PEMS B.



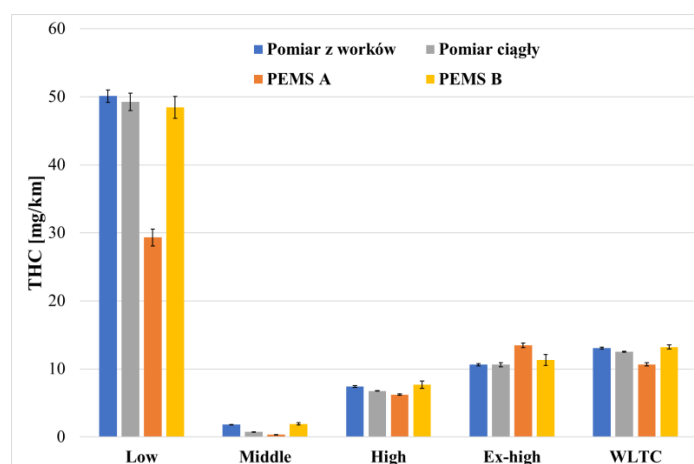
Rys. 5.54. Średnie wartości liczby drogowej cząstek stałych wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C

Zmiany natężenia liczby drogowej cząstek stałych z pomiaru ciągłego dla wybranego testu WLTC, wykonanego w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem silnika, ze wszystkich systemów mają podobny przebieg czasowy (rysunek 5.55), przy czym te wartości z użyciem systemu PEMS A są mniejsze od pomiarów wykonanych z wykorzystaniem pozostałych systemów.



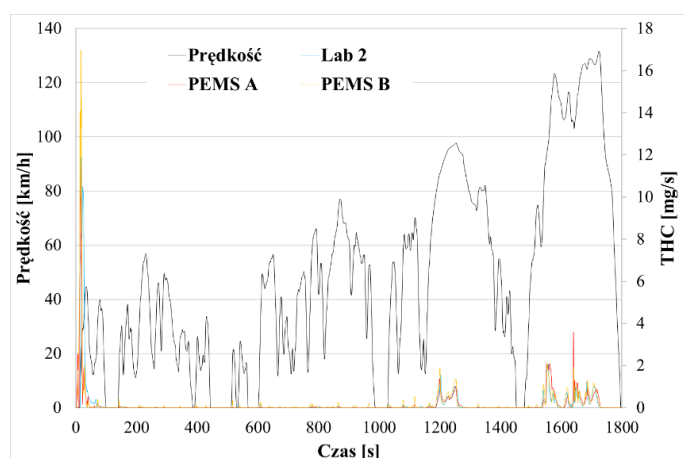
Rys. 5.55. Natężenie liczby drogowej cząstek stałych jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z zimnym rozruchem silnika

Największa zmierzona emisja drogowa węglowodorów w teście WLTC, przeprowadzonego w temperaturze 14 °C, dla ciepłego rozruchu silnika, występowała w fazie *low* i wynosiła 50 mg/km (pomiar z worków pomiarowych, rysunek 5.56). Podczas pomiarów z wykorzystaniem systemu PEMS A była ona istotnie mniejsza i przyjmowała wartość niepełna 30 mg/km. Pomiar łącznej emisji drogowej z całego testu jest na poziomie kilkunastu mg/km, a jej o najmniejszą wartość odnotowano dla systemu PEMS A. Największą niepewnością pomiaru wyróżniał się system PEMS B (faza *low*). Również w perspektywie całego testu system ten cechowała maksymalna niepewność pomiarowa.



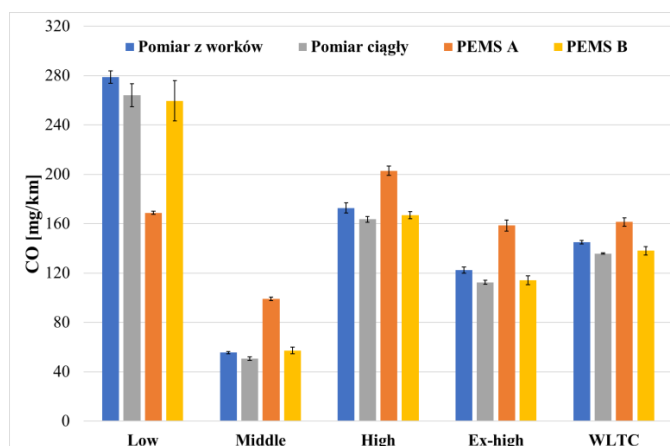
Rys. 5.56. Średnie wartości emisji drogowej węglowodorów wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C

Na podstawie analizy wyników pomiaru ciągłego natężenia emisji węglowodorów dla wybranego testu WLTC, przeprowadzonego w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem silnika, stwierdzono, że największe wartości natężenia emisji są w fazie rozruchu oraz w fazie *extra high*, które to fazy charakteryzują dużymi prędkościami (rysunek 5.57).



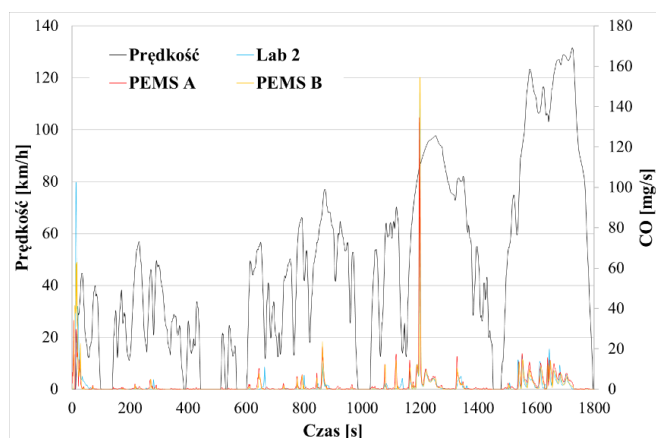
Rys. 5.57. Natężenie emisji węglowodorów jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z ciepłym rozruchem silnika

Maksymalny poziom emisji drogowej tlenku węgla z testu WLTC wykonanego w temperaturze 14 °C dla gorącego rozruchu silnika odnotowano w fazie pierwszej (rysunek 5.58). Jego wartości z wykorzystaniem worków wynosiły około 280 mg/km, z użyciem systemu pomiarowego B – około 260 mg/km, a dla systemu PEMS A – około 170 mg/km. W kolejnych fazach wartość emisji drogowej obliczonej przez system PEMS A była większa niż w przypadku pozostałych, co poskutkowało większymi wynikami z całego testu. Niepewność pomiaru jest większa dla systemów mobilnych niż dla laboratoryjnych.



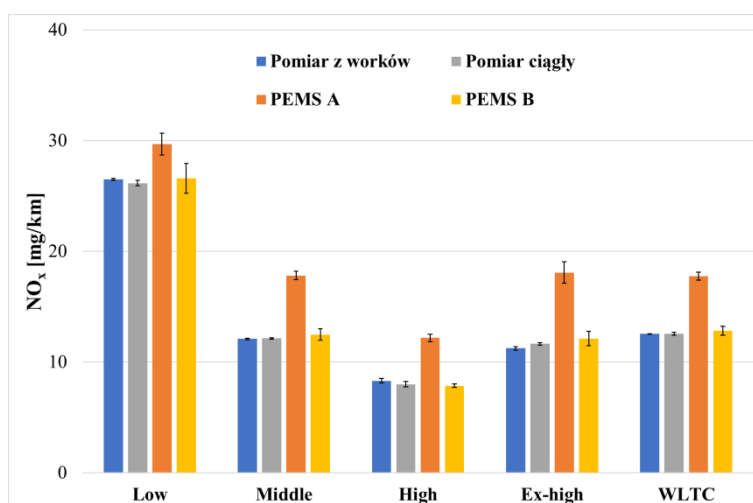
Rys. 5.58. Średnie wartości emisji drogowej tlenku węgla wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C

Natężenie emisji tlenku węgla zmierzonych w teście WLTC przeprowadzonym w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem silnika, jest największe w fazie rozruchu oraz w połowie fazy trzeciej (rysunek 5.59). W fazie rozruchu widocznym jest znacznie mniejsza wartość natężenia uzyskana z wykorzystaniem systemu PEMS A (kolor czerwony), natomiast w fazie trzeciej – większa w porównaniu do wyników uzyskanych podczas badań z użyciem pozostałych rozważanych systemów.



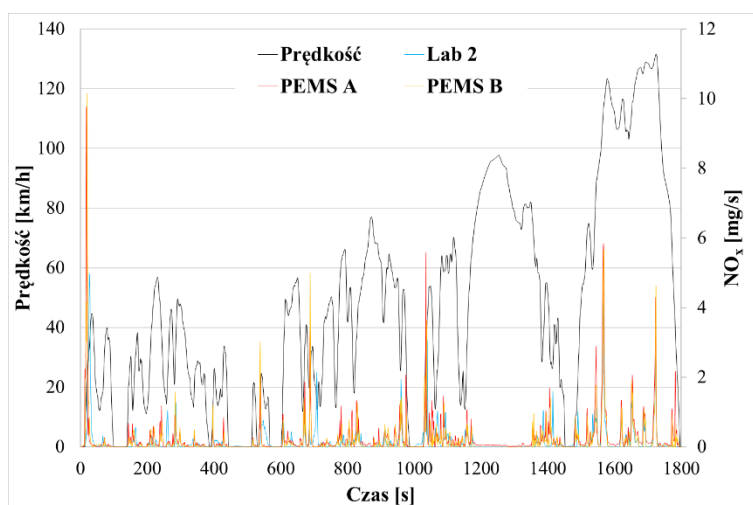
Rys. 5.59. Natężenie emisji tlenku węgla jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z ciepłym rozruchem silnika

Dla testu WLTC, przeprowadzonego w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem silnika, największą emisję drogową tlenków azotu odnotowano w pierwszej fazie (rysunek 5.60), a maksymalne różnice w pomiarach charakteryzowały system PEMS A (istotnie większe poziomy emisji drogowej w porównaniu do pozostałych analizowanych systemów). W całym teście emisja zmierzona z użyciem systemu PEMS A była większa o około 5 mg/km, w porównaniu do pozostałych systemów. Niepewność pomiaru była większa dla systemów mobilnych.



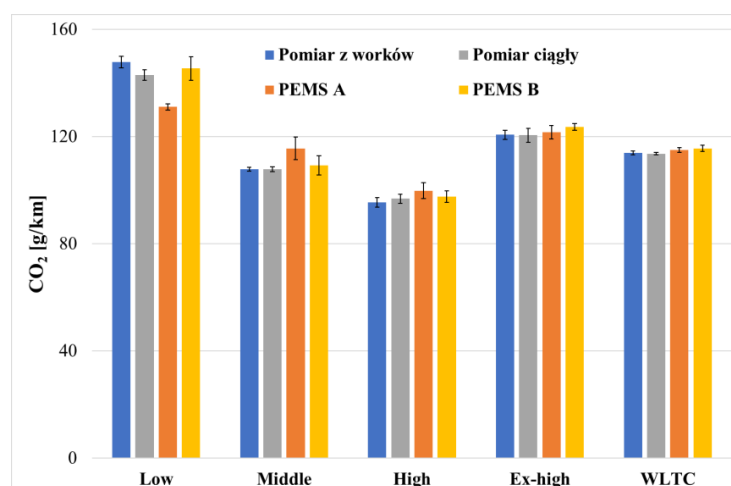
Rys. 5.60. Średnie wartości emisji drogowej tlenków azotu wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C

Poziomy natężenia emisji tlenków azotu z wybranego testu WLTC, przeprowadzonego w temperaturze 14 °C z ciepłego rozruch silnika, z wykorzystaniem systemu PEMS A (kolor czerwony) są wyraźnie większe od wyników uzyskanych dzięki użyciu pozostałych systemów (rysunek 5.61).



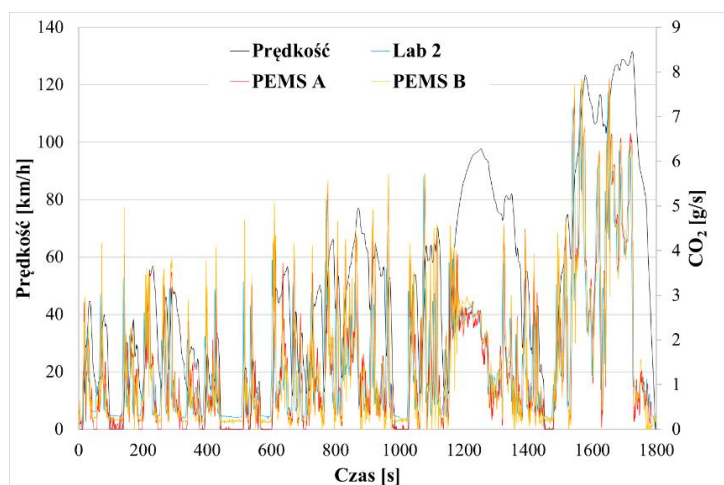
Rys. 5.61. Natężenie emisji tlenków azotu jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z ciepłym rozruchem silnika

Wartości maksymalne emisji drogowej dwutlenku węgla z testu WLTC, wykonanego w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem silnika, zauważono w fazie pierwszej, w której widoczne są również największe różnice w poszczególnych pomiarach (rysunek 5.62). Łączne wyniki pomiarów emisji drogowej dla wszystkich systemów są porównywalne i wynoszą około 118 g/km. Systemy mobilne cechują się większą niepewnością pomiaru.



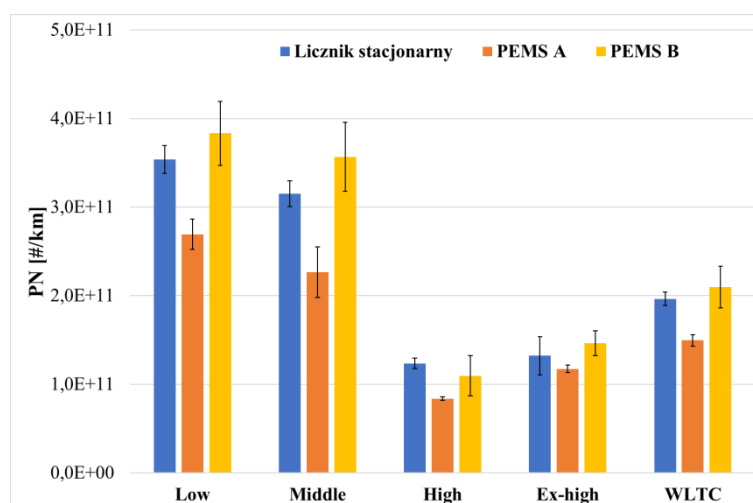
Rys. 5.62. Średnie wartości emisji drogowej dwutlenku węgla wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C

Na podstawie wyników pomiaru ciągłego natężenia emisji dwutlenku węgla z wybranego testu WLTC, przeprowadzonego w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem silnika, stwierdzono podobieństwo przebiegu emisji dla wszystkich rozważanych systemów (rysunek 5.63).



Rys. 5.63. Natężenie emisji dwutlenku węgla funkcją czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z ciepłym rozruchem silnika

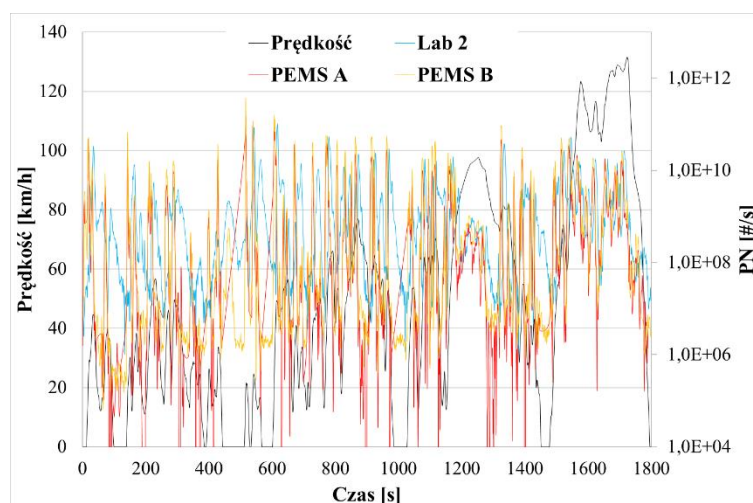
Z kolei maksymalne wartości liczby drogowej cząstek stałych z testu WLTC, wykonanego w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem silnika, odnotowano w dwóch pierwszych fazach (rysunek 5.64), dla których wyniki pomiarów dla systemów laboratoryjnych wynoszą odpowiednio $3,5 \cdot 10^{11}$ 1/km (faza *low*) i $3,2 \cdot 10^{11}$ 1/km (faza *middle*). Pomiary wykonane z wykorzystaniem systemu PEMS A przyjmowały mniejsze wartości we wszystkich analizowanych fazach w porównaniu do pozostałych systemów, z kolei łączny poziom liczby drogowej dla całego testu był w tym przypadku mniejszy o $5,0 \cdot 10^{10}$ 1/km. Z kolei pomiary przeprowadzone z użyciem systemu PEMS B przyjmowały większe wartości we wszystkich rozpatrywanych fazach, w porównaniu do innych systemów, a łączny poziom liczby drogowej dla całego testu był większy o $1,0 \cdot 10^{10}$ 1/km. Największą niepewność pomiaru odnotowano dla systemu PEMS B.



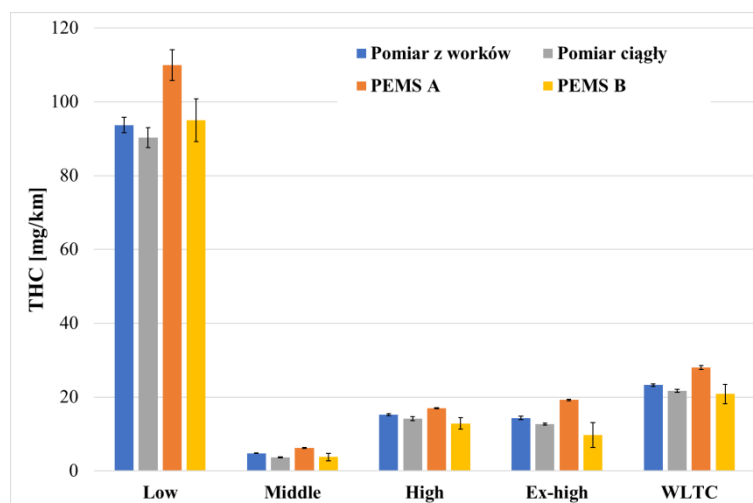
Rys.5.64. Średnie wartości liczby drogowej cząstek stałych wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 14 °C

Natężenie liczby drogowej cząstek stałych dla wybranego testu WLTC, przeprowadzonego w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem silnika, są podobne dla wszystkich analizowanych systemów (rysunek 5.65). Poziomy natężenia emisji odnotowanych z użyciem systemu PEMS A (kolor czerwony) są większe od rezultatów otrzymanych dzięki wykorzystaniu pozostałych rozważanych systemów.

Maksymalną emisję drogową węglowodorów z testu WLTC, wykonanego w temp. 23 °C z zimnym rozruchem silnika, odnotowano w fazie pierwszej (rysunek 5.66). Wartości dla pomiarów z wykorzystaniem systemu laboratoryjnego wynosiły około 92 mg/km, z użyciem systemu pomiarowego A około 110 mg/km, a dla systemu PEMS B około 95 mg/km. Emisja drogowa w pomiarach laboratoryjnych oraz z wykorzystaniem systemu PEMS B dla całego testu była na poziomie 21 mg/km, z kolei z użyciem systemu PEMS A wynosiła 28 mg/km. Niepewność pomiaru była największa dla pierwszej fazy pomiarów z zastosowaniem systemu PEMS B. W całym teście maksymalną niepewność również odnotowano dla systemu PEMS B.

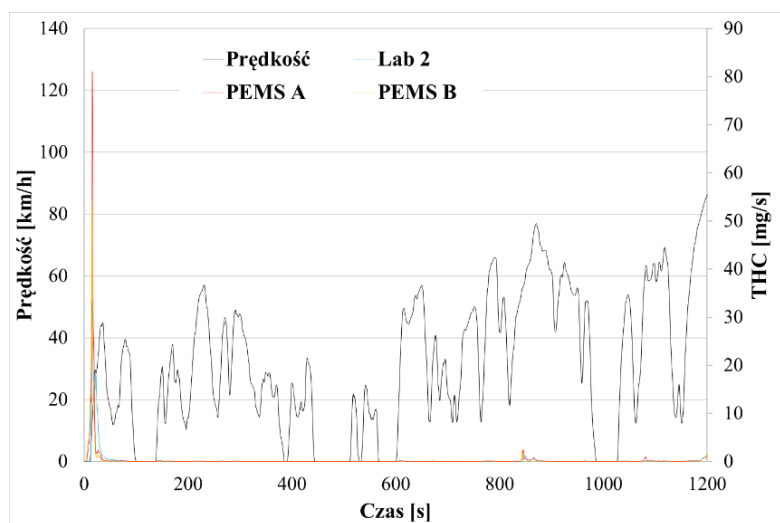


Rys. 5.65. Natężenie liczby drogowej cząstek stałych jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 14 °C z ciepłym rozruchem silnika



Rys. 5.66. Średnie wartości emisji drogowej węglowodorów wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C

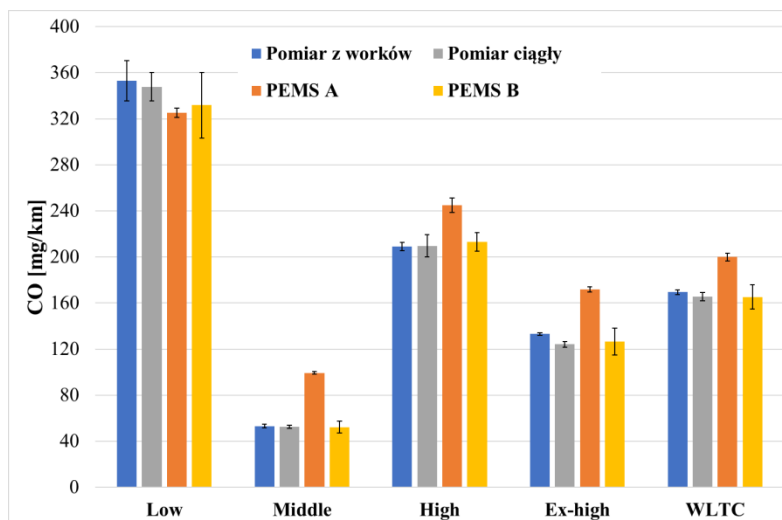
Na podstawie wyników natężenia emisji węglowodorów z wybranego testu WLTC, przeprowadzonego w temperaturze 14 °C dla zimnego rozruchu silnika, największy poziom emisji stwierdzono dla fazy pierwszej w chwili rozruchu silnika (rysunek 5.67).



Rys. 5.67. Natężenie emisji drogowej węglowodorów jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z zimnym rozruchem silnika

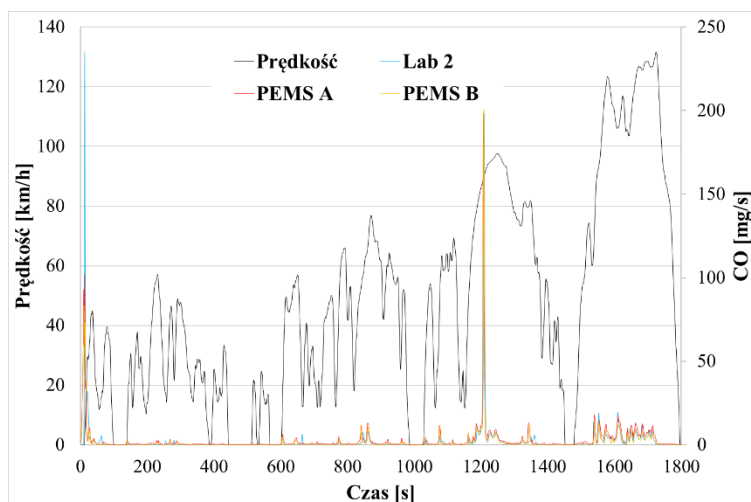
Emisja drogowa tlenku węgla z testów WLTC, wykonanych w temperaturze 23 °C przy zimnym rozruchu silnika, ma maksymalne wartości w pierwszej fazie testu (rysunek 5.68), a wyniki uzyskane z wykorzystaniem systemu PEMS A są mniejsze w porównaniu do pomiarów z pozostałymi systemami. W kolejnych fazach poziom emisji zmierzony przez system PEMS A jest większy od pozostałych o około 10 mg/km. Dla całego testu największy poziom emisji drogowej wyróżniał pomiary wykonane z wykorzystaniem systemu PEMS A. Z kolei wyniki uzyskane dzięki przeprowadzeniu badań z użyciem systemu PEMS B były zbliżone do tych otrzymanych zarówno w efekcie pomiarów z zastosowaniem systemu laboratoryjnego z workami pomiarowymi, jak i pomiaru ciągłego spalin rozcieńczo-

nych. Niepewność pomiaru we wszystkich fazach oraz w całym teście była największa dla systemu PEMS B.



Rys. 5.68. Średnie wartości emisji drogowej tlenku węgla wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C

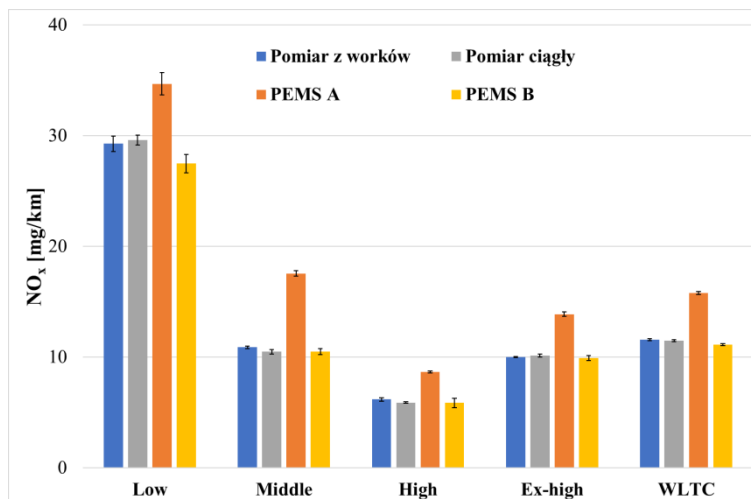
Wyniki pomiarów natężenia emisji tlenku węgla dla wybranego testu WLTC, przeprowadzonego w temperaturze 23 °C przy zimnym rozruchu silnika, wskazują, że w całym teście wartości natężenia mają podobny przebieg dla wszystkich analizowanych systemów (rysunek 5.69). Są widoczne dwa obszary, w których natężenie emisji tlenku węgla jest największe, tj. rozruch silnika oraz przyspieszanie samochodu w trzeciej fazie (dla prędkości większej niż 90 km/h).



Rys. 5.69. Natężenie emisji tlenku węgla jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z zimnym rozruchem silnika

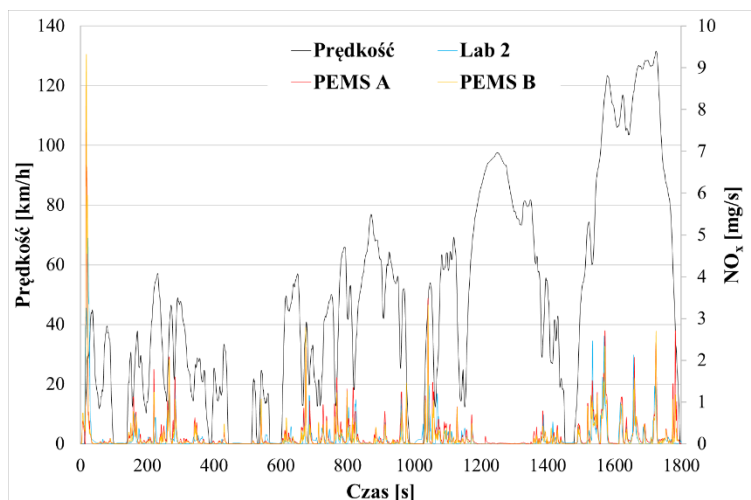
Największa emisja drogowa tlenków azotu z testu WLTC, wykonanego w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem silnika, odnotowano w fazie pierwszej fazy, a maksimum – dla systemu PEMS A (więcej około 6 mg/km od pozostałych systemów, rysunek 5.70). W kolejnych fazach wyniki uzyskane za pomocą systemu PEMS A również są istotnie więk-

sze w porównaniu do pozostałych. W perspektywie całego testu, porównywalne wyniki pomiarów otrzymano dla systemów laboratoryjnych oraz systemu PEMS B, z kolei wyraźniej większym rezultatem cechowały się te uzyskane na skutek pomiarów systemem PEMS A. Niepewność pomiarowa typu A była największa również dla systemu PEMS A.



Rys. 5.70. Średnie wartości emisji drogowej tlenków azotu wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C

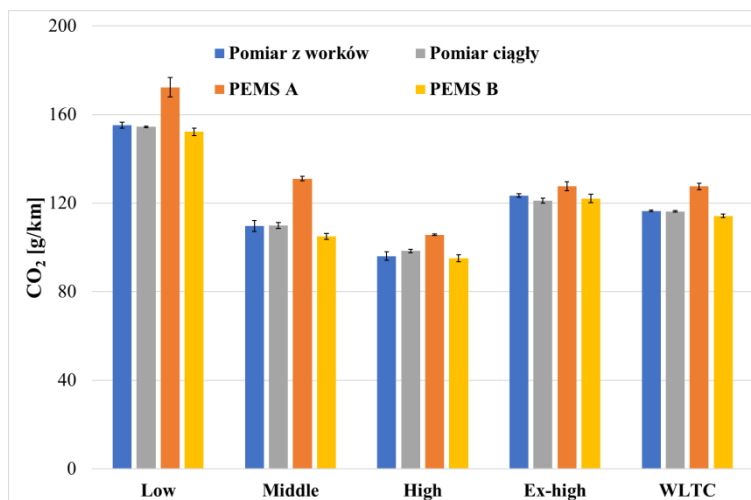
Natężenie emisji tlenków azotu z testu WLTC przeprowadzonego w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem silnika jest większe z użyciem systemu PEMS A w porównaniu do pozostałych systemów (rysunek 5.71), przy czym największe wartości są w fazie rozruchu, w której odnotowano tzw. „pik rozruchowy”.



Rys. 5.71. Natężenie emisji tlenków azotu funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z zimnym rozruchem silnika

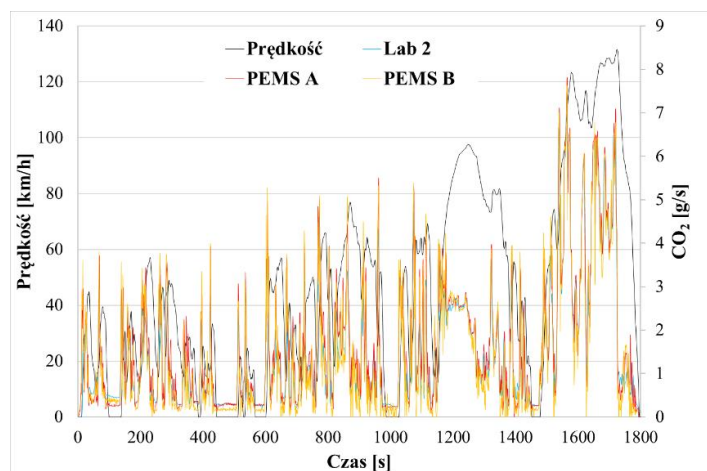
Maksymalna emisja drogowa dwutlenku węgla w teście WLTC, wykonanym w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem silnika, są widoczne w pierwszej fazie (rysunek 5.72). Emisja całkowita wyznaczona za pomocą systemu laboratoryjnego oraz PEMS B jest na poziomie 118 g/km, natomiast dla systemu PEMS A wynosi około 124 g/km. Największa

niepewność pomiaru charakteryzuje fazę pierwszą (PEMS A). W całym teście, niepewność pomiaru z systemów mobilnych jest większa niż z systemów laboratoryjnych.



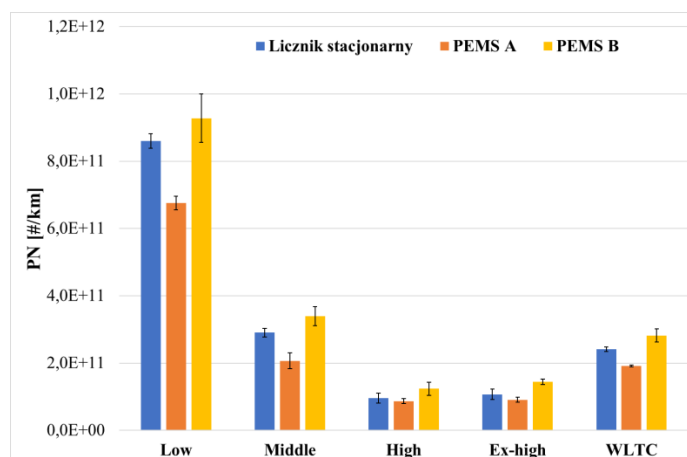
Rys. 5.72. Średnie wartości emisji drogowej dwutlenku węgla wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C

Przebiegi czasowe natężenia dwutlenku węgla z wybranego testu WLTC, przeprowadzonego w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem silnika, są podobne dla wszystkich systemów, jednak wartości są największe dla systemu PEMS A (kolor czerwony, rysunek 5.73).



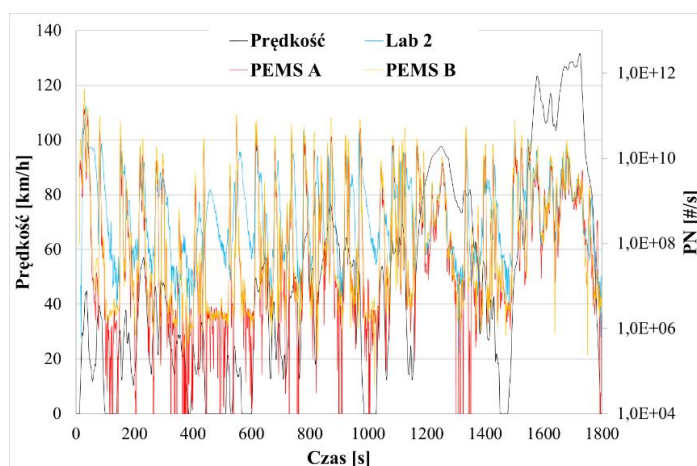
Rys. 5.73. Natężenie emisji dwutlenku węgla jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z zimnym rozruchem silnika

Wartości liczby drogowej cząstek stałych w teście WLTC, wykonanego w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem silnika, są największe w pierwszej fazie testu (rysunek 5.74). Największe różnice w wykonywanych pomiarach są widoczne dla systemu PEMS A. W fazie *low* i *middle* poziom liczby drogowej wyznaczony z wykorzystaniem systemu PEMS A jest mniejszy niż w przypadku pozostałych systemów. Dla całego testu wyniki uzyskane z użyciem systemu PEMS A są mniejsze od tych otrzymanych z wykorzystaniem systemu laboratoryjnego, w kolei te uzyskane z użyciem systemu PEMS B – większe. Największa niepewność pomiaru charakteryzowała system PEMS B (faza pierwsza testu).



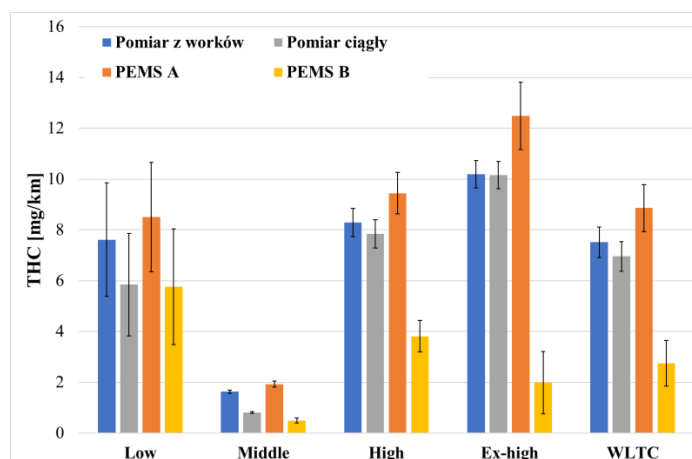
Rys. 5.74. Średnie wartości liczby drogowej cząstek stałych wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z zimnym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C

Wartości natężenia liczby drogowej cząstek stałych podczas pomiaru ciągłego dla wybranego testu WLTC, przeprowadzonego w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem silnika, z wykorzystaniem systemu PEMS A są wyraźnie mniejsze w porównaniu do pozostałych systemów (o podobnym przebiegu, rysunek 5.75).



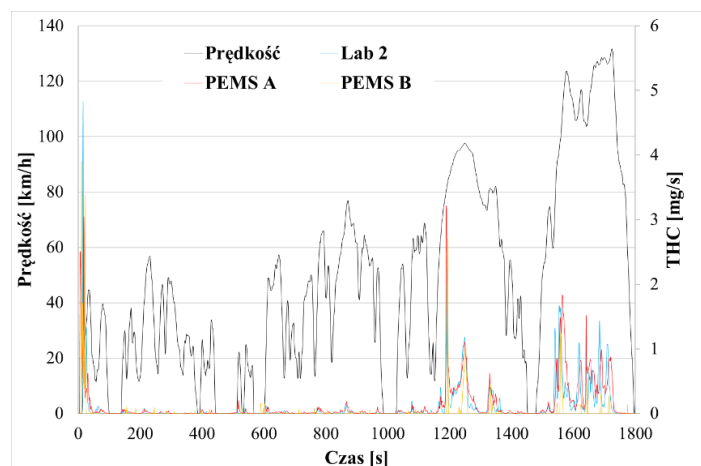
Rys. 5.75. Natężenie liczby drogowej cząstek stałych jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z zimnym rozruchem silnika

Maksymalna emisja drogowa węglowodorów z testu WLTC, wykonanego w temperaturze 23 °C dla ciepłego rozruchu silnika, odnotowano w fazie *extra high* (rysunek 5.76). Jej wartości dla pomiarów z wykorzystaniem worków wynosiły około 11 mg/km, z użyciem systemu pomiarowego A – około 13 mg/km, a dla systemu PEMS B – około 2 mg/km. W całym teście emisja drogowa podczas pomiarów z wykorzystaniem systemów laboratoryjnych wynosiła około 7 mg/km, z użyciem systemu PEMS A – około 9 mg/km, a dla systemu PEMS B – około 3 mg/km. Niepewność pomiaru była największa w fazie *low*, a w całym teście – większa dla systemów mobilnych.



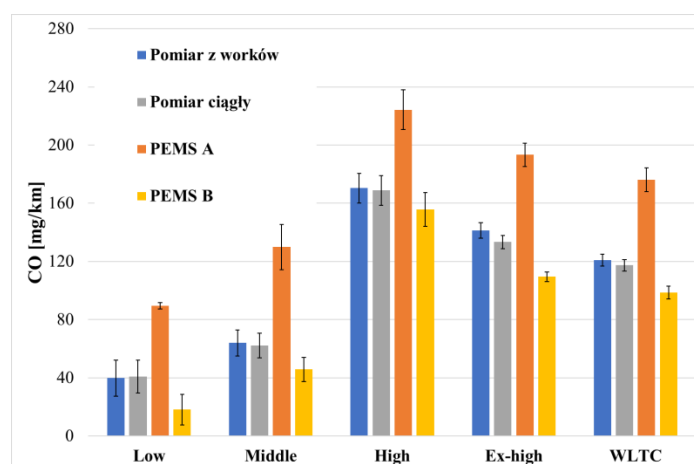
Rys. 5.76. Średnie wartości emisji drogowej węglowodorów wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C

Największe natężenie emisji węglowodorów podczas pomiaru ciągłego dla wybranego testu WLTC, przeprowadzonego w temperaturze 23 °C, z ciepłym rozruchem silnika, odnotowano w fazie rozruchu oraz w fazie *extra high*, która charakteryzuje się dużymi prędkościami (rysunek 5.77). Najmniejszymi wartościami pomiarów cechował się system PEMS B (kolor żółty).



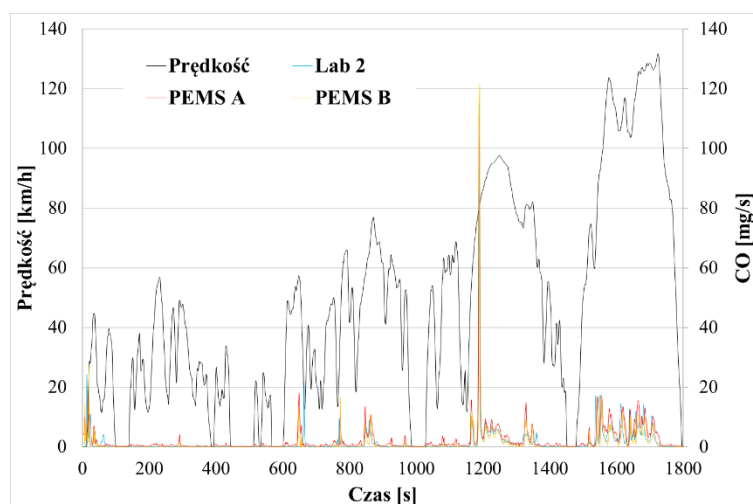
Rys. 5.77. Natężenie emisji węglowodorów jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z ciepłym rozruchem silnika

Maksymalna emisja drogowa tlenku węgla z testu WLTC, wykonanego w temperaturze 23 °C przy ciepłym rozruchu silnika, zauważono w fazie pierwszej (rysunek 5.78). Emisja zmierzona z wykorzystaniem systemu PEMS A jest istotnie większa we wszystkich fazach testu w porównaniu do pozostałych systemów. W efekcie ma to wpływ na większą emisję drogową o około 60 mg/km w całym teście. Emisja drogowa wyznaczona przez system PEMS B dla całego testu jest mniejsza od pomiaru z systemu laboratoryjnego o 10 mg/km. Niepewność pomiaru jest największa dla systemu PEMS A.



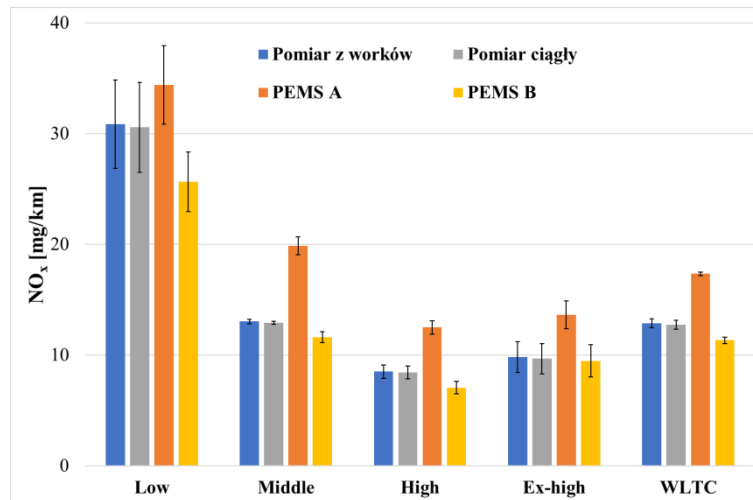
Rys. 5.78. Średnie wartości emisji drogowej tlenku węgla wraz z niepewnością typu A za testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C

Największymi wartościami natężenia emisji tlenku węgla z wybranego testu WLTC, przeprowadzonego w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem silnika, wyróżniają się fazy *high* i *extra high* (rysunek 5.79). W całym teście największymi wartościami natężenia emisji cechuje się system PEMS A (kolor czerwony).



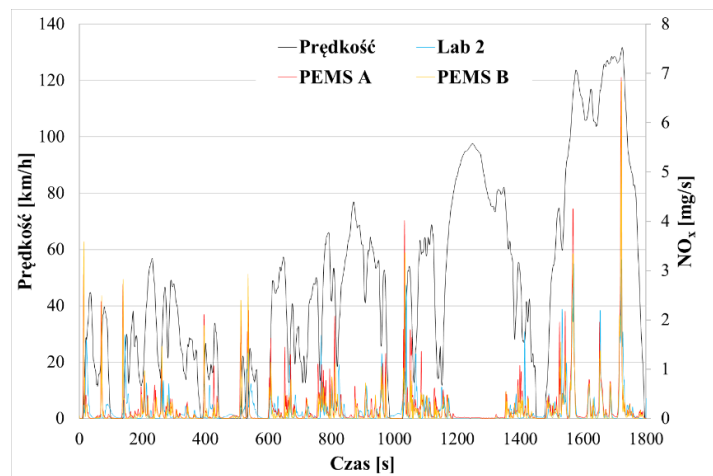
Rys. 5.79. Natężenie emisji tlenku węgla jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z ciepłym rozruchem silnika

Maksymalna emisja drogowa tlenków azotu z testu WLTC, wykonanego w temperaturze 23 °C, z ciepłym rozruchem silnika, odnotowano w fazie pierwszej, a największe różnice w pomiarze cechują system PEMS A (rysunek 5.80). Wyniki uzyskane w efekcie jego zastosowania były większe od pozostałych we wszystkich rozpatrywanych fazach, a w perspektywie całego testu – większe łącznie o około 5 mg/km. Niepewność pomiaru typu A jest na podobnym poziomie dla pomiarów ze wszystkich systemów.



Rys. 5.80. Średnie wartości emisji drogowej tlenków azotu wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C

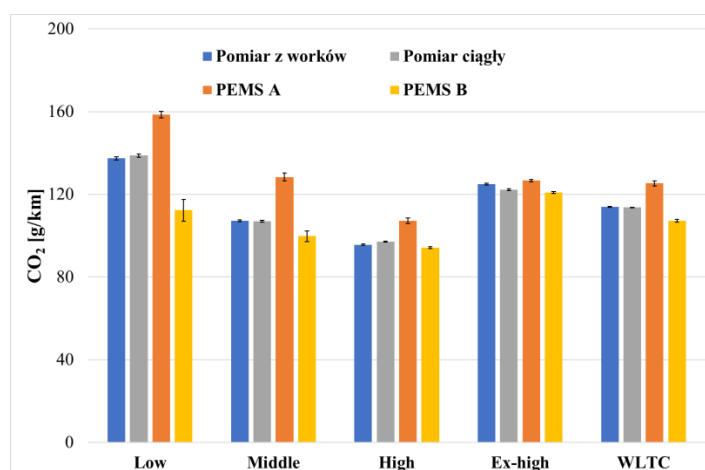
Dla całego testu największymi wartościami natężenia emisji tlenków azotu wyróżniają się system PEMS A, co potwierdzają uzyskane wyniki pomiaru ciągłego dla wybranego testu WLTC, przeprowadzonego w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem silnika (rysunek 5.81).



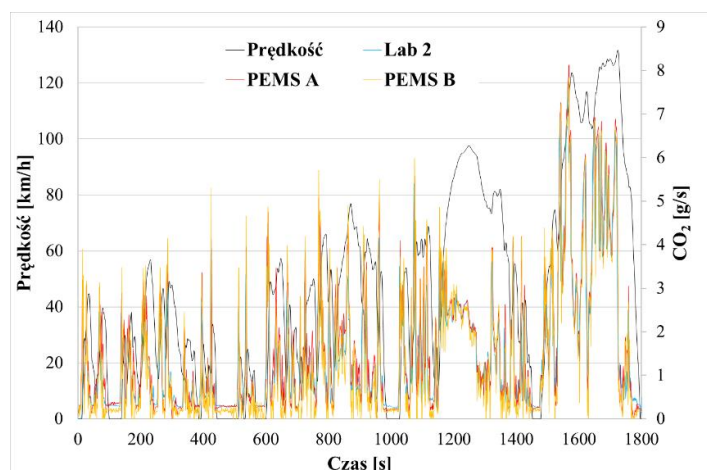
Rys. 5.81. Natężenie emisji tlenków azotu jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z ciepłym rozruchem silnika

Emisja drogowa dwutlenku węgla z testu WLTC, wykonanego w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem silnika, jest maksymalna w fazie pierwszej, w której widoczne są również największe różnice w poszczególnych pomiarach (rysunek 5.82). Łączna emisja drogowa uzyskana z wykorzystaniem większości systemów jest na poziomie 111 g/km. Wyjątek stanowi system PEMS A, w przypadku którego jest ona większa o 14 g/km. System PEMS A cechuje również większa niepewność pomiaru w porównaniu do pozostałych systemów.

Zmiany w czasie natężenia emisji dwutlenku węgla są podobne dla wszystkich systemów, przy czym większe wartości natężenia emisji zmierzone są z wykorzystaniem systemu PEMS A (rysunek 5.83; kolor czerwony).



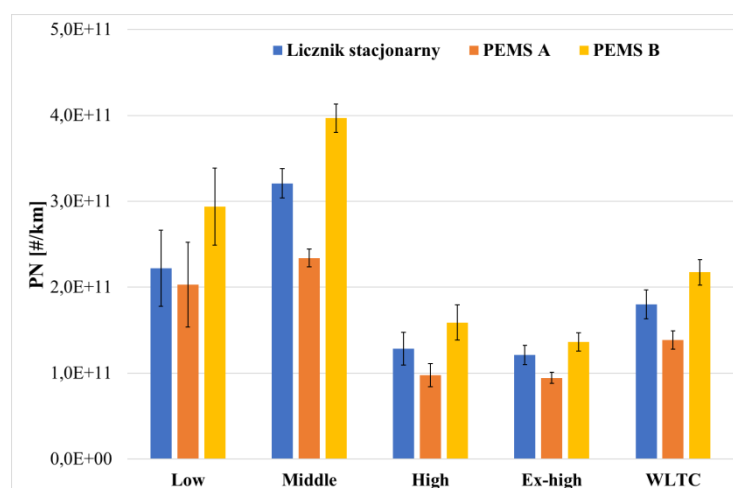
Rys. 5.82. Średnie wartości emisji drogowej dwutlenku węgla wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C



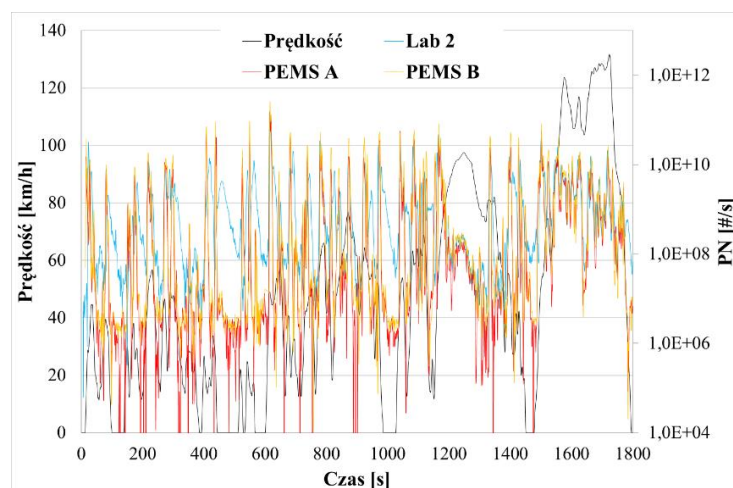
Rys. 5.83. Natężenie emisji dwutlenku węgla jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z ciepłym rozruchem silnika

Maksymalne wartości liczby drogowej cząstek stałych z testu WLTC, wykonanego w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem silnika, odnotowano w fazie drugiej i wynoszą one $3,2 \cdot 10^{11}$ 1/km dla pomiaru wykonanego z użyciem systemu laboratoryjnego (rysunek 5.84). Badania przeprowadzone z wykorzystaniem systemu PEMS A cechują się mniejszym poziomem emisji dla wszystkich faz, a dla całego testu jest ona mniejsza o $5,0 \cdot 10^{10}$ 1/km w porównaniu do systemu laboratoryjnego. Natomiast, badania wykonane z użyciem systemu PEMS B wyróżniały się większymi wartościami we wszystkich fazach, a w całym teście uzyskany rezultat był większy o $5,0 \cdot 10^{10}$ 1/km. Największą niepewność pomiaru odnotowano dla systemu laboratoryjnego.

Przebieg natężenia liczby drogowej cząstek stałych dla wybranego testu WLTC, przeprowadzonego w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem silnika, jest podobny dla wszystkich rozważanych systemów (rysunek 5.85). Wartości natężenia liczby wyznaczone z wykorzystaniem systemu PEMS A są mniejsze, a z użyciem systemu PEMS B większe, w porównaniu do wyników otrzymanych dla systemu laboratoryjnego.



Rys. 5.84. Średnie wartości liczby drogowej cząstek stałych wraz z niepewnością typu A z testu WLTC przeprowadzonego w laboratorium nr 2 z ciepłym rozruchem silnika w temperaturze 23 °C



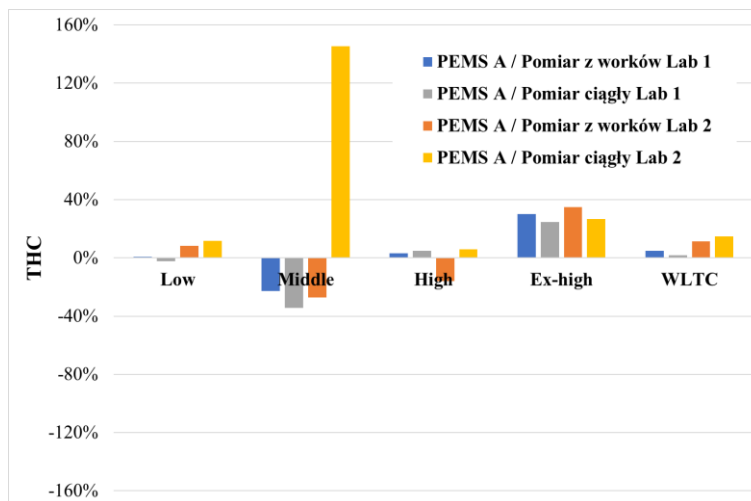
Rys. 5.85. Natężenie liczby drogowej cząstek stałych jako funkcja czasu dla wybranego testu przeprowadzonego w 23 °C z ciepłym rozruchem silnika

5.2.4. System mobilny A

Poniżej przedstawiono rezultaty badań przeprowadzonych z wykorzystaniem systemu mobilnego PEMS A i porównano je z wynikami otrzymanymi podczas pomiarów przeprowadzonych w laboratoriach (Lab 1 i Lab 2). Przedstawiają one różnice względne dla wartości emisji drogowej poszczególnych związków zarówno w kolejnych fazach, jak i w całym teście WLTC. Zostały one porównywane z wynikami otrzymanymi podczas analiz wykonanych z wykorzystaniem worków pomiarowych (Bag) oraz na skutek pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych (Modal DIL, natężenia emisji). Na każdym wykresie porównano ze sobą wyniki dla tego samego rodzaju emisji z podziałem na dwa różne systemy oraz dwie drogi pomiarowe. Rezultaty zaprezentowano w formie wykresów obejmujących:

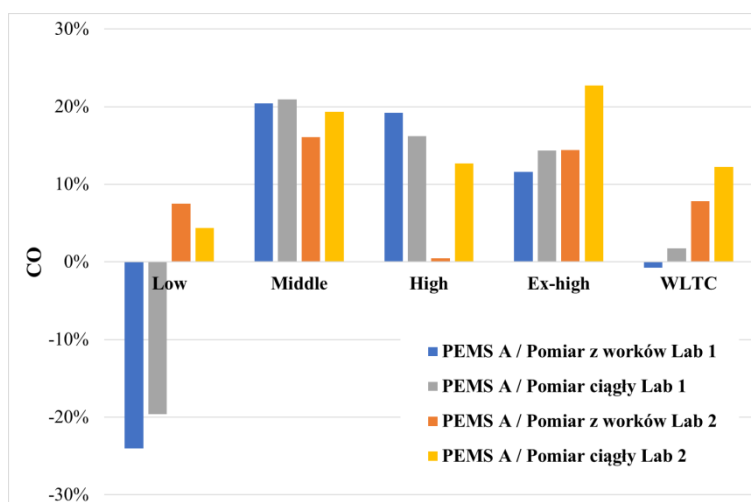
- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem,
- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem,
- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem,
- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem.

Dla pomiaru emisji drogowej węglowodorów w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem silnika największą różnicę względną odnotowano dla pomiaru ciągłego w laboratorium nr 2 w fazie *middle* i wynosiła ona 145%, przy czym różnica bezwzględna była równa 0,63 mg/km (rysunek 5.86). Dla całego testu różnice te nie przekraczały 20% w odniesieniu do wszystkich systemów.



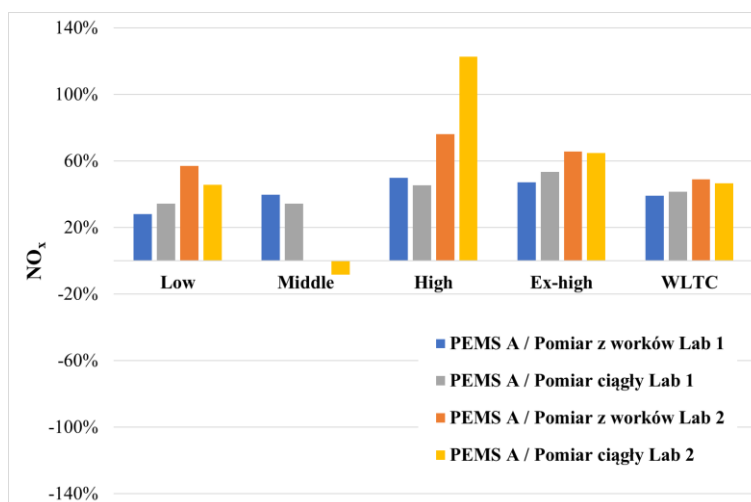
Rys. 5.86. Różnica względna pomiarów emisji drogowej węglowodorów dla testów wykonywanych w temperaturze 14 °C przy zimnym rozruchu silnika

Największą różnicę względną pomiaru emisji drogowej tlenku węgla w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem silnika zauważono dla pomiaru z wykorzystaniem systemu mobilnego w fazie *low* w porównaniu do wyników otrzymanych z worków pomiarowych w ramach systemu laboratoryjnego nr 1 oraz dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych wykonywanych z użyciem systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona odpowiednio – 24% i 23% (rysunek 5.87). W perspektywie całego testu różnice względne systemu PEMS A w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 1 są na poziomie od –0,8% do 2,0%, natomiast dla systemu laboratoryjnego nr 2 – od 8% dla pomiaru z worków pomiarowych do 12% dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych.



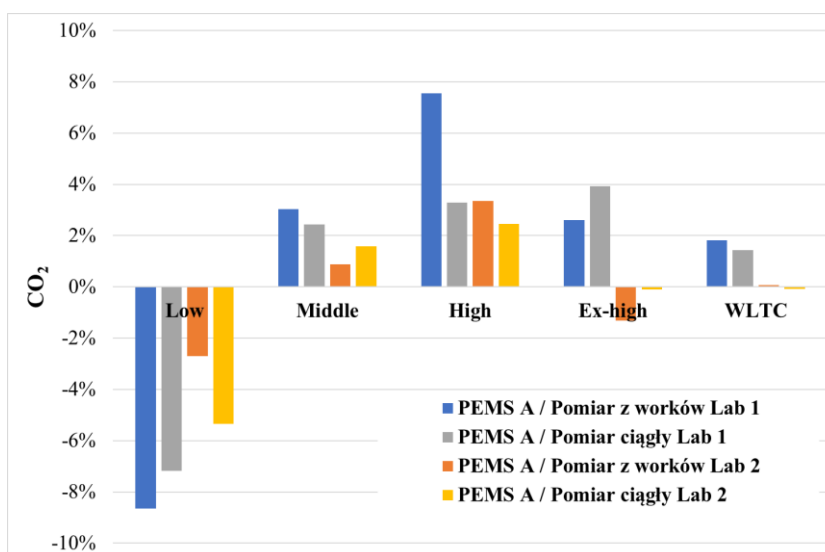
Rys. 5.87. Różnica względna pomiarów emisji drogowej tlenku węgla dla testów wykonywanych w temperaturze 14 °C przy zimnym rozruchu silnika

Dla emisji drogowej tlenków azotu w temperaturze 14 °C dla zimnego rozruchu silnika odnotowano dla pomiaru ciągłego w laboratorium nr 2, w trzeciej fazie testu największa różnica względna wynosiła 122%, co przełożyło się na 4,36 mg/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.88). W perspektywie całego testu różnice te były na poziomie (40 – 50)% w odniesieniu do wszystkich pomiarów.



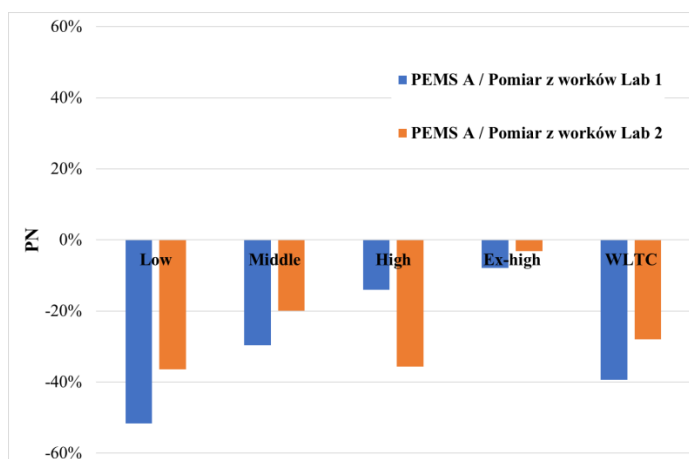
Rys. 5.88. Różnica względna pomiarów emisji drogowej tlenków azotu dla testów wykonywanych w temperaturze 14 °C przy zimnym rozruchu silnika

Największą różnicę względną zmierzonej emisji drogowej dwutlenku węgla w temperaturze 14 °C, przy zimnym rozruchu silnika zauważono w fazie *low* i *high* dla pomiaru z wykorzystaniem worków pomiarowych w ramach systemu laboratoryjnego nr 1 (rysunek 5.89). Wynosiła ona odpowiednio –8,7% i 7,6%, co dało 14,34 g/km i 7,27 g/km różnicy bezwzględnej. Różnice w pomiarach dla testu względem systemu laboratoryjnego nr 1 były na poziomie 2%, a dla systemu laboratoryjnego nr 2 – wynosiły od –0,08% do 0,06%.



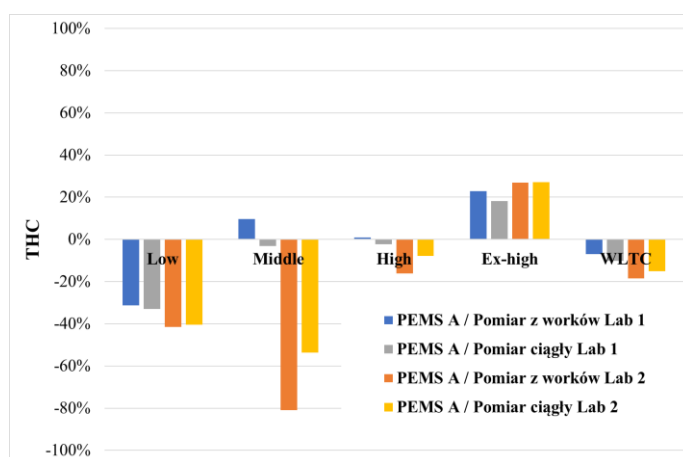
Rys. 5.89. Różnica względna pomiarów emisji drogowej dwutlenku węgla dla testów wykonywanych w temperaturze 14 °C przy zimnym rozruchu silnika

Największą różnicę względną zmierzonej liczby drogowej cząstek stałych w temperaturze 14 °C przy zimnym rozruchu silnika, odnotowano dla pomiaru w pierwszej fazie testu w porównaniu do systemu laboratoryjnego z laboratorium nr 1 i wynosiła ona –51% (rysunek 5.90). Z kolei najmniejszą różnicę względną zauważono w czwartej fazie i nie przekraczała poziomu –10%. W całym teście, względem systemu z laboratorium nr 1, różnica ta wynosiła niecałe –40%, $1,69 \cdot 10^{11}$ 1/km wartości bezwzględnej, a dla systemu z laboratorium nr 2 nie przekraczała –30% , $7,83 \cdot 10^{11}$ 1/km wartości bezwzględnej.



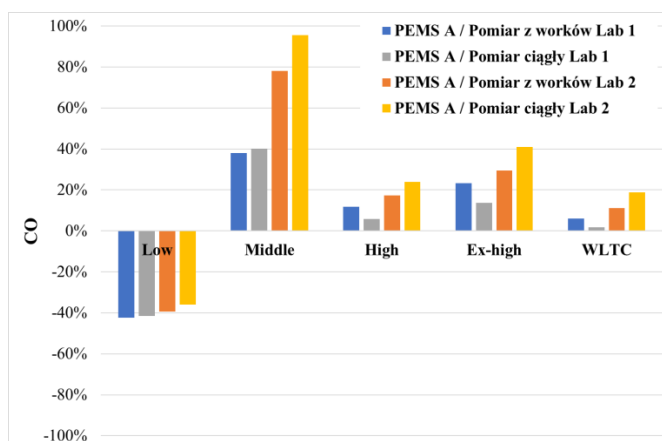
Rys. 5.90. Różnica względna pomiarów liczby drogowej cząstek stałych dla testów wykonywanych w temperaturze 14 °C przy zimnym rozruchu silnika

Dla emisji drogowej węglowodorów w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem silnika, największą różnicę względną zmierzonej wartości zauważono w fazie *middle* dla pomiaru z wykorzystaniem worków pomiarowych w ramach systemu laboratoryjnego nr 1 i wynosiła ona 80%, co dało różnicę bezwzględną na poziomie 1,47 mg/km (rysunek 5.91). W perspektywie całego testu różnice względne w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 1 były na poziomie nieprzekraczającym –10%, natomiast dla systemu laboratoryjnego nr 2 wynosiły –18% dla pomiaru z worków pomiarowych oraz –15% dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych.



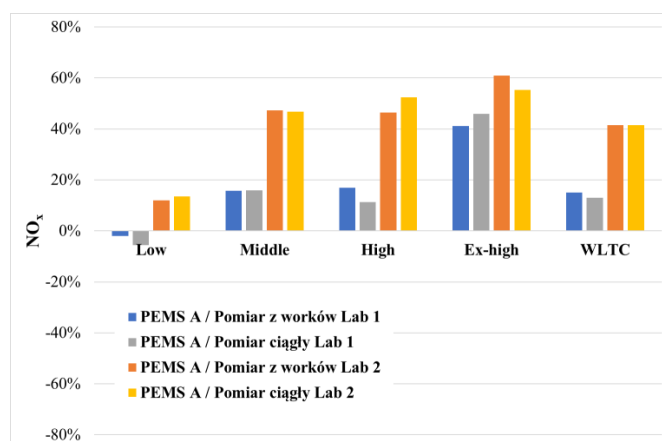
Rys. 5.91. Różnica względna emisji drogowej węglowodorów dla testów wykonywanych w temperaturze 14 °C przy ciepłym rozruchu silnika

Dla emisji drogowej tlenku węgla w temperaturze 14 °C, dla ciepłego rozruchu silnika, odnotowano dla pomiaru ciągłego z laboratorium nr 2 w drugiej fazie testu największa różnica względna wynosiła 95%, 48,41 mg/km wartości bezwzględnej (rysunek 5.92). W perspektywie całego testu różnice te były na poziomie od 1,8% do 6,0% względem pomiarów z systemu laboratoryjnego nr 1 oraz odpowiednio 11% dla pomiaru z worków pomiarowych w ramach systemu laboratoryjnego nr 2 i 19% dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych wykonywanych z użyciem z systemu laboratoryjnego nr 2.



Rys. 5.92. Różnica względna pomiarów emisji drogowej tlenku węgla dla testów wykonywanych w temperaturze 14 °C przy ciepłym rozruchu silnika

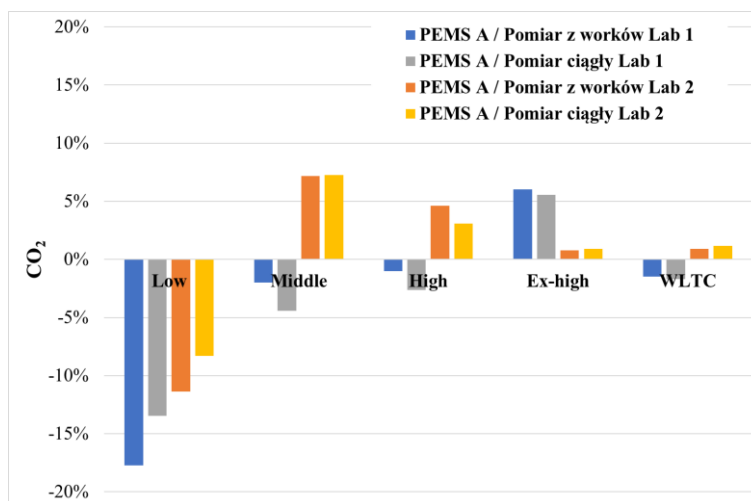
Różnica względna emisji drogowej tlenków azotu w temperaturze 14 °C dla ciepłego rozruchu silnika, otrzymano dla pomiaru z wykorzystaniem worków pomiarowych w laboratorium nr 2 w czwartej fazie testu i największa wynosiła ona 61% (rysunek 5.93). Dla całego testu odnotowane różnice były na poziomie 15% (1,83 mg/km wartości bezwzględnej) w odniesieniu do systemu laboratoryjnego nr 1 oraz na poziomie 41% (5,21 mg/km wartości bezwzględnej) względem systemu laboratoryjnego nr 2.



Rys. 5.93. Różnica względna pomiarów emisji drogowej tlenków azotu dla testów wykonywanych w temperaturze 14 °C przy ciepłym rozruchu silnika

Największą różnicę względną emisji drogowej dwutlenku węgla w temperaturze 14 °C, przy ciepłym rozruchu silnika, odnotowano w fazie *low* dla pomiaru z worków pomiarowych w ramach systemu laboratoryjnego nr 1 i wynosiła ona -17,7%, co daje 26,62 g/km

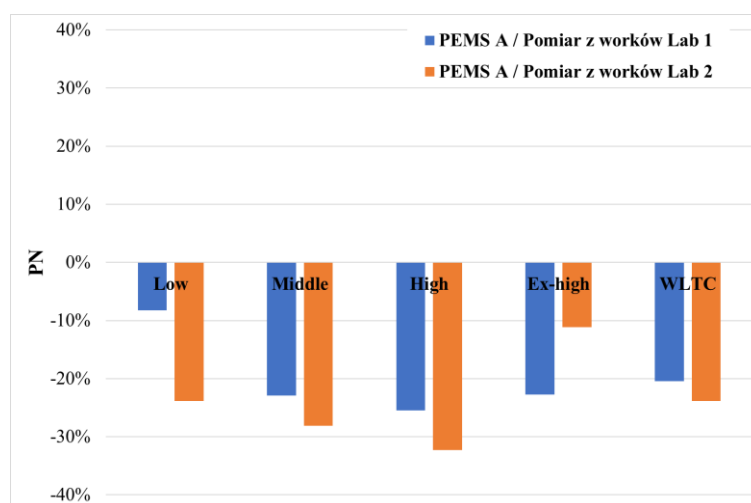
różnicy bezwzględnej (rysunek 5.94). Różnice w pomiarach z całego testu w odniesieniu do systemu laboratoryjnego nr 1 były na poziomie -2% ($1,97 \text{ g/km}$ wartości bezwzględnej), a dla systemu laboratoryjnego nr 2 – nie przekraczały 1% ($1,32 \text{ g/km}$ wartości bezwzględnej).



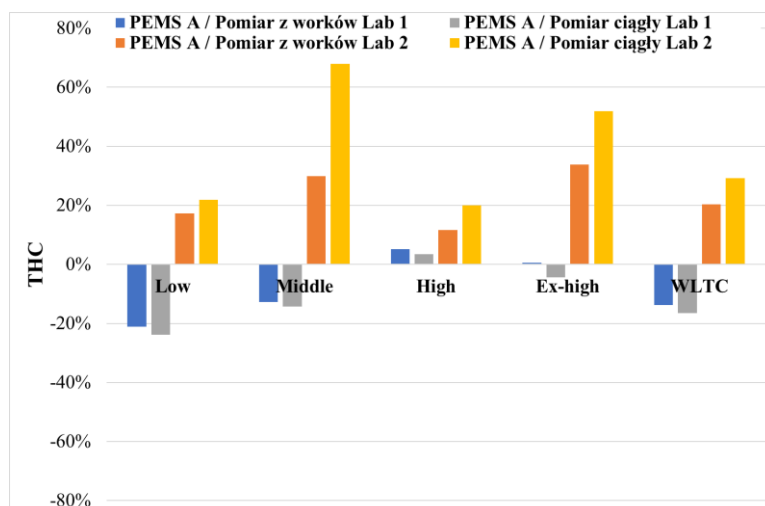
Rys. 5.94. Różnica względna pomiarów emisji drogowej dwutlenku węgla dla testów wykonywanych w temperaturze $14 \text{ }^{\circ}\text{C}$ przy ciepłym rozruchu silnika

Dla liczby drogowej cząstek stałych w temperaturze $14 \text{ }^{\circ}\text{C}$ przy ciepłym rozruchu silnika, zauważono w trzeciej fazie testu względem pomiaru z systemu laboratoryjnego z laboratorium nr 2 dla systemu PEMS A, że największa różnica względna wynosiła -32% , z kolei najmniejszą – w fazie czwartej i była ona równa -11% (rysunek 5.95). Dla pomiaru wykonanego z użyciem systemu laboratoryjnego z laboratorium nr 1, największą różnicę odnotowano w trzeciej fazie i wynosiła ona -25% , z kolei najmniejszą – w fazie pierwszej i była ona równa -8% . W całym teście względem systemu z laboratorium nr 1 różnica ta wynosiła niecałe -21% , a dla systemu z laboratorium nr 2 – nie przekraczała -25% .

Największą różnicę względną zmierzonej emisji drogowej węglowodorów, w temperaturze $23 \text{ }^{\circ}\text{C}$ z zimnym rozruchem silnika, odnotowano w fazie *middle* dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych w ramach systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona 68% , co daje $2,5 \text{ mg/km}$ różnicy bezwzględnej (rysunek 5.96). Różnice w porównaniu do pomiaru przeprowadzonego z wykorzystaniem systemu laboratoryjnego nr 1 są dużo mniejsze, a największa z nich występowała w fazie *low* i wynosiła -21% . W perspektywie całego testu różnice względem laboratoryjnego systemu nr 1 były na poziomie kilkunastu procent na minusie, natomiast względem systemu laboratoryjnego nr 2 wynosiły 20% dla pomiaru z wykorzystaniem worków pomiarowych i niecałe 30% dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych.

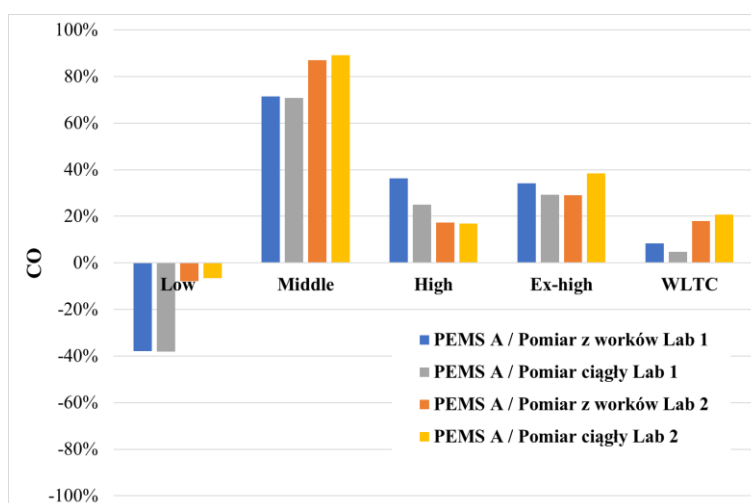


Rys. 5.95. Różnica względna liczby drogowej cząstek stałych dla testów wykonywanych w temperaturze 14 °C przy ciepłym rozruchu silnika



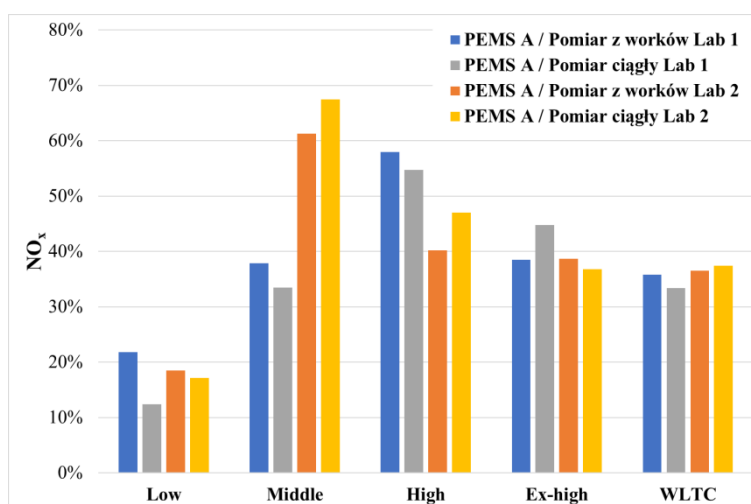
Rys. 5.96. Różnica względna emisji drogowej węglowodorów dla testów wykonywanych w temperaturze 23 °C przy zimnym rozruchu silnika

Dla emisji drogowej tlenku węgla w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem silnika, zauważono dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych z wykorzystaniem systemu laboratoryjnego nr 2 w fazie *middle* oraz w tej samej fazie – względem systemu laboratoryjnego nr 1 dla pomiaru z worków pomiarowych, że największa różnica względna wynosiła ona odpowiednio 89% i 72% (rysunek 5.97). W całym teście różnice względne w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 1 były na poziomie 5%, natomiast w odniesieniu do systemu laboratoryjnego nr 2 wynosiły 18% dla pomiaru z worków pomiarowych i 21% dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych.



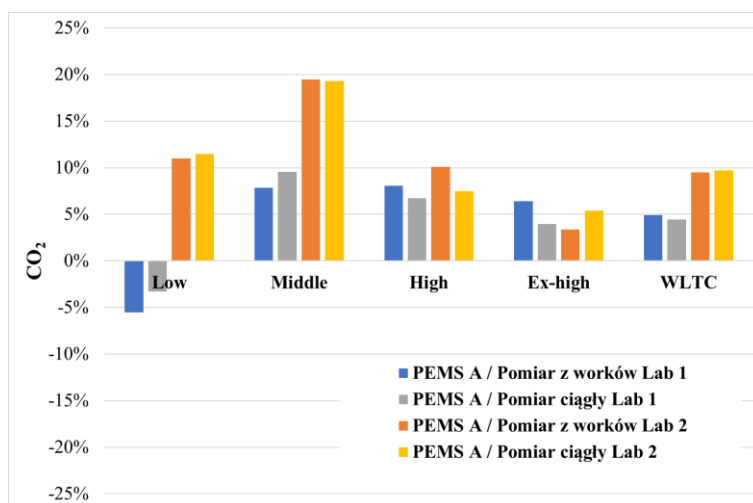
Rys. 5.97. Różnica względna pomiarów emisji drogowej tlenku węgla dla testów wykonywanych w temperaturze 23 °C przy zimnym rozruchu silnika

Różnica względna emisji drogowej tlenków azotu w temperaturze 23 °C dla zimnego rozruchu silnika, dla pomiaru ciągłego w laboratorium nr 2 w drugiej fazie testu wynosiła ona 68%, co daje 7 mg/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.98). W perspektywie całego testu różnice były na poziomie 35% w porównaniu do wyników wszystkich pomiarów, co przełożyło się na różnicę bezwzględną o wartości nieprzekraczającej 5 mg/km.



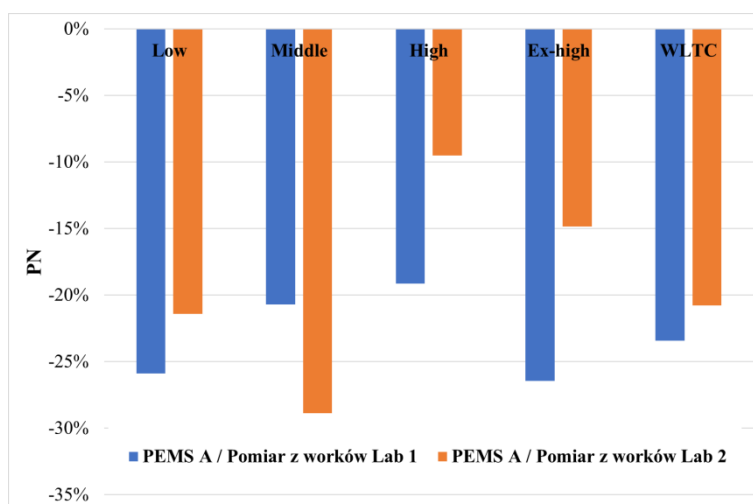
Rys. 5.98. Różnica względna pomiarów emisji drogowej tlenków azotu dla testów wykonywanych w temperaturze 23 °C przy zimnym rozruchu silnika

Dla emisji drogowej dwutlenku węgla w temperaturze 23 °C przy zimnym rozruchu silnika, największą różnicę względną odnotowano w fazie *middle* dla pomiaru z worków pomiarowych oraz pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych dla systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiły one około 18% (rysunek 5.99). Różnice w pomiarach z całego testu w odniesieniu do systemu laboratoryjnego nr 1 były na poziomie 5% (6 g/km wartości bezwzględnej), a dla systemu laboratoryjnego nr 2 – nie przekraczały 10% (11 g/km wartości bezwzględnej).



Rys. 5.99. Różnica względna pomiarów emisji drogowej dwutlenku węgla dla testów wykonywanych w temperaturze 23 °C przy zimnym rozruchu silnika

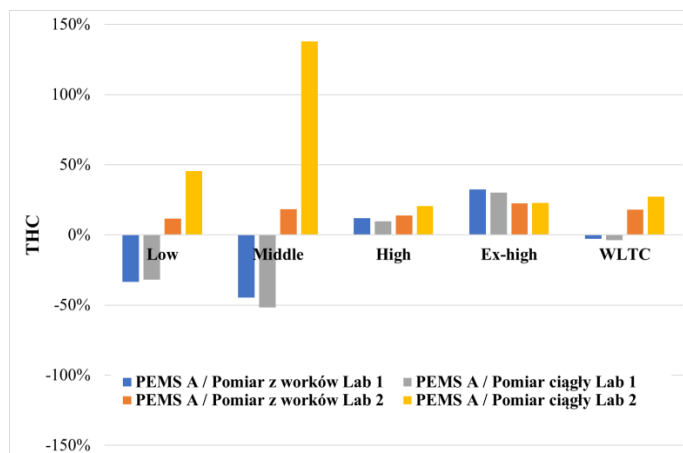
Pomiary liczby drogowej cząstek stałych w temperaturze 23 °C przy zimnym rozruchu silnika, wykazały największą różnicę względną w drugiej fazie testu w porównaniu do wyników otrzymanych z systemu laboratoryjnego z laboratorium nr 2 i wynosiła ona –38%, z kolei najmniejszą odnotowano w trzeciej fazie i nie przekraczała –10% (rysunek 5.100). W perspektywie całego testu w porównaniu do wyników uzyskanych dzięki użyciu systemu z laboratorium nr 1 różnica ta wynosiła niecałe –25%, a dla systemu z laboratorium nr 2 – około –21%.



Rys. 5.100. Różnica względna pomiarów liczby drogowej cząstek stałych dla testów wykonywanych w temperaturze 23 °C przy zimnym rozruchu silnika

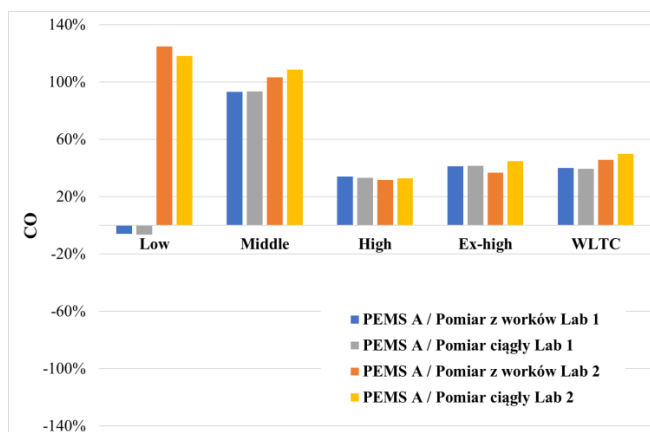
Największą różnicę względną emisji drogowej węglowodorów w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem silnika, odnotowano w fazie *middle* dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych w ramach systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona 140%, co daje 1,1 mg/km wartości bezwzględnej (rysunek 5.101). W całym teście różnice względne w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 1 były na poziomie nieprzekraczającym –5%,

natomiast dla systemu laboratoryjnego nr 2 wynosiły 18% dla pomiaru z worków pomiarowych i 28% w przypadku pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych.



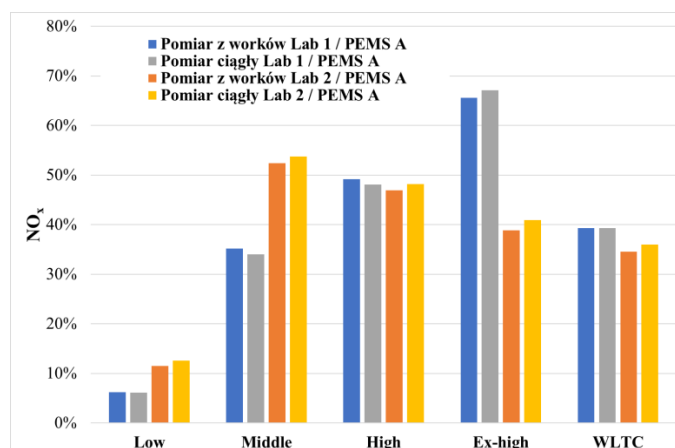
Rys. 5.101. Różnica względna pomiarów emisji drogowej węglowodorów dla testów wykonywanych w temperaturze 23 °C przy ciepłym rozruchu silnika

Największą różnicę względną emisji drogowej tlenku węgla w temperaturze 23 °C dla ciepłego rozruchu silnika zarejestrowano w pierwszej fazie testu dla pomiaru z wykorzystaniem systemu z laboratorium nr 2 i wynosiła ona 125% (49 mg/km wartości bezwzględnej) w odniesieniu do pomiaru z worków pomiarowych (rysunek 5.102). W perspektywie całego testu różnice te były na poziomie 40% w porównaniu do pomiarów z systemu laboratoryjnego nr 1 oraz 45% dla pomiaru z worków pomiarowych systemu laboratoryjnego nr 2 i 50% w przypadku pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych w ramach systemu laboratoryjnego nr 2.



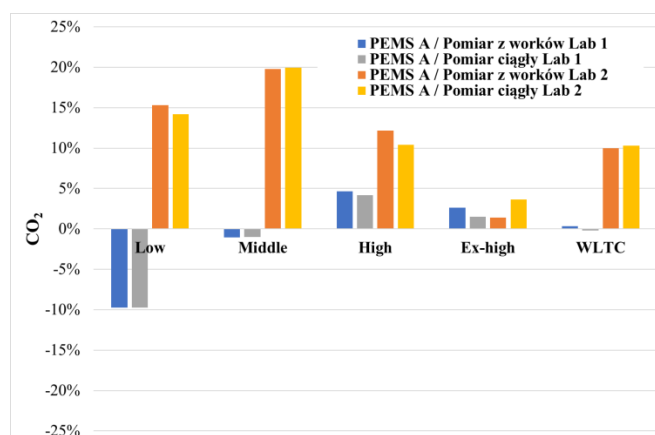
Rys. 5.102. Różnica względna pomiarów emisji drogowej tlenku węgla dla testów wykonywanych w temperaturze 23 °C przy ciepłym rozruchu silnika

Dla emisji drogowej tlenków azotu w temperaturze 23 °C dla ciepłego rozruchu silnika, największą różnicę względną odnotowano w fazie *extra high* i wynosiła ona 67% dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych z systemu laboratoryjnego nr 1 oraz 65% dla worków pomiarowych (rysunek 5.103). Różnice te nie przekraczały 9 mg/km wartości bezwzględnej. W perspektywie całego testu różnice były na poziomie 40% względem systemu laboratoryjnego nr 1 oraz w granicach 35% w odniesieniu do systemu laboratoryjnego nr 2.



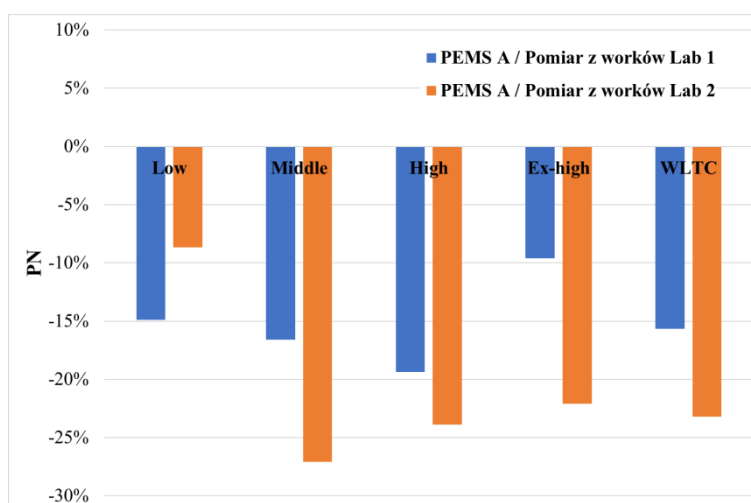
Rys. 5.103. Różnica względna emisji drogowej tlenków azotu dla testów wykonywanych w temperaturze 23 °C przy ciepłym rozruchu silnika

Największą różnicę względną emisji drogowej dwutlenku węgla w temperaturze 23 °C przy ciepłym rozruchu silnika, zauważono w fazie *middle* dla pomiaru z wykorzystaniem worków pomiarowych oraz pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych z użyciem systemu laboratoryjnego nr 2 (rysunek 5.104). Wynosiły one niecałe 20%, przy wartości bezwzględnej na poziomie 21 g/km. Różnice w pomiarach z całego testu w odniesieniu do systemu laboratoryjnego nr 1 były w granicach od –1% do 1%, a dla systemu laboratoryjnego nr 2 – wynosiły 10%.



Rys. 5.104. Różnica względna emisji drogowej dwutlenku węgla dla testów wykonywanych w temperaturze 23 °C przy ciepłym rozruchu silnika

Dla liczby drogowej cząstek stałych w temperaturze 23 °C przy ciepłym rozruchu silnika, największą różnicę względną odnotowano w drugiej fazie testu w porównaniu do systemu laboratoryjnego z laboratorium nr 2, która wynosiła –27%, z kolei najmniejszą – w fazie pierwszej i była ona równa –8% (rysunek 5.105). Dla systemu laboratoryjnego z laboratorium nr 1 największą różnicę zauważono w trzeciej fazie i przyjmowała ona wartość –18%, natomiast najmniejszą – w fazie czwartej i wynosiła –8%. W perspektywie całego testu różnica względna dla systemu z laboratorium nr 1 wynosiła niecałe –16%, a dla systemu z laboratorium nr 2 – nie przekraczała –25%.



Rys. 5.105. Różnice względne liczby drogowej cząstek stałych z testów w temperaturze 23 °C przy ciepłym rozruchu silnika

5.2.5. System mobilny B

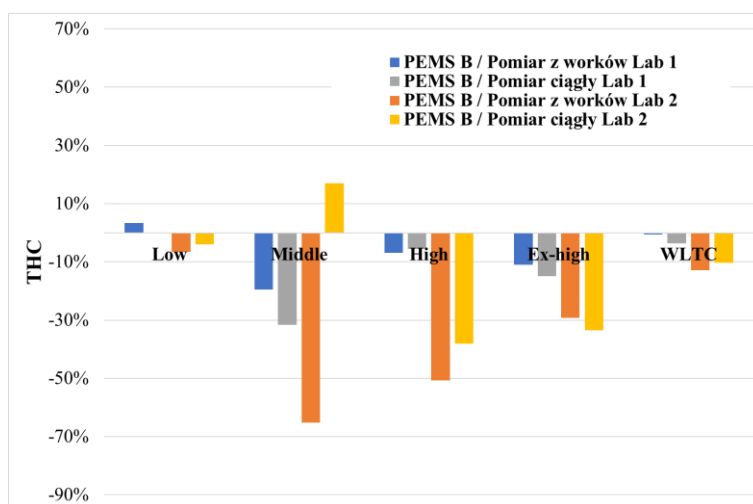
Poniżej przedstawiono rezultaty badań przeprowadzonych z wykorzystaniem systemu mobilnego PEMS B i porównano je z wynikami otrzymanymi podczas pomiarów przeprowadzonych w laboratoriach. Przedstawiają one różnice względne dla emisji poszczególnych substancji zarówno w kolejnych fazach, jak i w całym teście WLTC. Zostały one porównywane z wynikami otrzymanymi podczas analiz wykonanych z wykorzystaniem worków pomiarowych (Bag) oraz na skutek pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych (Modal DIL). Na każdym wykresie porównano ze sobą wyniki dla tego samego rodzaju emisji z podziałem na dwa różne systemy oraz dwie drogi pomiarowe. Rezultaty zaprezentowano w formie wykresów obejmujących:

- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem,
- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem,
- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem,
- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem.

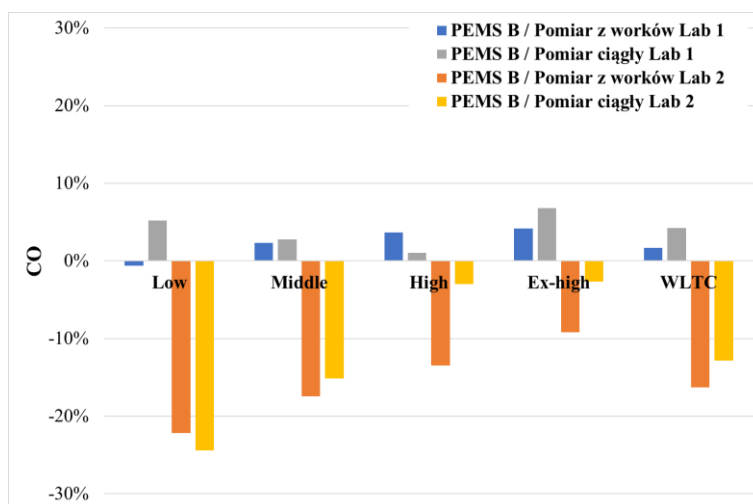
Największą różnicę względną emisji drogowej węglowodorów w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem silnika, odnotowano dla pomiaru z worków pomiarowych w laboratorium nr 2 w fazie *middle* i wynosiła ona –65%, co przełożyło się na różnicę bezwzględną na poziomie 1 mg/km (rysunek 5.106). Najmniejszą różnicę względną odnotowano w przypadku pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych w fazie pierwszej dla systemu laboratoryjnego nr 1 i nie przekraczała ona 1%. W perspektywie całego testu różnice względne nie przekraczały –5% w odniesieniu do pomiarów z laboratorium nr 1, a dla tych z laboratorium nr 2 wynosiły –13% w przypadku pomiaru z worków pomiarowych –10% dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych.

Dla emisji drogowej tlenku węgla w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem silnika, zauważono dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych w ramach systemu laboratoryjnego nr 2 w fazie *low* największą różnicę względną wynosiła –24%, co przekładało się na 142 mg/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.107). Najmniejszą różnicę względną odnotowano w fazie *low* w porównaniu do wyników otrzymanych z worków pomiarowych w porównaniu do wyników otrzymanych systemu laboratoryjnego nr 1 i wynosiła niecały –

1%. W perspektywie całego testu różnice względem pomiarów systemu PEMS B w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 1 były na poziomie 2% dla pomiaru z worków pomiarowych i 4% dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych, natomiast w odniesieniu do pomiarów z systemu laboratoryjnego nr 2 były równe -17% dla pomiaru z worków pomiarowych i -13% w przypadku pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych.

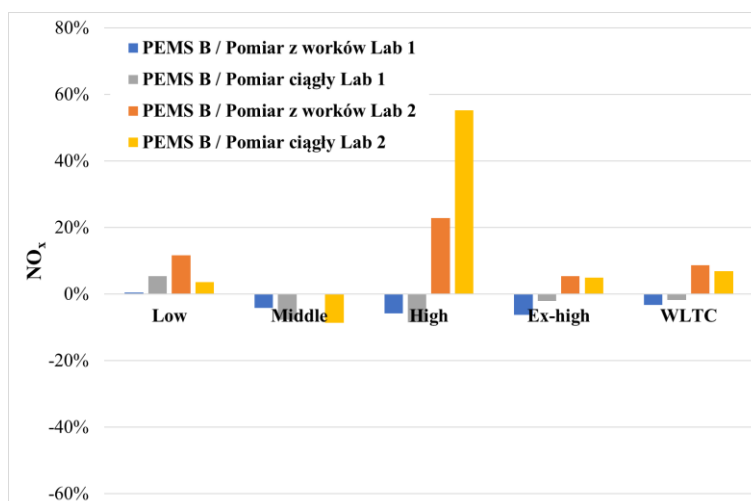


Rys. 5.106. Różnica względna emisji drogowej węglowodorów dla testów wykonywanych w temperaturze 14 °C przy zimnym rozruchu silnika



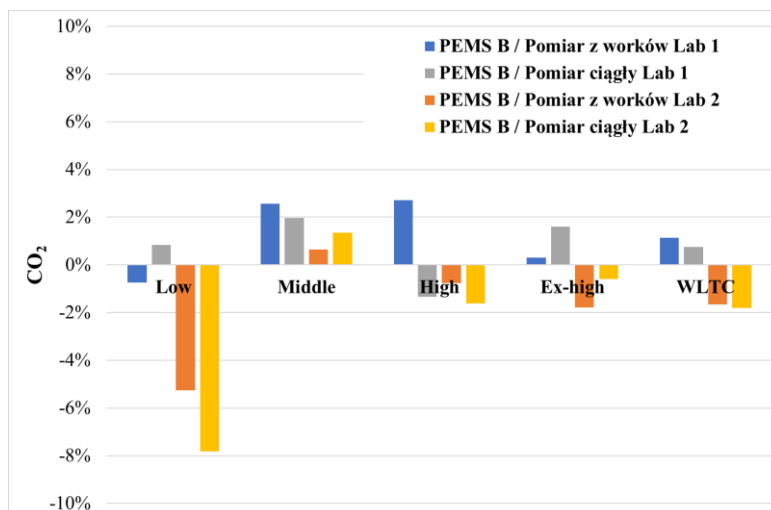
Rys. 5.107. Różnica względna emisji drogowej tlenu węgla dla testów wykonywanych w temperaturze 14 °C przy zimnym rozruchu silnika

Największą różnicę względną emisji drogowej tlenków azotu, w temperaturze 14 °C dla zimnego rozruchu silnika, odnotowano dla pomiaru ciągłego z laboratorium nr 2 w trzeciej fazie testu i wynosiła ona 55%, co przekładało się na różnicę bezwzględną na poziomie 2 mg/km (rysunek 5.108). Dla całego testu różnice względne były na poziomie kilku procent w odniesieniu do wszystkich pomiarów. Większe różnice odnotowano wyłącznie w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 2.



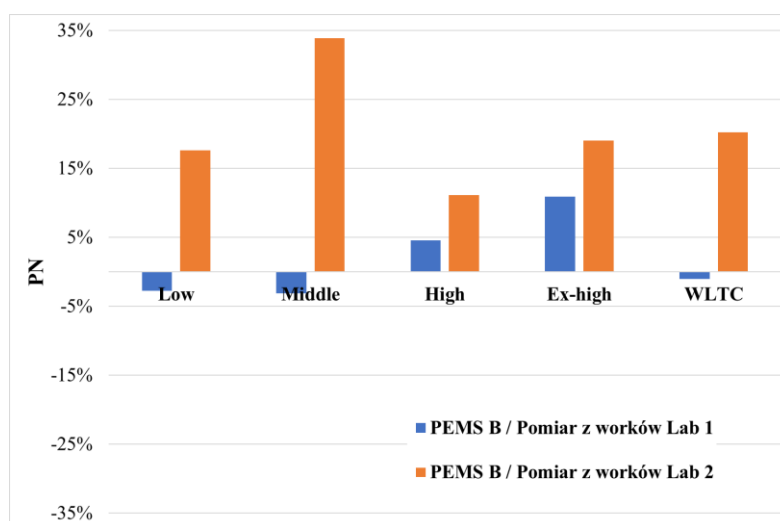
Rys. 5.108. Różnica względna emisji drogowej tlenków azotu dla testów wykonywanych w temperaturze 14 °C przy zimnym rozruchu silnika

Różnice w wyznaczaniu emisji drogowej dwutlenku węgla z całego testu względem systemu laboratoryjnego nr 1 były na poziomie 1%, a dla systemu laboratoryjnego nr 2 – nie przekraczały 2%. Największą różnicę względną emisji dwutlenku węgla, w temperaturze 14 °C przy zimnym rozruchu silnika, zauważono w fazie *low* dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych w ramach systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona –8%, co dało niecałe 13 g/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.109).



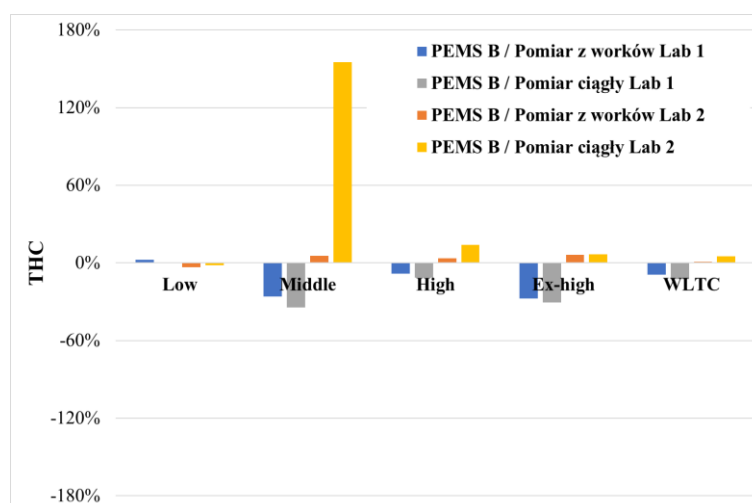
Rys. 5.109. Różnica względna emisji drogowej dwutlenku węgla dla testów wykonywanych w temperaturze 14 °C przy zimnym rozruchu silnika

Największą różnicę względną liczby drogowej cząstek stałych w temperaturze 14 °C przy zimnym rozruchu silnika, odnotowano dla pomiaru w drugiej fazie testu w porównaniu do systemu laboratoryjnego z laboratorium nr 2 i wynosiła ona 34%, z kolei najmniejszą zauważono w pierwszej fazie i nie przekraczała poziomu –3% dla systemu laboratoryjnego z laboratorium nr 1 (rysunek 5.110). W perspektywie całego testu, względem systemu z laboratorium nr 1, różnica ta wynosiła niecałe –2%, a dla systemu z laboratorium nr 2 – była równa 20%.



Rys. 5.110. Różnica względna liczby drogowej cząstek stałych dla testów wykonywanych w temperaturze 14 °C przy zimnym rozruchu silnika

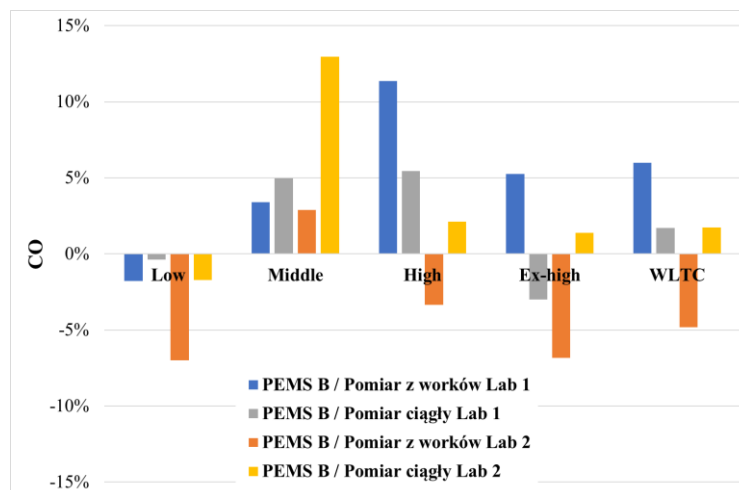
Dla emisji drogowej węglowodorów w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem silnika największą różnicę względną zauważono w fazie *middle* dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych w ramach systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona 155%, co dało około 1,2 mg/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.111). W perspektywie całego testu różnice względne w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 1 były na poziomie nieprzekraczającym –13%, natomiast dla systemu laboratoryjnego nr 2 wynosiły 1% dla pomiaru z worków pomiarowych oraz 6% dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych.



Rys. 5.111. Różnica względna emisji drogowej węglowodorów dla testów wykonywanych w temperaturze 14 °C przy ciepłym rozruchu silnika

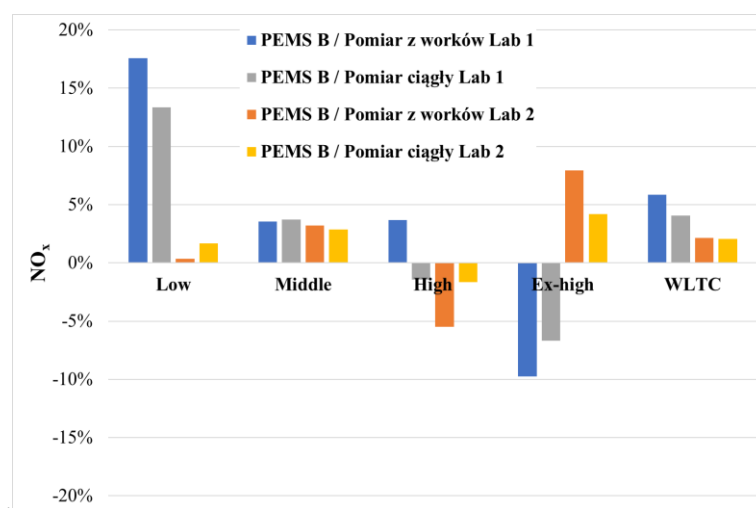
W perspektywie emisji drogowej tlenku węgla w temperaturze 14 °C dla ciepłego rozruchu silnika, w odniesieniu do pomiarów z systemu laboratoryjnego nr 1, odnotowane różnice były na poziomie 6% względem pomiaru z worków pomiarowych i 2% – w porównaniu do pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych. Z kolei w odniesieniu do systemu laboratoryjnego nr 2 wynosiły one odpowiednio 5% w porównaniu do pomiaru z worków pomiarowych oraz 2% względem pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych. Największą

różnicę względną wartości odnotowano dla pomiaru ciągłego z laboratorium nr 2 w drugiej fazie testu i wynosiła ona 13%, co przekładało się na różnicę bezwzględną na poziomie 6,5 mg/km (rysunek 5.112).



Rys. 5.112. Różnica względną emisji drogowej tlenku węgla dla testów wykonywanych w temperaturze 14 °C przy ciepłym rozruchu silnika

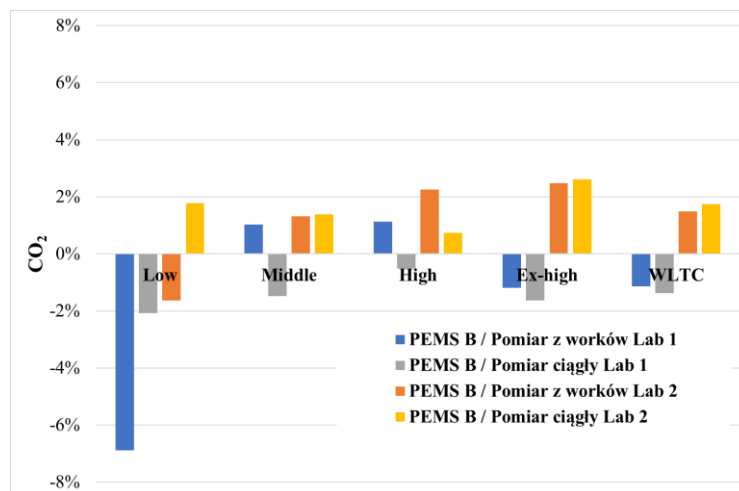
Największą różnicę względną emisji drogowej tlenków azotu w temperaturze 14 °C dla ciepłego rozruchu silnika, zauważono dla pomiaru z wykorzystaniem z worków pomiarowych w laboratorium nr 1 w pierwszej fazie testu i wynosiła ona 17%, co dało 6 mg/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.113). Dla całego testu odnotowane różnice były na poziomie 8% w odniesieniu do systemu laboratoryjnego nr 1 dla pomiaru z worków pomiarowych oraz 4% – dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych. Względem systemu laboratoryjnego nr 2 różnica ta wynosiła 2% dla obu metod pomiaru.



Rys. 5.113. Różnica względną emisji drogowej tlenków azotu dla testów wykonywanych w temperaturze 14 °C przy ciepłym rozruchu silnika

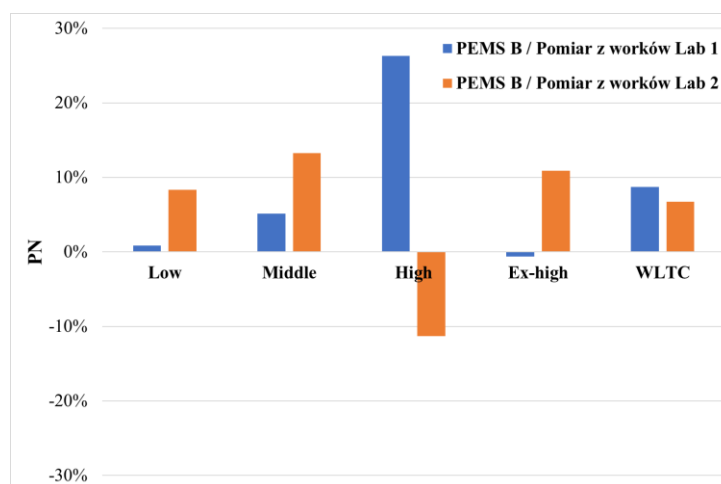
Różnice emisji drogowej dwutlenku węgla w temperaturze 14 °C, przy ciepłym rozruchu silnika, w odniesieniu do systemu laboratoryjnego nr 1 były na poziomie -1%, a dla systemu laboratoryjnego nr 2 – nie przekraczały 2%, co dało różnicę bezwzględną nie-

przekraczającą 2 g/km. Największą różnicę względną odnotowano w fazie *low* dla pomiaru z worków pomiarowych w ramach systemu laboratoryjnego nr 1 (rysunek 5.114).



Rys. 5.114. Różnica względna emisji drogowej dwutlenku węgla dla testów wykonywanych w temperaturze 14 °C przy ciepłym rozruchu silnika

Największą różnicę względną liczby drogowych cząstek stałych w temperaturze 14 °C przy ciepłym rozruchu silnika, zauważono w trzeciej fazie testu względem pomiaru z systemu laboratoryjnego z laboratorium nr 1 i wynosiła ona 26% ($4,23 \cdot 10^{10}$ 1/km), z kolei najmniejszą – w fazie czwartej i była ona równa 1% (rysunek 5.115). Dla pomiaru wykonanego z użyciem systemu laboratoryjnego z laboratorium nr 2, największą różnicę odnotowano w drugiej fazie i wynosiła ona 14%, natomiast najmniejszą – w fazie pierwszej i była ona równa 7%. W całym teście względem systemu z laboratorium nr 1 różnica ta wynosiła niecałe 9%, a dla systemu z laboratorium nr 2 – nie przekraczała 7%.

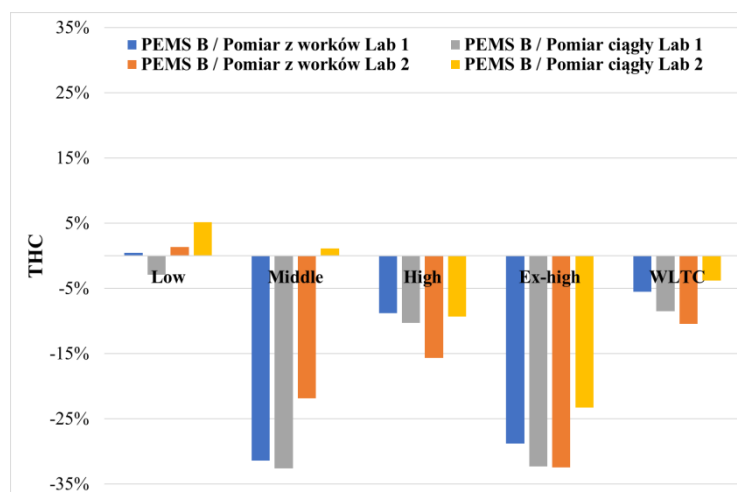


Rys. 5.115. Różnica względna liczby drogowych cząstek stałych dla testów wykonywanych w temperaturze 14 °C przy ciepłym rozruchu silnika

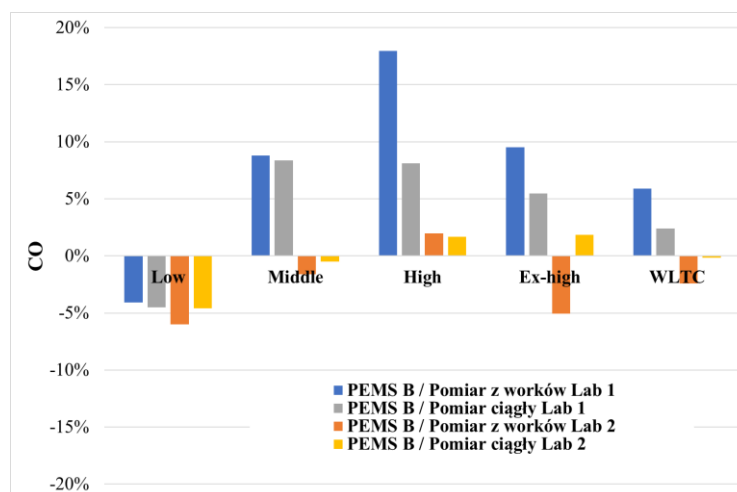
W całym teście różnice emisji drogowych węglowodorów w temperaturze 23°C, z zimnym rozruchem silnika, w porównaniu do laboratoryjnego systemu nr 1 były na poziomie 5% dla pomiaru z worków pomiarowych i 8% dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych, z kolei względem systemu laboratoryjnego nr 2 – wynosiły 11% w przypadku pomiaru z

worków pomiarowych i -4% dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych. Największe różnice względne odnotowano w fazie *extra high* dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych w ramach systemu laboratoryjnego nr 2 oraz względem systemu laboratoryjnego nr 1 w fazie *middle* i *extra high* – wynosiły one -32% (rysunek 5.116). Różnice bezwzględne wynosiły około 5 mg/km, 1,5 mg/km oraz 3 mg/km.

Największą różnicę względną w emisji drogowej tlenku węgla w temperaturze 23 °C, z zimnym rozruchem silnika, zauważono dla pomiaru z worków pomiarowych z wykorzystaniem systemu laboratoryjnego nr 1 w fazie *high* i wynosiła ona 18% (30 mg/km różnicy bezwzględnej, rysunek 5.117). Najmniejszą różnicę względną odnotowano w fazie *middle* i wynosiła ona niecały -1% względem pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych z systemu laboratoryjnego nr 2. W całym teście różnice względne w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 1 były na poziomie -6% w odniesieniu do pomiaru z worków pomiarowych i około -2% dla pomiaru ciągłego, natomiast dla systemu laboratoryjnego nr 2 – około -2% w przypadku pomiaru z worków pomiarowych i poniżej -1% dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych.

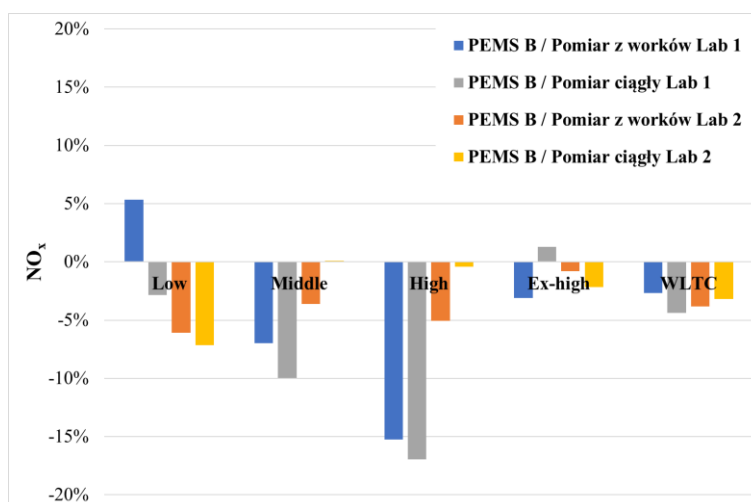


Rys. 5.116. Różnica względna emisji drogowej węglowodorów dla testów wykonywanych w temperaturze 23 °C przy zimnym rozruchu silnika



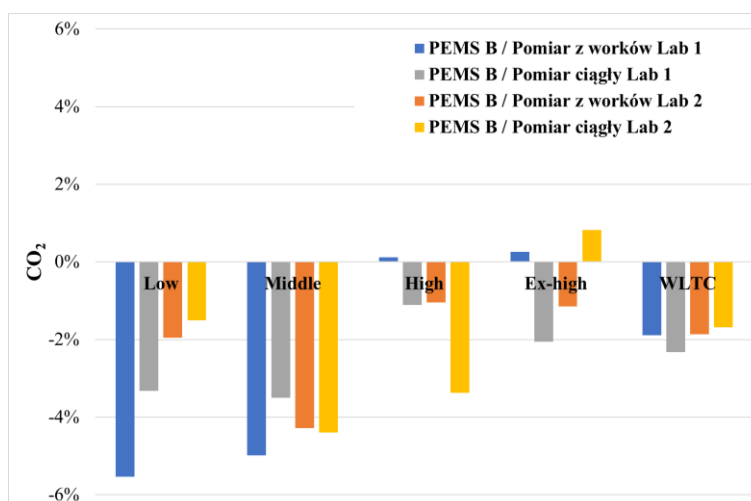
Rys. 5.117. Różnica względna emisji drogowej tlenku węgla dla testów wykonywanych w temperaturze 23 °C przy zimnym rozruchu silnika

Dla emisji drogowej tlenków azotu w temperaturze 23 °C dla zimnego rozruchu silnika, zauważono największą różnicę względną dla pomiaru ciągłego z laboratorium nr 1 w trzeciej fazie testu i wynosiła ona -17% (1 mg/km wartości bezwzględnej), z kolei najmniejszą w drugiej fazie testu w odniesieniu do pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych systemu laboratoryjnego nr 2 i nie przekraczała 1% (rysunek 5.118). W perspektywie całego testu różnice były na poziomie kilku procent na minusie względem wszystkich pomiarów.



Rys. 5.118. Różnica względną emisji drogowej tlenków azotu dla testów wykonywanych w temperaturze 23 °C przy zimnym rozruchu silnika

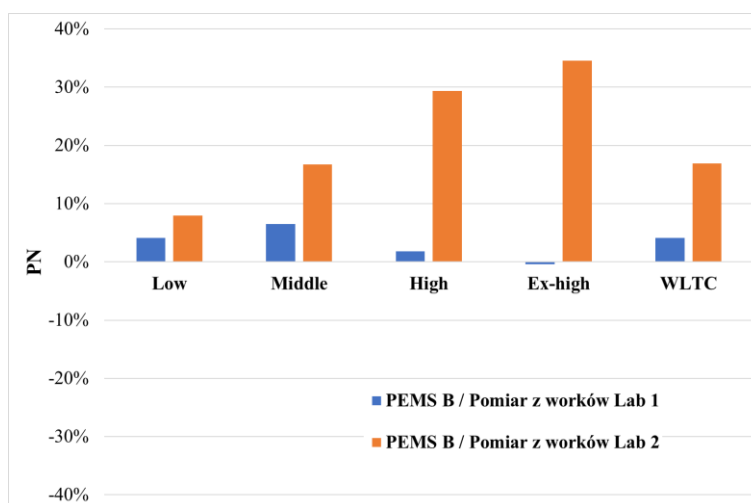
Największą różnicę względną emisji drogowej dwutlenku węgla w temperaturze 23 °C, przy zimnym rozruchu silnika odnotowano w fazie *low* dla pomiaru z worków pomiarowych dla systemu laboratoryjnego nr 1 i wynosiła ona -5,5% (rysunek 5.119). Różnice w pomiarach z całego testu w odniesieniu do systemu laboratoryjnego nr 1 były na poziomie od -2,5% do -2%, a dla systemu laboratoryjnego nr 2 – nie przekraczały -2%.



Rys. 5.119. Różnica względną emisji drogowej dwutlenku węgla dla testów wykonywanych w temperaturze 23 °C przy zimnym rozruchu silnika

Dla liczby drogowej cząstek stałych w temperaturze 23 °C przy zimnym rozruchu silnika zauważono największą różnicę względną w czwartej fazie testu w porównaniu do wyni-

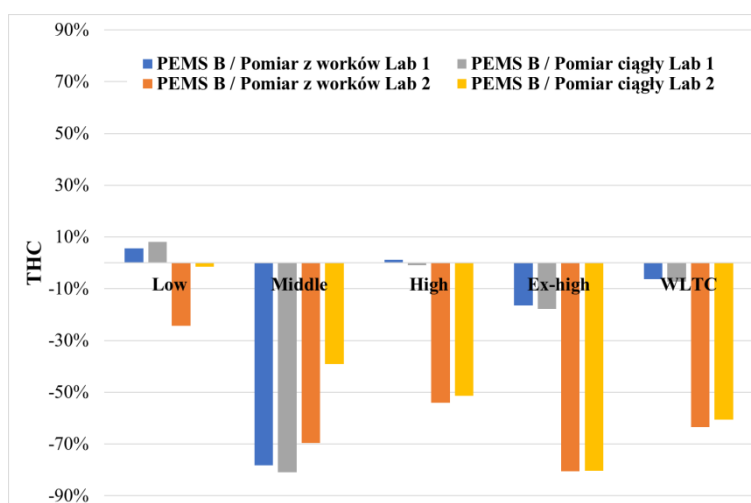
ków otrzymanych z systemu laboratoryjnego z laboratorium nr 2 i wynosiła ona 34% ($3,7 \cdot 10^{10}$ 1/km wartości bezwzględnej), z kolei najmniejszą odnotowano w czwartej fazie i przekraczała 1% ($3,83 \cdot 10^8$ 1/km wartości bezwzględnej) dla systemu laboratoryjnego z laboratorium nr 1 (rysunek 5.120). W perspektywie całego testu w porównaniu do wyników uzyskanych dzięki użyciu systemu z laboratorium nr 1 różnica ta wynosiła niecałe 4%, a dla systemu z laboratorium nr 2 – około 17%.



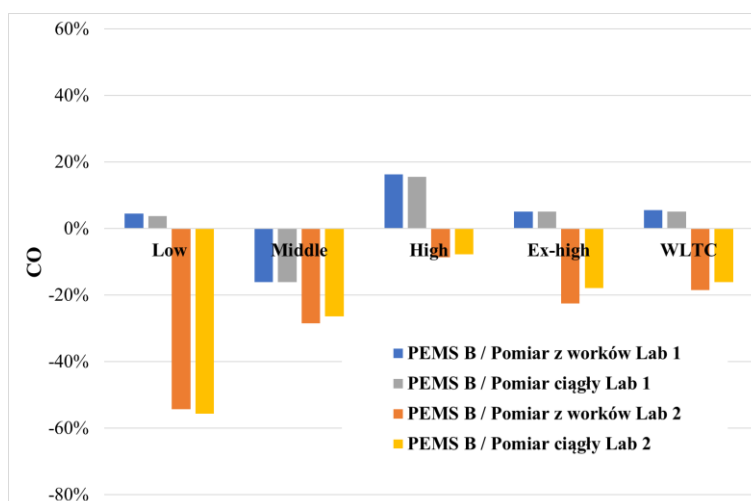
Rys. 5.120. Różnica względna liczby drogowej cząstek stałych dla testów wykonywanych w temperaturze 23 °C przy zimnym rozruchu silnika

W całym teście różnice emisji drogowej węglowodorów w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem silnika, względem laboratoryjnego systemu nr 1 były na poziomie –5% dla pomiaru z worków pomiarowych i –6% w przypadku pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych, z kolei w odniesieniu do systemu laboratoryjnego nr 2 wynosiły one –63% dla pomiaru z worków pomiarowych i –60% w przypadku pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych. Największe różnice względne odnotowano w fazie *extra high* dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych systemu laboratoryjnego nr 2 oraz nr 1 ale fazy *middle* (rysunek 5.121). Dla obu metod pomiarowych i wynosiły one –80%, co dawało odpowiednio 8,0 mg/km, 3,0 mg/km i 3,5 mg/km.

Największą różnicę względną w emisji drogowej tlenku węgla w temperaturze 23 °C, dla ciepłego rozruchu silnika, zauważono w pierwszej fazie testu dla pomiaru ciągłego z laboratorium nr 2 i wynosiła ona –55%, co dało 22 mg/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.122). W całym teście różnice te były na poziomie 5% w porównaniu do pomiarów z systemu laboratoryjnego nr 1 oraz odpowiednio –18% w przypadku pomiaru z worków pomiarowych systemu laboratoryjnego nr 2 i –15% dla pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych w ramach systemu laboratoryjnego nr 2.



Rys. 5.121. Różnica względna emisji drogowej węglowodorów dla testów wykonywanych w temperaturze 23 °C przy ciepłym rozruchu silnika

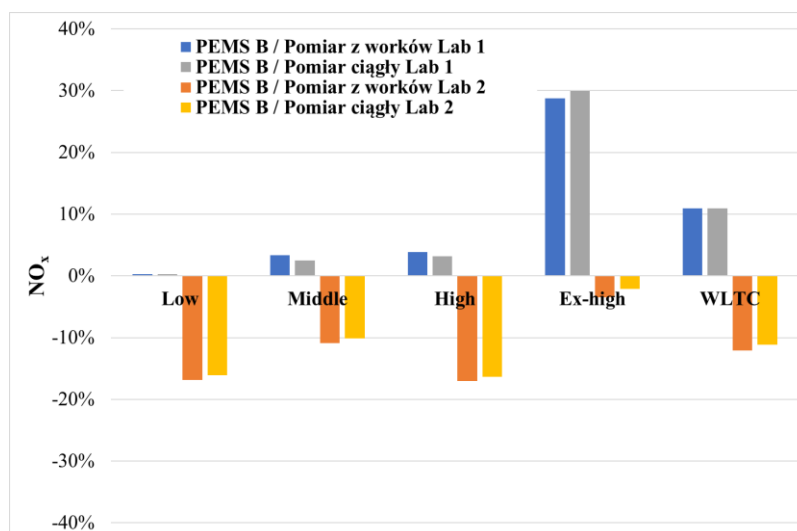


Rys. 5.122. Różnica względna emisji drogowej tlenu węgla dla testów wykonywanych w temperaturze 23 °C przy ciepłym rozruchu silnika

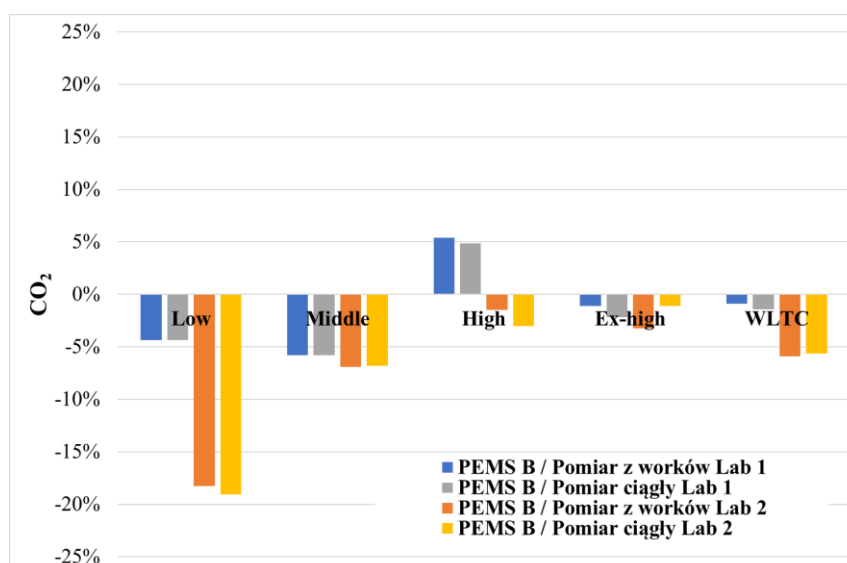
W całym teście emisja drogowa tlenków azotu w temperaturze 23 °C, dla ciepłego rozruchu silnika, była o 11% większa, względem systemu laboratoryjnego nr 1. W porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 2 różnice te wynosiły –12% dla pomiaru z worków pomiarowych i –11% w przypadku pomiaru ciągłego spalin rozcieńczonych. Największą różnicę względem pomiaru ciągłego dla spalin rozcieńczonych z laboratorium nr 1 odnotowano w czwartej fazie testu i wynosiła ona 30%, co przełożyło się na niecałe 4 mg/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.123). Najmniejsza różnica względna została zauważona w fazie *low* dla pomiarów z systemu laboratoryjnego nr 1 i nie przekraczała 1%.

Różnice w wartościach z całego testu emisji drogowej dwutlenku węgla w temperaturze 23 °C, przy ciepłym rozruchu silnika, w odniesieniu do systemu laboratoryjnego nr 1 były na poziomie 2%, a dla systemu laboratoryjnego nr 2 – nie przekraczały 6%. Największą różnicę względną zauważono w fazie *low* względem pomiaru ciągłego z systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona –19%, co oznaczało, że pomiar uzyskany z wykorzystaniem systemu PEMS B był około 26 g/km mniejszy (rysunek 5.124). Najmniejszą wartość

względem tego samego pomiaru odnotowano w fazie *extra high* i wynosiła ona około -2% (1,4 g/km wartości bezwzględnej).

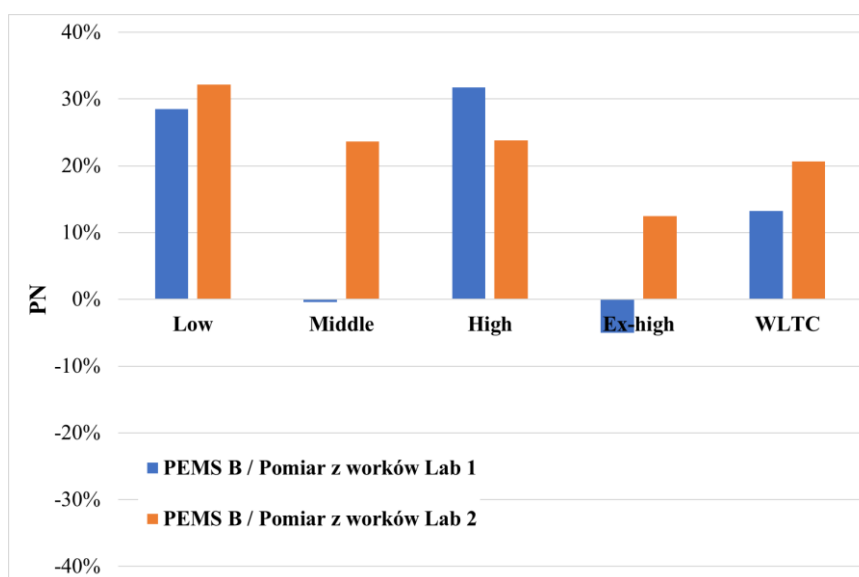


Rys. 5.123. Różnica względna emisji drogowej tlenków azotu dla testów wykonywanych w temperaturze 23 °C przy ciepłym rozruchu silnika



Rys. 5.124 Różnica względna emisji drogowej dwutlenku węgla dla testów wykonywanych w temperaturze 23 °C przy ciepłym rozruchu silnika

Największą różnicę względną w wartości liczby drogowej cząstek stałych w temperaturze 23 °C przy ciepłym rozruchu silnika, odnotowano w pierwszej fazie testu w porównaniu do systemu laboratoryjnego z laboratorium nr 2 i wynosiła ona 33% ($7,15 \cdot 10^{10}$ 1/km), z kolei najmniejszą – w fazie drugiej i była ona równa 1% ($1,36 \cdot 10^{10}$ 1/km) względem pomiaru wykonanego z użyciem systemu laboratoryjnego nr 1 (rysunek 5.125). W perspektywie całego testu różnica względna dla systemu z laboratorium nr 1 wynosiła 14%, a dla systemu z laboratorium nr 2 – była równa 21%.



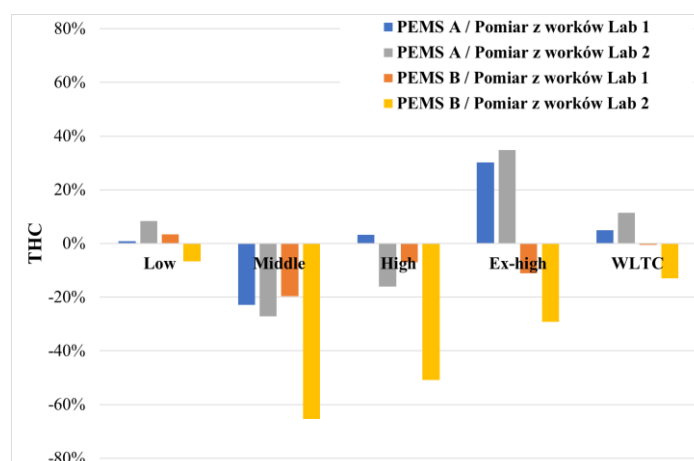
Rys. 5.125. Różnica względna liczby drogowej cząstek stałych dla testów wykonywanych w temperaturze 23 °C przy ciepłym rozruchu silnika

5.2.6. Analizy porównawcze systemów mobilnych

Poniżej przedstawiono porównanie rezultatów badań dla systemów mobilnych A i B w oparciu o wyniki z worków pomiarowych, które są brane pod uwagę jako wyniki wyjściowe zarówno podczas testów homologacyjnych, jak i testów walidacyjnych PEMS. Obrazują one różnice względne dla wartości emisji poszczególnych substancji zarówno w kolejnych fazach, jak i w całym teście. Rezultaty zaprezentowano w formie wykresów obejmujących:

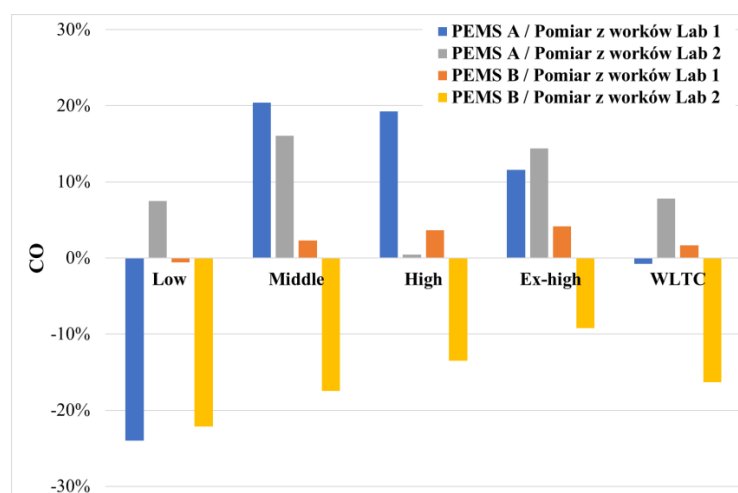
- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem,
- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem,
- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem,
- wyniki badań z testów WLTC w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem.

Największą różnicę względną między wartościami emisji drogowej węglowodorów z wykorzystaniem systemów mobilnych a pomiarami z użyciem worków pomiarowych, dla testów przeprowadzonych, w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem silnika, odnotowano w fazie *middle* dla pomiaru z wykorzystaniem systemu PEMS B w porównaniu z wynikami uzyskanymi w laboratorium nr 2 i wynosiła ona –65% (rysunek 5.126). Najmniejszą różnicę odnotowano w fazie *low* dla pomiaru z wykorzystaniem systemu PEMS A w porównaniu z wynikami uzyskanymi w laboratorium nr 1 i wynosiła ona 1%. W perspektywie całego testu największą różnicę zauważono dla systemu PEMS B w odniesieniu do pomiarów przeprowadzonych z zastosowaniem systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona około –12%, z kolei najmniejszą – dla systemu PEMS B w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 1 i była ona równa około –1%.



Rys. 5.126. Różnica względna emisji drogowej węglowodorów w teście WLTC przeprowadzonych w temperaturze 14 °C dla zimnego rozruchu silnika

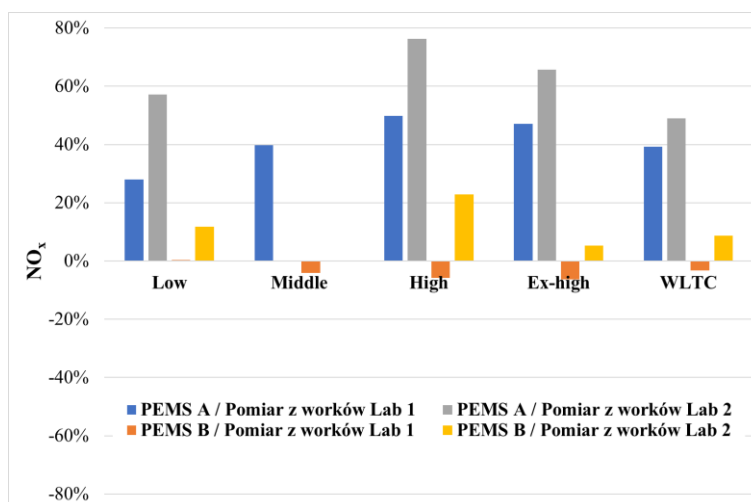
W przypadku emisji drogowej tlenku węgla największą różnicę odnotowano w fazie *low* dla pomiaru z wykorzystaniem systemu PEMS A w porównaniu do wyników otrzymanych w laboratorium nr 1 i wynosiła ona -24%, co przekładało się na 172 mg/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.127). Najmniejsza różnica względna charakteryzowała fazę *high* i miało to miejsce dla pomiaru z zastosowaniem systemu PEMS A w odniesieniu do rezultatów otrzymanych w laboratorium nr 2 i wynosiła ona około 1% (1 mg/km różnicy bezwzględnej). Dla całego testu maksymalną różnicę zauważono dla systemu PEMS B względem pomiarów realizowanych z zastosowaniem systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona około 17%, z kolei najmniejszą – dla systemu PEMS A w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 1 i przyjęła ona wartość około 2%.



Rys. 5.127. Różnica względna emisji drogowej tlenku węgla w teście WLTC przeprowadzonych w temperaturze 14 °C dla zimnego rozruchu silnika

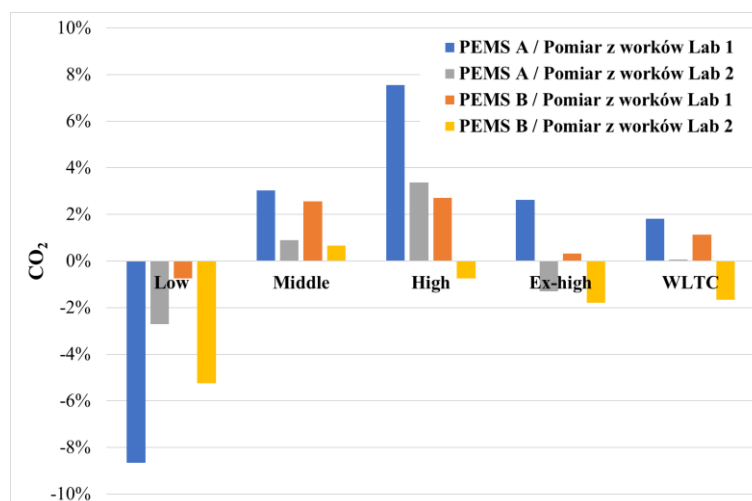
Największą różnicę między wynikami emisji drogowej tlenków azotu z wykorzystaniem systemów mobilnych, a pomiarami z użyciem worków pomiarowych odnotowano w fazie *high* dla pomiaru z wykorzystaniem systemu PEMS A, w porównaniu z wynikami uzyskanymi w laboratorium nr 2 i wynosiła ona 78%, co przekładało się na 3,5 mg/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.128). Najmniejszą różnicę odnotowano w fazie *middle*

dla pomiaru z wykorzystaniem zarówno systemu PEMS A i B, w porównaniu z wynikami uzyskanymi w laboratorium nr 2 i wynosiła ona poniżej 0,2%. W perspektywie całego testu największą różnicę zauważono dla systemu PEMS A w odniesieniu do pomiarów przeprowadzonych z zastosowaniem systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona około 50% (4,5 mg/km wartości bezwzględnej), natomiast najmniejszą – dla systemu PEMS B w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 1 i była ona na poziomie około 3% (0,3 mg/km wartości bezwzględnej).



Rys. 5.128. Różnica względna emisji drogowej tlenków azotu w teście WLTC przeprowadzonych w temperaturze 14 °C dla zimnego rozruchu silnika

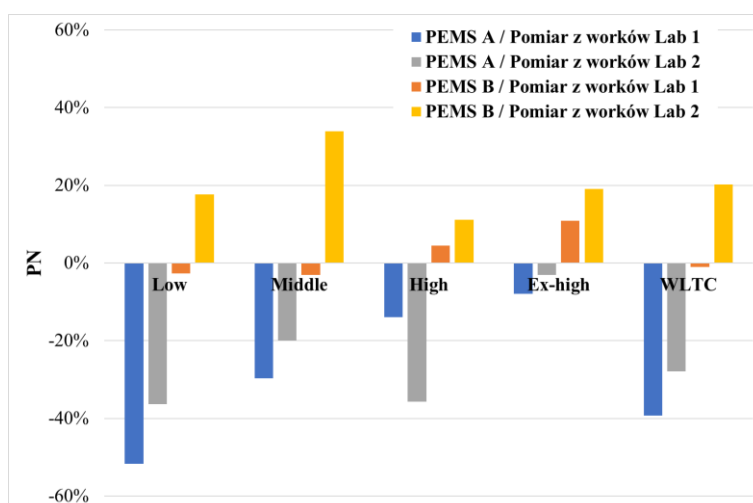
Dla emisji drogowej dwutlenku węgla z wykorzystaniem systemów mobilnych, a pomiarami z użyciem worków pomiarowych największą różnicę względną między pomiarami odnotowano w fazie *low* dla pomiaru z zastosowaniem systemu PEMS A, w odniesieniu do wyników otrzymanych w laboratorium nr 1 i wynosiła ona 8,5%, co przekładało się na 14 g/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.129). Najmniejszą różnicę zauważono w fazie *extra high* dla pomiaru z użyciem systemu PEMS B w odniesieniu do wyników otrzymanych w laboratorium nr 1 i wynosiła ona około 0,5% (0,4 g/km wartości bezwzględnej). Dla całego testu największą różnicę odnotowano dla systemu PEMS A w odniesieniu do pomiarów wykonanych z zastosowaniem systemu laboratoryjnego nr 1 i wynosiła niecałe 2%, natomiast najmniejszą – dla systemu PEMS A w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 2 i była ona na poziomie około 0,1%, co przekłada się to odpowiednio na 2,0 g/km i 0,1 g/km różnicy bezwzględnej.



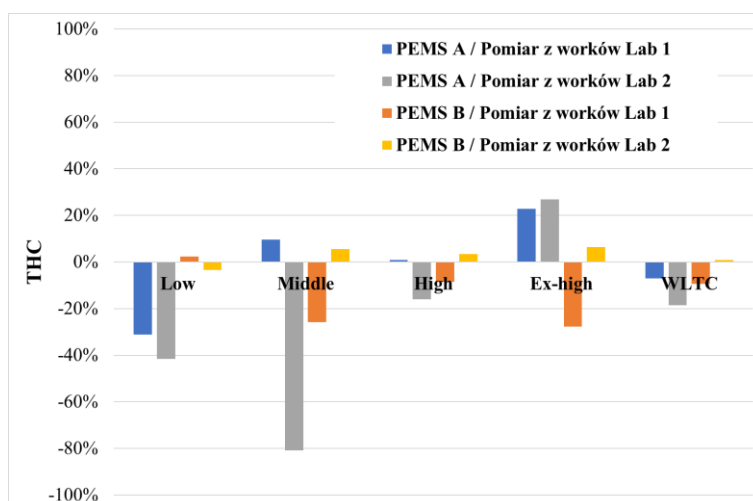
Rys. 5.129. Różnica względna emisji drogowej dwutlenku węgla w teście WLTC przeprowadzonych w temperaturze 14 °C dla zimnego rozruchu silnika

Największą różnicę względną między wartościami liczby drogowej cząstek stałych z wykorzystaniem systemów mobilnych, a pomiarami z użyciem worków pomiarowych, dla testów przeprowadzonych, w temperaturze 14 °C z zimnym rozruchem silnika, odnotowano w fazie *low* dla pomiaru z wykorzystaniem systemu PEMS A w porównaniu do wyników otrzymanych w laboratorium nr 1 i wynosiła ona –52%, co przekładało się na $9,73 \cdot 10^{11}$ 1/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.130). Najmniejsza różnica względna charakteryzowała fazę *low* i miało to miejsce dla pomiaru z zastosowaniem systemu PEMS B w odniesieniu do rezultatów otrzymanych w laboratorium nr 1 i wynosiła ona około 3% ($5,12 \cdot 10^{10}$ 1/km różnicy bezwzględnej). Dla całego testu maksymalną różnicę zauważono dla systemu PEMS A względem pomiarów realizowanych z zastosowaniem systemu laboratoryjnego nr 1 i wynosiła ona około –40% ($1,69 \cdot 10^{11}$ 1/km wartości bezwzględnej), z kolei najmniejszą – dla systemu PEMS B w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 1 i przyjęła ona wartość około –1% ($4,47 \cdot 10^{11}$ 1/km wartości bezwzględnej).

Dla emisji drogowej węglowodorów z wykorzystaniem systemów mobilnych, a pomiarami z użyciem worków pomiarowych, dla testów przeprowadzonych, w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem silnika, zauważono maksymalną różnicę względną między wynikami w fazie *middle* dla pomiaru z wykorzystaniem systemu PEMS A w porównaniu do wyników uzyskanych w laboratorium nr 2 i wynosiła ona –81%, co przekładało się na 1,5 mg/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.131). Najmniejszą różnicę względną odnotowano w fazie *high* dla pomiaru z użyciem systemu PEMS A względem wyników uzyskanych w laboratorium nr 1 i wynosiła ona około 1%, co dało 0,1mg/km wartości bezwzględnej. Dla całego testu największą różnicę zauważono dla systemu PEMS A w porównaniu do pomiarów wykonanych z zastosowaniem systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona niecałe –20% (2,5 mg/km różnicy bezwzględnej), z kolei najmniejszą – dla systemu PEMS B w odniesieniu do systemu laboratoryjnego nr 2 i była ona na poziomie około 1% (0,1 mg/km różnicy bezwzględnej).

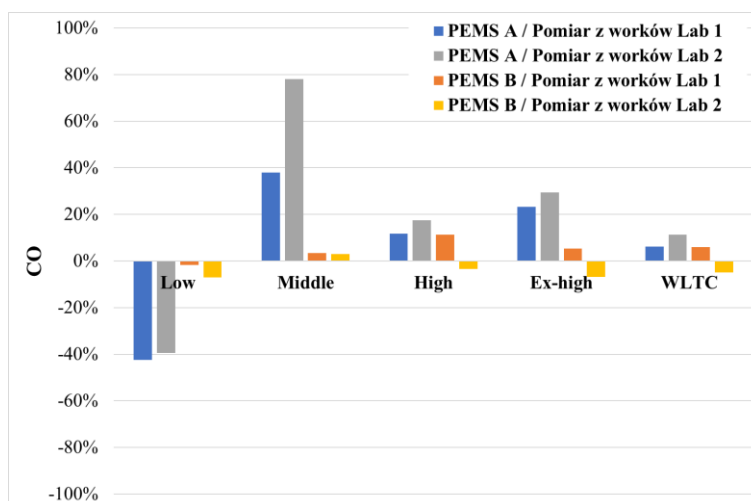


Rys. 5.130. Różnica względna liczby drogowej cząstek stałych w teście WLTC przeprowadzonych w temperaturze 14 °C dla zimnego rozruchu silnika



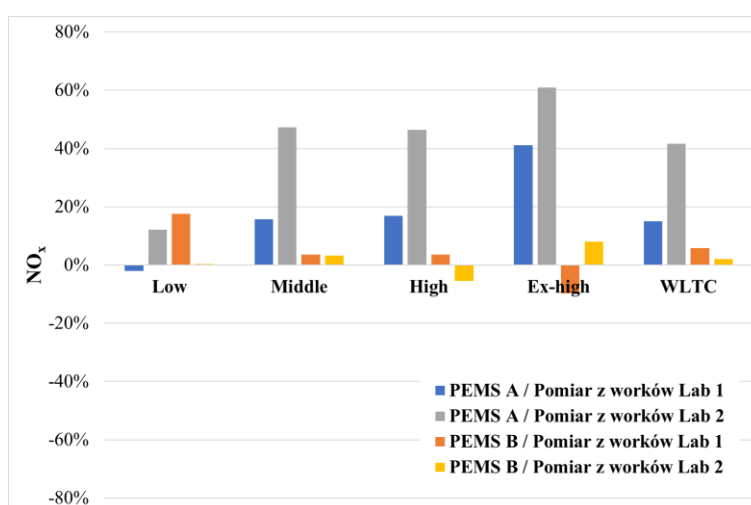
Rys. 5.131. Różnica względna emisji drogowej węglowodorów w teście WLTC przeprowadzonych w temperaturze 14 °C dla ciepłego rozruchu silnika

Z uzyskanych wyników emisji drogowej tlenku węgla z wykorzystaniem systemów mobilnych, a pomiarami z użyciem worków pomiarowych, dla testów przeprowadzonych w temperaturze 14°C z ciepłym rozruchem silnika, największą różnicę zauważono dla systemu PEMS A w odniesieniu do pomiarów przeprowadzonych z zastosowaniem systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona około 11% (16 mg/km różnicy bezwzględnej), natomiast najmniejszą – dla systemu PEMS B w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 2 i była ona na poziomie około –5% (7 mg/km różnicy bezwzględnej). Największą różnicę względną pomiędzy pomiarami odnotowano w fazie *middle* z wykorzystaniem systemu PEMS A w porównaniu z wynikami uzyskanymi w laboratorium nr 2 i wynosiła ona 78%, co przekładało się na 43 mg/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.132). Najmniejszą różnicę względną odnotowano w fazie *low* z wykorzystaniem systemu PEMS B w porównaniu z wynikami uzyskanymi w laboratorium nr 1 i wynosiła ona około –2%, co dało 4 mg/km różnicy bezwzględnej.



Rys. 5.132. Różnica względna emisji drogowej tlenku węgla w teście WLTC przeprowadzonych w temperaturze 14 °C dla ciepłego rozruchu silnika

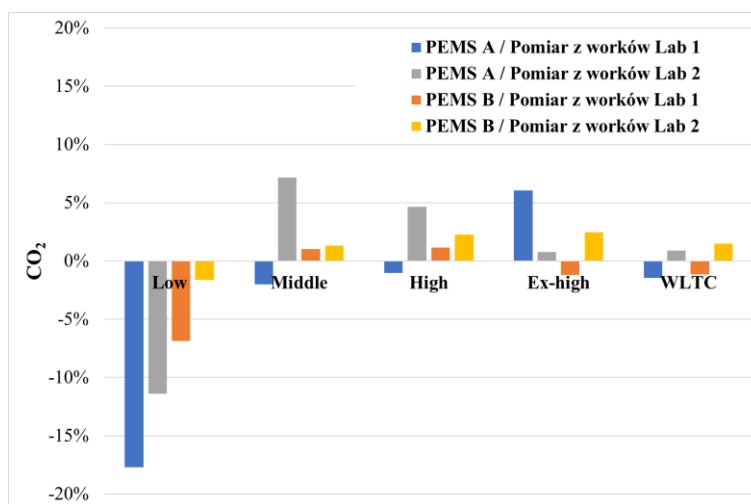
Maksymalną różnicę względną między emisją drogową tlenków azotu z wykorzystaniem systemów mobilnych, a pomiarami z użyciem worków pomiarowych, dla testów przeprowadzonych, w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem silnika, odnotowano w fazie *extra high* dla pomiaru z zastosowaniem systemu PEMS A w porównaniu do rezultatów uzyskanych w laboratorium nr 2 i wynosiła ona –61%, co przekładało się na 7 mg/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.133). Najmniejsza różnica względna charakteryzowała fazę *low* i miało to miejsce z zastosowaniem systemu PEMS B w odniesieniu do rezultatów otrzymanych w laboratorium nr 2 i wynosiła ona niecałe 0,5% (0,1 mg/km różnicy bezwzględnej). Dla całego testu maksymalną różnicę zauważono dla systemu PEMS A względem pomiarów realizowanych z zastosowaniem systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona około 42% (5 mg/km różnicy bezwzględnej), z kolei najmniejszą – dla systemu PEMS B w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 2 i przyjęła ona wartość około 2% (0,3 mg/km różnicy bezwzględnej).



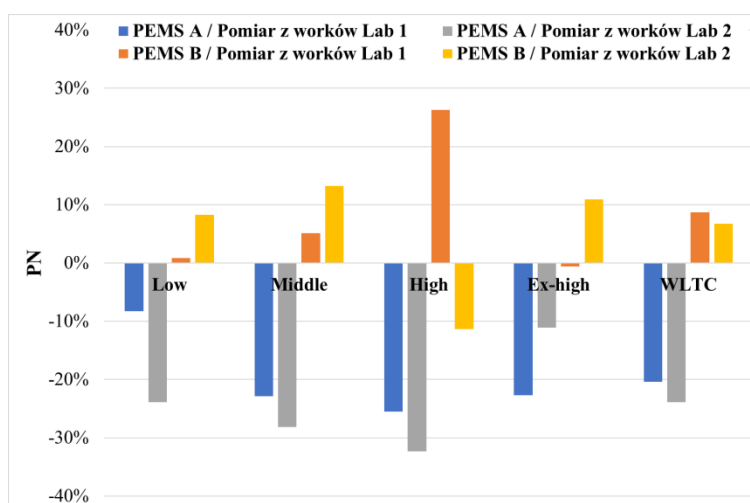
Rys. 5.133. Różnica względna emisji drogowej tlenków azotu w teście WLTC przeprowadzonych w temperaturze 14 °C dla ciepłego rozruchu silnika

Największą różnicę względną emisji drogowej dwutlenku węgla z wykorzystaniem systemów mobilnych, a pomiarami z użyciem worków pomiarowych, dla testów przeprowadzonych w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem silnika odnotowano w fazie *low* z wykorzystaniem systemu PEMS A w porównaniu z wynikami uzyskanymi w laboratorium nr 1 i wynosiła ona –18%, co przekładało się na 27 g/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.134). Najmniejszą różnicę odnotowano w fazie *extra high* z wykorzystaniem systemu PEMS A w porównaniu z wynikami uzyskanymi w laboratorium nr 2 i wynosiła ona około 1% (1 g/km różnicy bezwzględnej). W perspektywie całego testu największą różnicę zauważono dla systemu PEMS A w odniesieniu do systemu laboratoryjnego nr 1 i wynosiła ona niecałe –1,5% (1,7 g/km wartości bezwzględnej), natomiast najmniejszą – dla systemu PEMS A w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 2 i była ona na poziomie około 1% (1 g/km wartości bezwzględnej).

W przypadku liczby drogowej cząstek stałych z wykorzystaniem systemów mobilnych, a pomiarami z użyciem worków pomiarowych, dla testów przeprowadzonych w temperaturze 14 °C z ciepłym rozruchem silnika, największą różnicę względną odnotowano w fazie *high* z zastosowaniem systemu PEMS A w odniesieniu do wyników otrzymanych w laboratorium nr 2 i wynosiła ona 33%, co przekładało się na $4,0 \cdot 10^{10}$ 1/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.135). Najmniejsza różnica względna charakteryzowała fazę *extra high* i miało to miejsce z zastosowaniem systemu PEMS B w odniesieniu do rezultatów otrzymanych w laboratorium nr 1 i wynosiła ona około –1% ($5,9 \cdot 10^8$ 1/km różnicy bezwzględnej). Dla całego testu maksymalną różnicę zauważono dla systemu PEMS A względem systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona około –24% ($4,7 \cdot 10^{10}$ 1/km różnicy bezwzględnej), z kolei najmniejszą – dla systemu PEMS B w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 2 i przyjęła ona wartość około 7% , co oznacza $1,3 \cdot 10^{10}$ 1/km różnicy bezwzględnej.

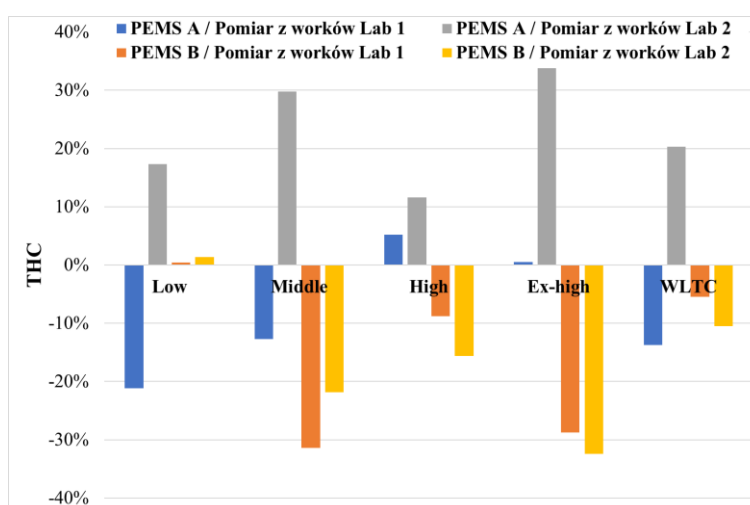


Rys. 5.134. Różnica względna emisji drogowej dwutlenku węgla w teście WLTC przeprowadzonych w temperaturze 14 °C dla ciepłego rozruchu silnika



Rys. 5.135. Różnica względna liczby drogowej cząstek stałych w teście WLTC przeprowadzonych w temperaturze 14 °C dla ciepłego rozruchu silnika

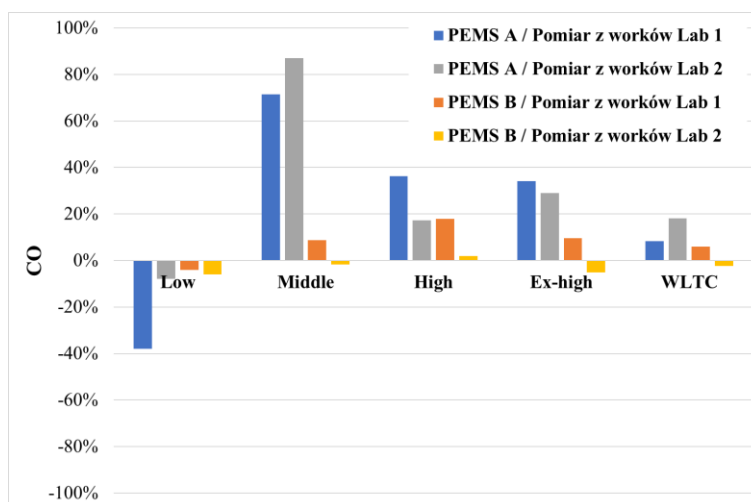
Maksymalną różnicę względną emisji drogowej węglowodorów z wykorzystaniem systemów mobilnych, a pomiarami z użyciem worków pomiarowych, dla testów przeprowadzonych w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem silnika, odnotowano w fazie *extra high* dla pomiaru z wykorzystaniem systemu PEMS A, w porównaniu z wynikami uzyskanymi w laboratorium nr 2 i wynosiła ona niecałe 35%, co przekładało się na 5 mg/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.136). Najmniejszą różnicę zauważono w fazie *low* dla rezultatów otrzymanych z wykorzystaniem systemu PEMS B, w porównaniu z wynikami uzyskanymi w laboratorium nr 1 i wynosiła ona około 1%. W perspektywie całego testu największą różnicę odnotowano dla systemu PEMS A w porównaniu do pomiarów przeprowadzonych z zastosowaniem systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona około 20% (5 mg/km wartości bezwzględnej), natomiast najmniejszą – dla systemu PEMS B względem systemu laboratoryjnego nr 1 i była ona na poziomie około -5% (1,5 mg/km wartości bezwzględnej).



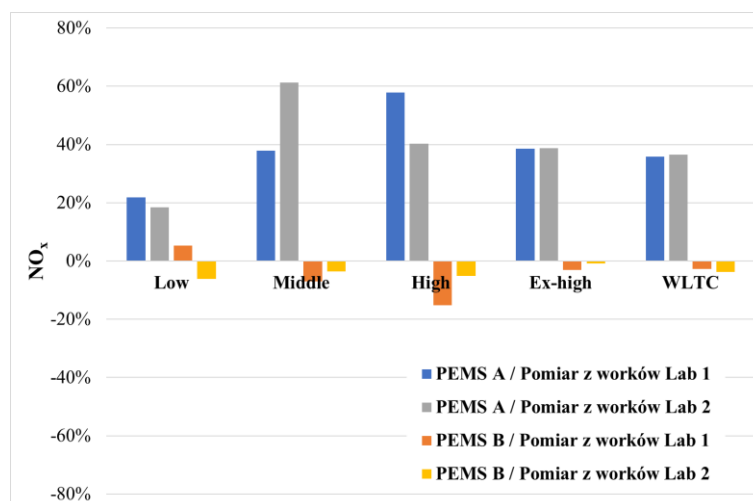
Rys. 5.136. Różnica względna emisji drogowej węglowodorów w teście WLTC przeprowadzonych w temperaturze 23 °C dla zimnego rozruchu silnika

Pomiędzy wartościami emisji drogowej tlenku węgla z wykorzystaniem systemów mobilnych oraz z użyciem worków pomiarowych, dla testów przeprowadzonych, w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem silnika, maksymalną różnicą względną charakteryzowała się faza *middle* w przypadku pomiaru z użyciem systemu PEMS A w odniesieniu do wyników otrzymanych w laboratorium nr 2 i wynosiła 87%, co przekładało się na 46 mg/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.137). Najmniejszą różnicą wyróżniała się w faza *middle* dla pomiaru z zastosowaniem systemu PEMS B w porównaniu do wyników uzyskanych w laboratorium nr 2 i wynosiła około -2% (niecały 1 mg/km różnicy bezwzględnej). W łącznym ujęciu testu największą różnicą cechował się system PEMS A względem pomiarów dokonanych z wykorzystaniem systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła około 18% (30,5 mg/km wartości bezwzględnej), z kolei najmniejszą – system PEMS B w odniesieniu do systemu laboratoryjnego nr 2 i była ona na poziomie około -2% (4 mg/km wartości bezwzględnej).

Maksymalną różnicę względną pomiędzy emisją drogową tlenków azotu z wykorzystaniem systemów mobilnych, a pomiarami z użyciem worków pomiarowych, dla testów przeprowadzonych w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem silnika zauważono w fazie *middle* z użyciem systemu PEMS A, w odniesieniu do wyników uzyskanych w laboratorium nr 2 i wynosiła ona 61%, co przekładało się na niecałe 7 mg/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.138). Najmniejszą różnicą względną charakteryzowała się faza *extra high* z użyciem systemu PEMS B, w porównaniu do wyników uzyskanych w laboratorium nr 2 i wynosiła ona około -1% (0,1 mg/km różnicy bezwzględnej). Dla całego testu największą różnicę zauważono dla systemu PEMS A, w odniesieniu do pomiarów wykonanych z użyciem systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona około 37% (4 mg/km wartości bezwzględnej), natomiast najmniejszą – dla systemu PEMS B w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 1 i była ona na poziomie około -3%, 0,4 mg/km wartości bezwzględnej.

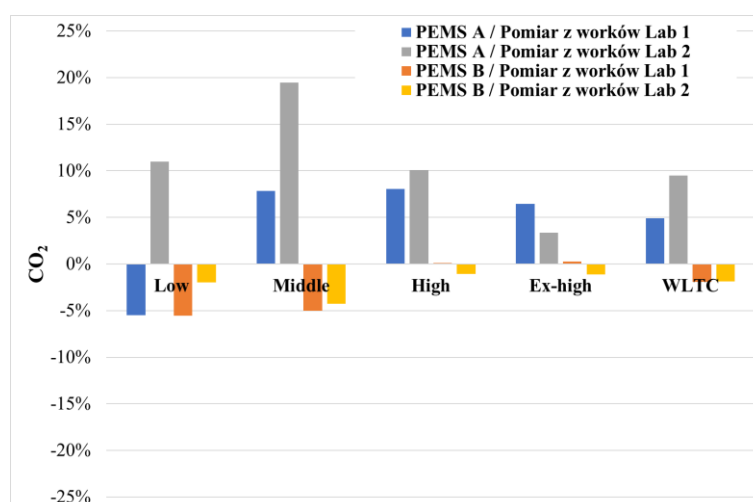


Rys. 5.137. Różnica względna emisji drogowej tlenku węgla w teście WLTC przeprowadzonych w temperaturze 23 °C dla zimnego rozruchu silnika



Rys. 5.138. Różnica względna emisji drogowej tlenków azotu w teście WLTC przeprowadzonych w temperaturze 23 °C dla zimnego rozruchu silnika

Pomiędzy wynikami emisji drogowej dwutlenku węgla z wykorzystaniem systemów mobilnych oraz z użyciem worków pomiarowych, dla testów przeprowadzonych, w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem silnika, maksymalną różnicę względną odnotowano w fazie *middle* dla pomiaru z wykorzystaniem systemu PEMS A, w porównaniu z wynikami uzyskanymi w laboratorium nr 2 i wynosiła ona 19%, co przekładało się na 19 g/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.139). Najmniejszą różnicę odnotowano w fazie *high* dla pomiaru z wykorzystaniem systemu PEMS B w porównaniu z wynikami uzyskanymi w laboratorium nr 1 i wynosiła ona poniżej 0,5% (0,1 g/km różnicy bezwzględnej). W perspektywie całego testu największą różnicę zauważono dla systemu PEMS A, w odniesieniu do systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona około 9% (11 g/km wartości bezwzględnej), natomiast najmniejszą – dla systemu PEMS B, w porównaniu do obu systemów laboratoryjnych i była ona na poziomie około -2%, 2 g/km wartości bezwzględnej.

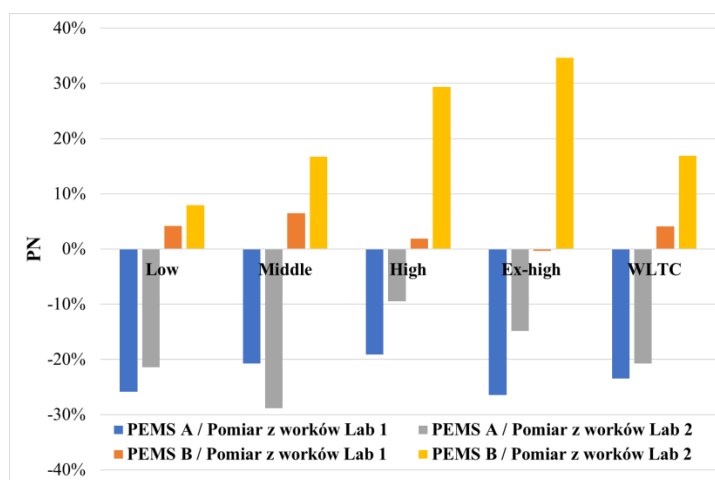


Rys. 5.139. Różnica względna emisji drogowej dwutlenku węgla w teście WLTC w 23 °C z zimnym rozruchem

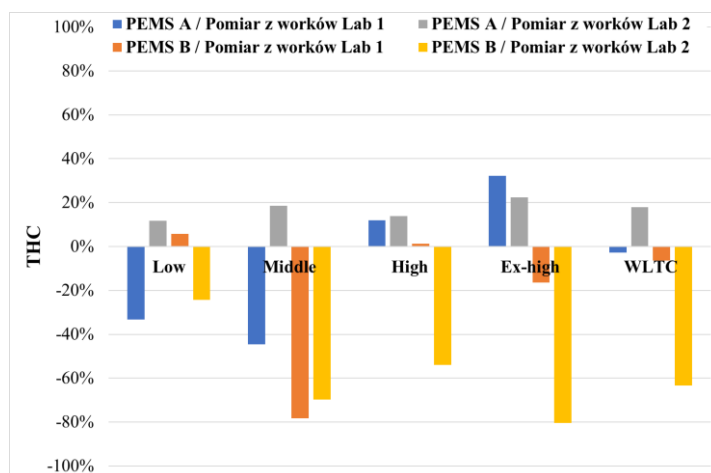
Największą różnicę względną między wynikami liczby drogowej cząstek stałych z wykorzystaniem systemów mobilnych, a pomiarami z użyciem worków pomiarowych, dla te-

stów przeprowadzonych, w temperaturze 23 °C z zimnym rozruchem silnika, odnotowano w fazie *extra high* z wykorzystaniem systemu PEMS B w porównaniu do wyników otrzymanych w laboratorium nr 2 i wynosiła ona 34%, co przekładało się na $3,7 \cdot 10^{10}$ 1/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.140). Najmniejsza różnica względna charakteryzowała fazę *extra high* i miało to miejsce z zastosowaniem systemu PEMS B w odniesieniu do rezultatów otrzymanych w laboratorium nr 2 i wynosiła ona -1% ($3,8 \cdot 10^8$ 1/km różnicy bezwzględnej). Dla całego testu maksymalną różnicę zauważono dla systemu PEMS A względem systemu laboratoryjnego nr 1 i wynosiła ona około -23% ($9,6 \cdot 10^{10}$ 1/km różnicy bezwzględnej), z kolei najmniejszą – dla systemu PEMS B w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 1 i przyjęła ona wartość około 4% ($1,7 \cdot 10^{10}$ 1/km różnicy bezwzględnej).

Pomiędzy wynikami emisji drogowej węglowodorów z wykorzystaniem systemów mobilnych i z użyciem worków pomiarowych, dla testów przeprowadzonych w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem silnika, odnotowano największą różnicę względną w fazie *extra high* z wykorzystaniem systemu PEMS B, w odniesieniu do wyników uzyskanych w laboratorium nr 2 i wynosiła ona -80% (niecałe 3 mg/km różnicy bezwzględnej, rysunek 5.141). Najmniejszą różnicę odnotowano w fazie *high* u z wykorzystaniem systemu PEMS B w porównaniu z wynikami uzyskanymi w laboratorium nr 2 i wynosiła ona 1,5% (około 0,2 mg/km różnicy bezwzględnej). W perspektywie całego testu największą różnicę zauważono dla systemu PEMS B, w odniesieniu do pomiarów przeprowadzonych z użyciem systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona około -63% (4,8 mg/km wartości bezwzględnej), z kolei najmniejszą – dla systemu PEMS A względem systemu laboratoryjnego nr 1 i była ona równa około -3% (0,4 mg/km wartości bezwzględnej).

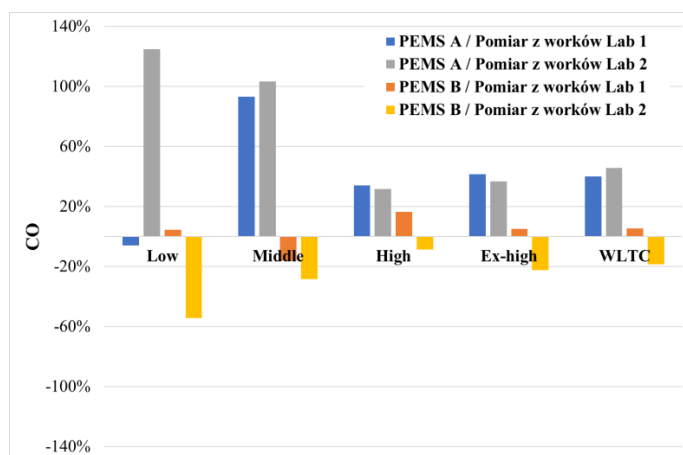


Rys. 5.140. Różnica względna liczby drogowej cząstek stałych w teście WLTC przeprowadzonych w temperaturze 23 °C dla zimnego rozruchu silnika



Rys. 5.141. Różnica względna emisji drogowej węglowodorów w teście WLTC przeprowadzonych w temperaturze 23 °C dla ciepłego rozruchu silnika

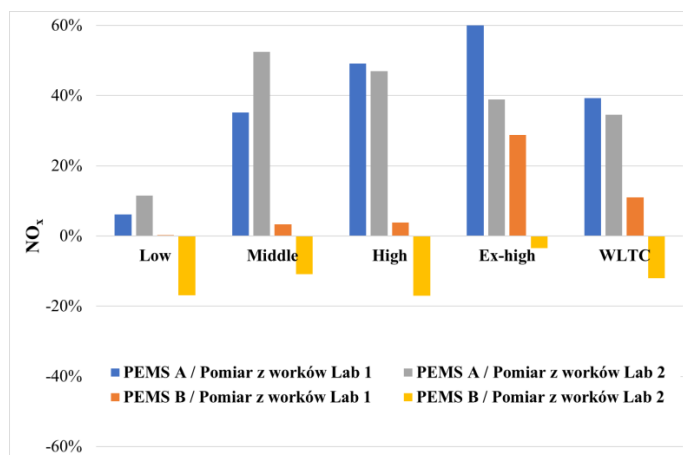
Maksymalną różnicę względną pomiędzy wynikami emisji drogowej tlenku węgla z wykorzystaniem systemów mobilnych i z użyciem worków pomiarowych, dla testów przeprowadzonych w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem silnika zauważono w fazie *low* z zastosowaniem systemu PEMS A w odniesieniu do wyników uzyskanych w laboratorium nr 2 i wynosiła ona 125%, co przekładało się na 50 mg/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.142). Najmniejszą różnicę względną odnotowano w fazie *low* z użyciem systemu PEMS B w porównaniu z wynikami otrzymanymi w laboratorium nr 1 i wynosiła ona około 5% (7 mg/km różnicy bezwzględnej). Dla całego testu największą różnicę zauważono dla systemu PEMS A w odniesieniu do systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona około 45% (55 mg/km wartości bezwzględnej), natomiast najmniejszą – dla systemu PEMS B w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 1 i była ona na poziomie około 5% (7,5 mg/km wartości bezwzględnej).



Rys. 5.142. Różnica względna emisji drogowej tlenku węgla w teście WLTC przeprowadzonych w temperaturze 23 °C dla ciepłego rozruchu silnika

Dla emisji drogowej tlenków azotu z wykorzystaniem systemów mobilnych i z użyciem worków pomiarowych, dla testów przeprowadzonych w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem silnika, największą różnicę względną pomiędzy pomiarami odnotowano w fazie *extra high* dla systemu PEMS A w porównaniu z wynikami uzyskanymi w laboratorium

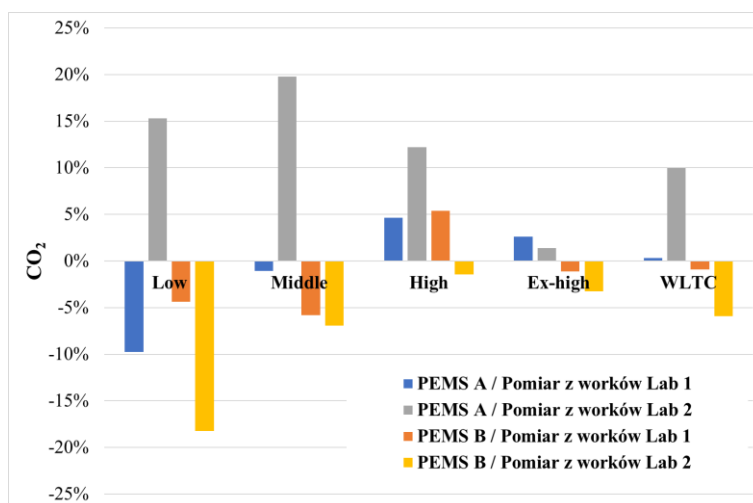
nr 1 i wynosiła ona 66%, co przekładało się na 9 mg/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.143). Najmniejszą różnicę odnotowano w fazie *low* dla systemu PEMS B w porównaniu z wynikami uzyskanymi w laboratorium nr 1 i wynosiła ona około 0,5% (0,1 mg/km różnicy bezwzględnej). W perspektywie całego testu największą różnicę zauważono dla systemu PEMS A w odniesieniu do systemu laboratoryjnego nr 1 i wynosiła ona około 40% (5,5 mg/km wartości bezwzględnej), natomiast najmniejszą – dla systemu PEMS B względem systemu laboratoryjnego nr 1 i była ona na poziomie około 11% (1,5 mg/km wartości bezwzględnej).



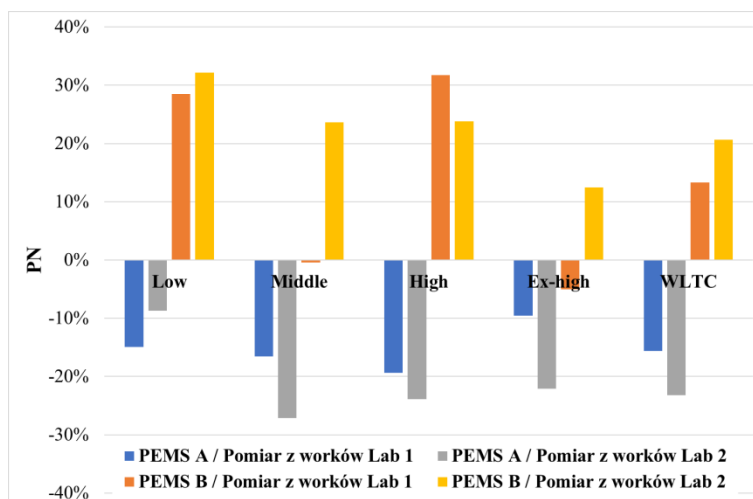
Rys. 5.143. Różnica względna emisji drogowej tlenków azotu w teście WLTC przeprowadzonych w temperaturze 23 °C dla ciepłego rozruchu silnika

Największą różnicę względną pomiędzy wynikami emisji drogowej dwutlenku węgla z wykorzystaniem systemów mobilnych i z użyciem worków pomiarowych, dla testów przeprowadzonych w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem silnika odnotowano w fazie *middle* dla systemu PEMS A w porównaniu do wyników otrzymanych w laboratorium nr 2 i wynosiła ona 19%, co przekładało się na 21 g/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.144). Najmniejsza różnica względna charakteryzowała fazę *middle* i miało to miejsce z zastosowaniem systemu PEMS A w odniesieniu do rezultatów otrzymanych w laboratorium nr 1 i wynosiła ona około -1% (1 g/km różnicy bezwzględnej). Dla całego testu maksymalną różnicę zauważono dla systemu PEMS A względem systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona około 10% (11 g/km różnicy bezwzględnej), z kolei najmniejszą – dla systemu PEMS A w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 1 i przyjęła ona wartość poniżej 1% (0,4 g/km wartości bezwzględnej).

Pomiędzy wartościami liczby drogowej cząstek stałych z wykorzystaniem systemów mobilnych i z użyciem worków pomiarowych, dla testów przeprowadzonych w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem silnika, maksymalną różnicę względną zauważono w fazie *low* dla systemu PEMS B w odniesieniu do wyników uzyskanych w laboratorium nr 1 i wynosiła ona 32%, co przekładało się na $7,15 \cdot 10^{10}$ 1/km różnicy bezwzględnej (rysunek 5.145). Najmniejszą różnicę względną odnotowano w fazie *middle* w przypadku systemu PEMS B w porównaniu z wynikami otrzymanymi w laboratorium nr 1 i wynosiła ona około 1% ($1,36 \cdot 10^9$ 1/km różnicy bezwzględnej). Dla całego testu największą różnicę zauważono dla systemu PEMS A w odniesieniu do systemu laboratoryjnego nr 2 i wynosiła ona około -23% ($4,18 \cdot 10^{10}$ 1/km wartości bezwzględnej), natomiast najmniejszą dla systemu PEMS B w porównaniu do systemu laboratoryjnego nr 1 i była ona na poziomie około 13%, $2,55 \cdot 10^{10}$ 1/km wartości bezwzględnej.



Rys. 5.144. Różnica względna emisji drogowej dwutlenku węgla w teście WLTC przeprowadzonych w temperaturze 23 °C dla ciepłego rozruchu silnika



Rys. 5.145. Różnica względna liczby drogowej cząstek stałych w teście WLTC przeprowadzonych w temperaturze 23 °C dla ciepłego rozruchu silnika

6. Podsumowanie i wnioski

6.1. Podsumowanie

Współcześnie coraz większe znaczenie ma jest problematyka zagrożeń spowodowanych przez stale pogarszającą się jakość środowiska. Jej bezpośrednią konsekwencją jest zwiększający się negatywny wpływ na zdrowie i życie ludzi. Dzięki podpisaniu Porozumienia Paryskiego większość krajów przyjęła zobowiązanie odnośnie ochrony klimatu, wyznaczając globalny plan działań na rzecz ograniczenia postępujących zmian środowiskowych. Jedną z kluczowych przyczyn tego typu problemów jest powszechne stosowanie paliw kopalnych w celach energetycznych. Światowe zapotrzebowanie na energię pierwotną w około 80% jest pokrywane przez paliwa kopalne. Sektor transportu zużywa około 20% globalnego zapotrzebowania na energię, a jego potrzeby są prawie całkowicie zaspokajane przez paliwa kopalne (około 95%) oraz zdominowane przez produkty ropopochodne (około 90%). Z roku na rok zauważalnym jest ciągły wzrost zużycia paliw w transporcie oraz stałe zwiększanie się liczby eksploatowanych pojazdów. W szczególności pojazdy lekkie, w tym samochody osobowe, reprezentują znaczną część (około 50%) zapotrzebowania na energię w tym sektorze. Niezbędnymi stają się zatem badania, mające na celu ocenę poziomu i składu emisji szkodliwych składników spalin pojazdów samochodowych.

Postępowanie analityczne zrealizowane w ramach niniejszej rozprawy doktorskiej umożliwiło sformułowanie **wniosek o charakterze merytorycznym**, które ściśle korespondują z celem badań.

Zasadniczy cel pracy zrealizowano przez ocenę mobilnych systemów pomiarów emisji spalin w warunkach laboratoryjnych, na hamowni podwoziowej. Dla jego osiągnięcia:

- przeprowadzono analizę aktualnego stanu wiedzy oraz techniki z obszaru badania emisji związków szkodliwych spalin; w jej ramach omówiono problematykę wymogów prawnych dotyczących badania emisji związków szkodliwych spalin, rozważono specyfikę badań emisji spalin w rzeczywistych warunkach jazdy oraz przybliżono metody badań laboratoryjnych emisji związków szkodliwych z wykorzystaniem hamowni podwoziowych i systemów mobilnych (rozdział 2);
- przybliżono autorską metodologię oceny mobilnych systemów pomiarów emisji spalin w warunkach laboratoryjnych na hamowni podwoziowej oraz dokonano doboru obiektów analiz (Fiat 500 i Volkswagen Golf VI) (rozdział 4);
- zastosowano autorską metodę badań na wybranych przykładach i omówiono otrzymane wyniki. Badaniom poddano dwa mobilne systemy PEMS A i PEMS B w dwóch różnych laboratoriach laboratoryjnych w testach WLTC; badania były przeprowadzane w różnych warunkach temperaturowych (14 °C i 23 °C) oraz w różnych stanach cieplnych silnika, tj. z zimnego rozruchu oraz ciepłym rozruchem; w czasie testów mierzono następujące składniki spalin: węglowodorów, tlenku węgla, tlenków azotu, dwutlenku węgla oraz PN. Ocenie poddano wyniki emisji drogowej oraz przebiegi ciągłe z pomiarów spalin rozcieńczonych i nierozcieńczonych; w ramach systemów laboratoryjnych wykorzystano dwie metody pomiarowe: pomiar z worków pomiarowych oraz pomiar ciągły spalin rozcieńczonych; w ramach systemów mobilnych możliwym było zastosowanie jednej metody pomiaru – metody pomiaru ciągłego spalin nierozcieńczonych; do analizy wyników z systemów mobilnych wykorzystano dane OBD pobierane przez system PEMS A wszystkie oceniane testy zostały wykonane bezbłędnie przez tego samego kierowcę (rozdział 5);

- na podstawie uzyskanych rezultatów sformułowano wnioski ogólne oraz szczegółowe, jak również wyznaczono kierunki dalszych badań (rozdział 6).

6.2. Wnioski ogólne

Na podstawie wyników otrzymanych dzięki zastosowaniu autorskiej metody oceny mobilnych systemów pomiarów emisji s związków szkodliwych spalin w warunkach laboratoryjnych, na hamowni podwoziowej sformułowano następujące **wnioski o charakterze ogólnym**:

- systemy mobilne cechują się mniejszą dokładnością w zakresie pomiarów węglowodorów, tlenku węgla, tlenków azotu, dwutlenku węgla oraz PN w porównaniu do systemów laboratoryjnych; zestawienie parametrów uzyskanych w laboratorium z wykorzystaniem worków pomiarowych i dzięki zastosowaniu metody ciągłej spalin rozcieńczonych pokazuje, że wyniki pomiarów z systemów mobilnych są bliższe rezultatom otrzymywanym z pomiaru ciągłego w systemach laboratoryjnych;
- dla systemów mobilnych niepewność pomiaru typu A jest większa niezależnie od temperatury otoczenia oraz stanu cieplnego silnika samochodu badanego;
- systemy mobilne wyróżniają się mniejszą powtarzalnością pomiarową;
- analizator NDUV służący do pomiarów emisji tlenków azotu cechuje się mniejszą dokładnością pomiarową w porównaniu do analizatora CLD;
- elektrostatyczny licznik cząstek stałych wyróżnia się mniejszą dokładnością pomiarową w porównaniu do kondensacyjnego licznika cząstek stałych;
- oba zastosowane systemy mobilne wyróżniają się większą dokładnością pomiarową dla oceny emisji węglowodorów, tlenku węgla, tlenków azotu gdy badamy pojazd rozpoczynając test z zimnym rozruchem, ponieważ emisja tych związków była wyższa w porównaniu do ciepłego rozruchu; pozostałe składniki czyli dwutlenku węgla i PN nie wykazały większych różnic w dokładności pomiaru w zależności od tego czy badania były prowadzone z zimnego czy z ciepłym rozruchem;
- w przeprowadzonych badaniach temperatura otoczenia nie miała istotnego wpływu na dokładność pomiaru emisji spalin przez systemy mobilne;
- dla systemu mobilnego PEMS A najmniejszą dokładność pomiaru odnotowano dla tlenku węgla i tlenków azotu, a największa różnica wynosiła w przypadku: tlenku węgla: 49,97% w porównaniu z wynikami uzyskanymi z zastosowaniem systemu laboratoryjnego 2, w temperaturze 23 °C, przy ciepłym rozruchu silnika, tlenków azotu: 49,04% w porównaniu z wynikami uzyskanymi z zastosowaniem systemu laboratoryjnego 1, w temperaturze 14 °C, przy zimnym rozruchu silnika.

Najdokładniejszy pomiar odnotowano dla emisji drogowej dwutlenku węgla w teście prowadzonym w 14 °C z zimnym rozruchem, w porównaniu z wynikami uzyskanymi z zastosowaniem systemu laboratoryjnego 2 i wynosi 0,06%.

- dla systemu PEMS B najmniejszą dokładność pomiaru odnotowano dla emisji drogowej węglowodorów, a największa różnica została odnotowana w porównaniu z wynikami uzyskanymi z zastosowaniem systemu laboratoryjnego 2, w temperaturze 23 °C z ciepłym rozruchem i wyniosła 63,43%. Najdokładniejszy wynik miał z kolei miejsce dla emisji drogowej tlenku węgla w porównaniu z wynikami uzyskanymi z zastosowaniem systemu laboratoryjnego 2 i wynosił 0,18%,
- otrzymane wyniki badań z pomiarów w warunkach systemów PEMS A i B są bardziej zbliżone do pomiarów z laboratorium 1, a rozbieżności wyników z pomiarów laborato-

ryjnych i mobilnych zawierają się w przedziale od kilku do kilkunastu mg/km, co jest stanem akceptowalnym.

6.3. Wnioski szczegółowe

Na podstawie uzyskanych wyników badań, sformułowano również następujące **wnioski o charakterze szczegółowym**:

- 1) dla analiz wykonywanych w temperaturze 23 °C z zastosowaniem systemu laboratoryjnego nr 1, stwierdzono, że:
 - różnica bezwzględna stężenia liczby cząstek stałych dla systemu PEMS A wynosiła $1,01 \cdot 10^{10}$ 1/cm³, a dla systemu PEMS B – $6,32 \cdot 10^{10}$ 1/cm³, co przekładało się odpowiednio na około 24% i około 15% różnicy względnej w stosunku do pomiaru stężenia liczby cząstek stałych z zastosowaniem systemu laboratoryjnego 1;
 - różnica względna na poziomie około 4% dla wartości emisji drogowej tlenku węgla oraz około 32% dla wartości emisji drogowej tlenków azotu, przekładała się na wartość 8 mg/km dla emisji drogowej tlenku węgla oraz 4,6 mg/km dla emisji drogowej tlenków azotu w przypadku z systemu PEMS A; dla systemu PEMS B największa różnica względna kształtowała się na poziomie około 30% dla emisji drogowej węglowodorów, a najmniejsza wynosiła około 13% dla emisji drogowej tlenków azotu, co dawało odpowiednio 8,9 mg/km dla emisji drogowej węglowodorów i 18 mg/km dla emisji drogowej tlenków azotu;
 - różnice względne emisji drogowej dwutlenku węgla przyjmowały wartość kilku procent dla obu systemów, co przekładało się na 4 g/km i 2,4 g/km różnicy bezwzględnej odpowiednio dla systemu PEMS A i B;
 - różnica w przebiegowym zużyciu paliwa nie przekraczała 0,2 dm³/100 km;
- 2) dla analiz wykonywanych w temperaturze 23 °C z zastosowaniem systemu laboratoryjnego 2, stwierdzono, że:
 - różnica względna liczby drogowej cząstek stałych wynosiła około 25% dla systemu PEMS A i około 30% dla systemu PEMS B, co przekładało się na różnicę bezwzględną na poziomie $6,0 - 7,5 \cdot 10^{10}$ 1/cm³ w stosunku do pomiaru z zastosowaniem systemu laboratoryjnego 2;
 - emisja drogowa dwutlenku węgla była większa o 9,71 g/km dla systemu PEMS A oraz 0,4 g/km dla systemu PEMS B, co przekładało się odpowiednio na około 8% i 0,3% większe wartości, natomiast zużycie paliwa w obu przypadkach nie przekraczało 2%;
 - największa różnica bezwzględna dla systemu PEMS A wynosiła około 30 mg/km dla emisji drogowej tlenku węgla, co przekładało się na różnicę względną na poziomie 17%;
 - odnotowana dla systemu PEMS A 35% różnica względna dla emisji drogowej tlenków azotu przekłada się na różnicę bezwzględną na poziomie 4 mg/km;
 - emisja drogowa węglowodorów dla systemu PEMS B była o około 11 mg/km mniejsza w stosunku do pomiaru z zastosowaniem systemu laboratoryjnego, co daje różnicę względną na poziomie około 50%;
 - różnica w wartości emisji drogowej tlenków azotu była na tym samym poziomie dla systemu PEMS B;
- 3) dla analiz wykonywanych w temperaturze 14 °C z zastosowaniem systemu laboratoryjnego 1, stwierdzono, że:

- różnica względna liczby drogowej cząstek stałych była na poziomie 39% dla systemu PEMS A, natomiast dla systemu PEMS B było to około 1,5%;
 - dla systemu PEMS A różnica względna dla emisji drogowej węglowodorów, tlenku węgla i tlenków azotu wynosiła odpowiednio około 8%, około 2% oraz 38%, co przekładało się na różnicę bezwzględną na poziomie kilku mg/km, natomiast różnica względna w pomiarach emisji drogowej dwutlenku węgla oraz zużycia paliwa nie przekraczała 2,5%;
 - dla systemu PEMS B różnica względna dla emisji drogowej węglowodorów, tlenku węgla i tlenków azotu była na poziomie kilku procent, co dało odpowiednio różnicę bezwzględną w mg/km dla węglowodorów – 1,84, tlenku węgla – 16,86 oraz tlenków azotu – 0,12. W przypadku emisji drogowej dwutlenku węgla oraz pomiaru zużycia paliwa różnica względna nie przekraczała 4%;
- 4) dla analiz wykonywanych w temperaturze 14 °C z zastosowaniem systemu laboratoryjnego 2, stwierdzono, że:
- różnica względna liczby drogowej cząstek stałych dla systemu PEMS A wynosiła 34% a dla systemu PEMS B około 23%;
 - różnica względna dla emisji drogowej węglowodorów i tlenku węgla wynosiła kilka procent, co odpowiadało różnicy bezwzględnej na poziomie kilku mg/km, natomiast różnica względna emisji drogowej tlenków azotu wynosiła 55%, co przełożyło się na 5,8 mg/km różnicy bezwzględnej;
 - różnice względne dla emisji drogowej węglowodorów, tlenku węgla i tlenków azotu przyjmowały wartości na poziomie od 10% do 26%, co dało różnice bezwzględne w zakresie od 1,5 mg/km do 22 mg/km;
 - w obu przypadkach różnica względna emisji drogowej dwutlenku węgla oraz zużycia paliwa nie przekraczała 3%.

Zgodnie z powyższym można **potwierdzić przyjętą hipotezę badawczą** zakładającą, że systemy mobilne przeznaczone do pomiarów związków szkodliwych w spalinach pozwalają na przeprowadzenie wiarygodnych badań, a otrzymane wyniki są porównywalne do tych uzyskiwanych podczas analiz z wykorzystaniem systemów laboratoryjnych, szczególnie do pomiaru ciągłego. Jednak w przypadku obu ocenianych systemów mobilnych, koniecznym jest wprowadzenie zmian w ich konstrukcji, które będą miały na celu zwiększenie dokładności pomiaru.

6.4. Wnioski metodyczne

Przedstawione w niniejszej rozprawie postępowanie analityczne umożliwiło także sformułowanie **wniośków o charakterze metodycznym**. Zrealizowanie przyjętego celu badawczego pozwala uznać jako słuszne zastosowanie przyjętej, autorskiej metody badań i ocenę jej jako poprawnej. Zaproponowana metodyka badawcza pozwoliła na porównanie wielkości emisji wybranych substancji szkodliwych zawartych w spalinach samochodowych z wykorzystaniem laboratoryjnych i mobilnych systemów pomiarowych. Umożliwiło to zrealizowanie kompleksowej oceny mobilnych systemów pomiarów emisji spalin w warunkach laboratoryjnych na hamowni podwoziowej.

Uzyskane efekty badań mogą zostać wykorzystane w praktyczny sposób. Z tego powodu sformułowano również **wnioski o charakterze aplikacyjnym**. Otrzymane wyniki mogą być wykorzystane przez podmioty projektujące i eksploatujące systemy mobilne służące do pomiaru emisji szkodliwych substancji zawartych w spalinach samochodowych. W

szerszej perspektywie, dzięki możliwości prowadzenia badań w warunkach rzeczywistych, mogą się one przyczynić do bardziej zrównoważonego projektowania zespołów roboczych samochodów osobowych, a w szczególności ich silników. Uzyskane wyniki mogą także zostać skomercjalizowane, np. w formie usług doradczych, przeznaczonych dla firm chcących zwiększyć swoją konkurencyjność na rynku m.in. poprzez wprowadzenie innowacyjnych, bardziej efektywnych, przyjaznych dla środowiska wyrobów, wpisujących się w główne założenia zrównoważonego rozwoju. Stosunkowo prosta procedura badawcza pozwala na upowszechnienie tego typu rodzaju usług również w obszarze małych i średnich przedsiębiorstw.

6.5. Wnioski perspektywiczne, kierunki dalszych działań

Sposób w jaki środki transportu oddziałują na otoczenie jest bardzo złożony, a ocena środowiskowych skutków tego wpływu skomplikowana. Badania zaprezentowane w ramach niniejszej rozprawy nie rozwiązują wszystkich problemów i nie dają odpowiedzi na wszystkie pytania nasuwające się w obszarze budowy oraz eksploatacji systemów mobilnych przeznaczonych do pomiarów związków szkodliwych w spalinach. W związku z tym jako **kierunki dalszych prac** przyjęto:

- dalsze, bardziej szczegółowe analizy porównawcze wykonane na większej liczbie samochodów z silnikami zarówno o zapłonie samoczynnym, jak i o zapłonie iskrowym (w tym również zasilane paliwami gazowymi LPG czy CNG) oraz z silnikami o różnej objętości skokowej,
- badania porównawcze prowadzone zarówno w temperaturach niższych niż 14 °C, jak i wyższych niż 23 °C,
- analizę niepewności pomiarów emisji spalin w rzeczywistych warunkach drogowych, w porównaniu do niepewności pomiarów emisji spalin w warunkach laboratoryjnych,
- przebadanie większej liczby systemów mobilnych nowszych generacji.

Literatura

- [1] Kasab J.J., Strzelec A., Automotive Emissions Regulations and Exhaust Aftertreatment Systems, SAE International 2020
- [2] Hooftman N, Messagie M, Van Mierlo J, Coosemans T. A review of the European passenger car regulations – Real driving emissions vs local air quality [Internet]. T. 86, Renewable and Sustainable Energy Reviews. Elsevier BV; 2018. s. 1–21. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2018.01.012>
- [3] Twigg MV. Progress and future challenges in controlling automotive exhaust gas emissions [Internet]. T. 70, Applied Catalysis B: Environmental. Elsevier BV; 2007. s. 2–15. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apcatb.2006.02.029>
- [4] Faver C., Demuynck J., Bosteels D., EMISSIONS CONTROL TECHNOLOGIES TO MEET CURRENT AND FUTURE EUROPEAN VEHICLE EMISSIONS LEGISLATION, Association for Emissions Control by Catalyst (AECC), Kwiecień 2016
- [5] Bielaczyc P., Szczotka A., Klimkiewicz D., Wpływ analizatorów spalin na wyniki emisji oraz analiza możliwości zwiększenia dokładności pomiarów emisji gazowych związków szkodliwych spalin przez zastosowanie nowoczesnych analizatorów pod kątem badania, samochodów o bardzo niskiej emisji, TTS Technika Transportu Szybnego, Grudzień 2015
- [6] European Parliament, Directorate-General for Internal Policies of the Union, Paquel K, Fergusson M, Colsa A, Hayes C, Schweitzer J, Ohlendorf J et al. Comparative study on the differences between the EU and US legislation on emissions in the automotive sector. Publications Office; 2016. Available from: [doi/10.2861/503165](https://doi.org/10.2861/503165)
- [7] Directive 70/220/EEC of 20 March 1970 on the Approximation of the Laws of the Member States Relating to Measures to be Taken Against Air Pollution by Emissions from Motor Vehicles as last Amended by Commission Directive 2003/76/EC of 11 August 2003
- [8] Marotta A, Pavlovic J, Ciuffo B, Serra S, Fontaras G. Gaseous Emissions from Light-Duty Vehicles: Moving from NEDC to the New WLTP Test Procedure [Internet]. T. 49, Environmental Science & Technology. American Chemical Society (ACS); 2015. s. 8315–22. Available from: <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b01364>
- [9] World Wide Fuel Charter, Grudzień 2002
- [10] Bielaczyc P., Analiza rozwoju regulacji prawnych dotyczących ograniczania emisji związków szkodliwych spalin z pojazdów samochodowych w Europie i USA oraz wybrane metody ograniczania emisji - stan na rok 2003, VI Międzynarodowa Konferencja pt."Rozwój technologii paliw na świecie Dyrektyw Europejskich i Narodowych Uregulowań Normatywnych"., Warszawa 19-20 Maj 2003
- [11] Directive 1999/94/EC of the European Parliament and of the Council of 13 December 1999 relating to the availability of consumer information on fuel economy and CO₂ emissions in respect of the marketing of new passenger cars

- [12] Pelkmans L, Debal P. Comparison of on-road emissions with emissions measured on chassis dynamometer test cycles [Internet]. T. 11, Transportation Research Part D: Transport and Environment. Elsevier BV; 2006. s. 233–41. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.trd.2006.04.001>
- [13] BIELACZYC P, KLIMKIEWICZ D, WOODBURN J, SZCZOTKA A. Exhaust emission testing methods – BOSMAL’s legislative and development emission testing laboratories [Internet]. T. 178, Combustion Engines. Polish Scientific Society of Combustion Engines; 2019. s. 88–98. Available from: <http://dx.doi.org/10.19206/CE-2019-316>
- [14] https://www.arenaev.com/comparison_of_nedc_epa_and_wltp_cycles-news-419.php
- [15] Martyr AJ, Rogers DR. Chassis dynamometers, rolling roads and hub dynamometers [Internet]. Engine Testing. Elsevier; 2021. s. 265–302. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-821226-4.00010-3>
- [16] Tutuianu M, Bonnel P, Ciuffo B, Haniu T, Ichikawa N, Marotta A, i in. Development of the World-wide harmonized Light duty Test Cycle (WLTC) and a possible pathway for its introduction in the European legislation [Internet]. T. 40, Transportation Research Part D: Transport and Environment. Elsevier BV; 2015. s. 61–75. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.trd.2015.07.011>
- [17] Mock P, Kühlwein J, Tietge U, Franco V, Bandivadekar A, German J. The WLTP: How a new test procedure for cars will affect fuel consumption values in the EU. ICCT White Pap.; 2014.
- [18] Pavlovic J, Marotta A, Ciuffo B. CO2 emissions and energy demands of vehicles tested under the NEDC and the new WLTP type approval test procedures [Internet]. T. 177, Applied Energy. Elsevier BV; 2016. s. 661–70. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.05.110>
- [19] EC Reducing CO2 emissions from passenger cars, Climate Action, Marzec 2017, https://ec.europa.eu/clima/policies/transport/vehicles/cars_en
- [20] "S. Tsiakmakis, G. Fontaras, C. Cubito, J. Pavlovic, K. Anagnostopoulos, B. Ciuffo. From NEDC to WLTP: effect on the type-approval CO2 emissions of light-duty vehicles, JRC Science for Policy Report, Marzec 2017"
- [21] "Weiss M, Bonnel P, Hummel R, Manfredi U, Colombo R, Lanappe G, Le Lijour P, Analyzing on-road emissions of light-duty vehicles with Portable Emission Measurement Systems (PEMS), JRC Scientific and Technical Reports, 2011"
- [22] Weiss M, Bonnel P, Kühlwein J, Provenza A, Lambrecht U, Alessandrini S, i in. Will Euro 6 reduce the NOx emissions of new diesel cars? – Insights from on-road tests with Portable Emissions Measurement Systems (PEMS) [Internet]. T. 62, Atmospheric Environment. Elsevier BV; 2012. s. 657–65. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.08.056>
- [23] Kousoulidou M, Fontaras G, Ntziachristos L, Bonnel P, Samaras Z, Dilara P. Use of portable emissions measurement system (PEMS) for the development and validation of passenger car emission factors [Internet]. T. 64, Atmospheric Environment. Elsevier BV; 2013. s. 329–38. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.09.062>

- [24] May J, Bosteels D, Favre C. An Assessment of Emissions from Light-Duty Vehicles using PEMS and Chassis Dynamometer Testing [Internet]. T. 7, SAE International Journal of Engines. SAE International; 2014. s. 1326–35. Available from: <http://dx.doi.org/10.4271/2014-01-1581>
- [25] O’Driscoll R, ApSimon HM, Oxley T, Molden N, Stettler MEJ, Thiyagarajah A. A Portable Emissions Measurement System (PEMS) study of NOx and primary NO2 emissions from Euro 6 diesel passenger cars and comparison with COPERT emission factors [Internet]. T. 145, Atmospheric Environment. Elsevier BV; 2016. s. 81–91. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.09.021>
- [26] Teffer P. Dieselgate witness contradicts EU commission on test evidence | EUObserver [〈https://euobserver.com/dieselgate/136114〉](https://euobserver.com/dieselgate/136114) [Accessed 17 March 2017].
- [27] "Schöggel, Marco. REAL DRIVING EMISSIONS (RDE), AVL India Seminar May 2018 Challenges for On-Road Tests"
- [28] Bielaczyc P, Woodburn J. Trends in Automotive Emission Legislation: Impact on LD Engine Development, Fuels, Lubricants and Test Methods: a Global View, with a Focus on WLTP and RDE Regulations [Internet]. T. 5, Emission Control Science and Technology. Springer Science and Business Media LLC; 2019. s. 86–98. Available from: <http://dx.doi.org/10.1007/s40825-019-0112-3>
- [29] BIELACZYC P, WOODBURN J. Trends in automotive emissions legislation: impact on LD engine development, fuels, lubricants, and test methods – a global view, with a focus on WLTP and RDE regulations – Summary of the 6th International Exhaust Emissions Symposium (IEES) [Internet]. T. 174, Combustion Engines. Polish Scientific Society of Combustion Engines; 2018. s. 56–65. Available from: <http://dx.doi.org/10.19206/CE-2018-306>
- [30] PAJDOWSKI P, WOODBURN J, BIELACZYC P, PUCHAŁKA B. Development of RDE/ISC test methodology in light of Euro 6d/VI emissions limits [Internet]. T. 178, Combustion Engines. Polish Scientific Society of Combustion Engines; 2019. s. 274–82. Available from: <http://dx.doi.org/10.19206/CE-2019-348>
- [31] Adamiak B, Szczotka A, Woodburn J, Merkisz J. Comparison of exhaust emission results obtained from Portable Emissions Measurement System (PEMS) and a laboratory system [Internet]. Combustion Engines. Polish Scientific Society of Combustion Engines; 2023. Available from: <http://dx.doi.org/10.19206/CE-172818>
- [32] European Commission. Joint Research Centre. Real Driving Emissions (RDE): 2020 assessment of Portable Emissions Measurement Systems (PEMS) measurement uncertainty. [Internet]. LU: Publications Office; 2021. Available from: <https://data.europa.eu/doi/10.2760/440720>
- [33] Commission proposes new Euro 7 standards to reduce pollutant emissions from vehicles and improve air quality, European Commission; Brussels, 10 Listopad 2022
- [34] Commission Regulation (EU) 2023/443 of 8 February 2023 amending Regulation (EU) 2017/1151 as regards the emission type approval procedures for light passenger and commercial vehicles (Text with EEA relevance) <http://data.europa.eu/eli/reg/2023/443/oj>

- [35] Valverde V, Kondo Y, Otsuki Y, Krenz T, Melas A, Suarez-Bertoa R, i in. Measurement of Gaseous Exhaust Emissions of Light-Duty Vehicles in Preparation for Euro 7: A Comparison of Portable and Laboratory Instrumentation [Internet]. T. 16, Energies. MDPI AG; 2023. s. 2561. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/en16062561>
- [36] Zhu L, Henze DK, Bash JO, Cady-Pereira KE, Shephard MW, Luo M, i in. Sources and Impacts of Atmospheric NH₃: Current Understanding and Frontiers for Modeling, Measurements, and Remote Sensing in North America [Internet]. T. 1, Current Pollution Reports. Springer Science and Business Media LLC; 2015. s. 95–116. Available from: <http://dx.doi.org/10.1007/s40726-015-0010-4>
- [37] European Commission Euro 7 Proposal. https://single-market-economy.ec.europa.eu/sectors/automotiveindustry/environmental-protection/emissions-automotive-sector_en2022
- [38] Selleri T, Melas AD, Joshi A, Manara D, Perujo A, Suarez-Bertoa R. An Overview of Lean Exhaust deNO_x Aftertreatment Technologies and NO_x Emission Regulations in the European Union [Internet]. T. 11, Catalysts. MDPI AG; 2021. s. 404. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/catal11030404>
- [39] Martinovic F, Castoldi L, Deorsola FA. Aftertreatment Technologies for Diesel Engines: An Overview of the Combined Systems [Internet]. T. 11, Catalysts. MDPI AG; 2021. s. 653. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/catal11060653>
- [40] Castoldi L. An Overview on the Catalytic Materials Proposed for the Simultaneous Removal of NO_x and Soot [Internet]. T. 13, Materials. MDPI AG; 2020. s. 3551. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/ma13163551>
- [41] Rood S, Eslava S, Manigrasso A, Bannister C. Recent advances in gasoline three-way catalyst formulation: A review [Internet]. T. 234, Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part D: Journal of Automobile Engineering. SAGE Publications; 2019. s. 936–49. Available from: <http://dx.doi.org/10.1177/0954407019859822>
- [42] Selleri T, Gioria R, Melas AD, Giechaskiel B, Forloni F, Mendoza Villafuerte P, i in. Measuring Emissions from a Demonstrator Heavy-Duty Diesel Vehicle under Real-World Conditions—Moving Forward to Euro VII [Internet]. T. 12, Catalysts. MDPI AG; 2022. s. 184. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/catal12020184>
- [43] Suarez-Bertoa R, Gioria R, Selleri T, Lilova V, Melas A, Onishi Y, i in. NH₃ and N₂O Real World Emissions Measurement from a CNG Heavy Duty Vehicle Using On-Board Measurement Systems [Internet]. T. 11, Applied Sciences. MDPI AG; 2021. s. 10055. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/app112110055>
- [44] Suarez-Bertoa R, Selleri T, Gioria R, Melas AD, Ferrarese C, Franzetti J, i in. Real-Time Measurements of Formaldehyde Emissions from Modern Vehicles [Internet]. T. 15, Energies. MDPI AG; 2022. s. 7680. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/en15207680>
- [45] Giechaskiel B, Clairotte M. Fourier Transform Infrared (FTIR) Spectroscopy for Measurements of Vehicle Exhaust Emissions: A Review [Internet]. T. 11, Applied Sciences. MDPI AG; 2021. s. 7416. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/app11167416>

- [46] Joshi A. Euro 7 Proposal – A summary
- [47] Dornoff J. Euro 6e: Changes to the European Union light-duty vehicle type-approval procedure, ICCT POLICY UPDATE, Grudzień 2022
- [48] Commission Regulation (EU) 2023/443 of 8 February 2023 amending Regulation (EU) 2017/1151 as regards the emission type approval procedures for light passenger and commercial vehicles (Text with EEA relevance)
- [49] Commission Regulation (EU) 2017/1151 of 1 June 2017 supplementing Regulation (EC) No 715/2007 of the European Parliament and of the Council on type-approval of motor vehicles with respect to emissions from light passenger and commercial vehicles (Euro 5 and Euro 6) and on access to vehicle repair and maintenance information, amending Directive 2007/46/EC of the European Parliament and of the Council, Commission Regulation (EC) No 692/2008 and Commission Regulation (EU) No 1230/2012 and repealing Commission Regulation (EC) No 692/2008 (Text with EEA relevance), <http://data.europa.eu/eli/reg/2017/1151/oj>
- [50] Worldwide Emissions Standards 2022/2023. Passenger cars and light duty vehicles.
- [51] Commission Regulation (EU) 2018/1832 of 5 November 2018 amending Directive 2007/46/EC of the European Parliament and of the Council, Commission Regulation (EC) No 692/2008 and Commission Regulation (EU) 2017/1151 for the purpose of improving the emission type approval tests and procedures for light passenger and commercial vehicles, including those for in-service conformity and real-driving emissions and introducing devices for monitoring the consumption of fuel and electric energy (Text with EEA relevance.), <http://data.europa.eu/eli/reg/2018/1832/oj>
- [52] Mock P. Changes to the motor vehicle type-approval system in the European Union, The International Council on Clean Transportation, 29 Maj 2018
- [53] Dornoff J. Plug-in hybrid vehicle CO2 emissions: How they are affected by ambient conditions and driver mode selection The International Council on Clean Transportation, 15 Grudzień 2021
- [54] "Plötz P, Moll C, Li Y, Bieker G, Mock P. Real-World Usage of Plug-in Hybrid Electric Vehicles: Fuel Consumption, Electric Driving, and CO2 Emissions, The International Council on Clean Transportation, 27 Wrzesień 2020"
- [55] Plötz P, Link S, Ringelschwendner H, Keller M, Moll C,(Fraunhofer ISI); Bieker G, Dornoff J, Mock P. Real-world usage of plug-in hybrid vehicles in Europe: A 2022 update on fuel consumption, electric driving, and CO2 emissions, The International Council on Clean Transportation, 8 Czerwca 2022
- [56] "Kauffeldt T, Schöggel M. Euro-7 Overview, Challenges and AVL Solutions, AVL India Webinar, 8 Marca 2023"
- [57] Euro 7 New proposal for vehicle emissions type approval in Europe, Presentation at GRPE 87, 12 Stycznia 2023
- [58] Highlights , IRYS, Sierpień 2023
- [59] Euro 7: The new emission standard for light- and heavy-duty vehicles in the European Union, The International Council on Clean Transportation, 13 Marca 2024

- [60] 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)? [Internet]. T. 111, Transportation Research Part A: Policy and Practice. Elsevier BV; 2018. s. 136–47. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tra.2018.02.002>
- [61] AVL AMA I60 Device Description of the Emission Bench. June 2016 AT2519E, Rev. 12
- [62] NO/NO_x Analyzer CLA-750A HORIBA
- [63] NO/NO_x Analyzer CLA-750LE HORIBA
- [64] THC Analyzer FIA-720 HORIBA
- [65] THC Analyzer FIA-725A HORIBA
- [66] Wojnarowicz M. Praca magisterska, Wpływ biokomponentu FAME w paliwie na emisje szkodliwych składników spalin.
- [67] Osiecki J., Gromadowski T., Stępiński B.: Badania pojazdów samochodowych i ich zespołów na symulacyjnych stanowiskach badawczych, WITE, Radom 2006
- [68] APCplus - AVL Particle Counter™ AT2858E Rev. 11 - 08/2016 - PRODUCT GUIDE
- [69] MEXA 7xxx • Basic Training from 21. until 25.04.2008
- [70] Solid Particle Counting System MEXA-2000SPCS Instruction Manual CODE:GZ0000177403
- [71] On-board Emissions Measurement System OBS-ONE-GS Installation and Maintenance Instruction Manual CODE:GZ0000395705I
- [72] AVL Gas PEMS and AVL Gas PEMS iX Product Guide
- [73] AVL M.O.V.E PN PEMS iS Product Guide
- [74] Klingenberg H., Automobile Exhaust Emission Testing - Measurement of Regulated and Unregulated Exhaust Gas Components, Exhaust Emission Tests, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg 1996.
- [75] Andrych-Zalewska, M.; Chlopek, Z.; Merkisz, J.; Pielecha, J., Comparison of Gasoline Engine Exhaust Emissions of a Passenger Car through the WLTC and RDE Type Approval Tests. *Energies* 2022, 15, 8157. p.1-13, <https://doi.org/10.3390/en15218157>.
- [76] Bielaczyc, P., Merkisz, J., Pielecha, J., and Woodburn, J., “RDE-Compliant PEMS Testing of a Gasoline Euro 6d-TEMP Passenger Car at Two Ambient Temperatures with a Focus on the Cold Start Effect,” SAE Technical Paper 2020-01-0379, 2020, doi:10.4271/2020-01-0379.
- [77] Andrych-Zalewska, M.; Chlopek, Z.; Merkisz, J.; Pielecha, J.: Investigations of the Exhaust Emissions from a Combustion Engine under Simulated Actual Operating Conditions in the Real Driving Emissions Test. *Energies* 2021, 14(4), 935, p.1-20; <https://doi.org/10.3390/en14040935>.

- [78] Andrych-Zalewska M, Chłopek Z, Pielecha J, Merkisz J, Investigation of exhaust emissions from the gasoline engine of a light duty vehicle in the Real Driving Emissions test, *Eksploatacja i Niezawodność – Maintenance and Reliability* 2023: 25(2) <http://doi.org/10.17531/ein/16588>.
- [79] Andrych-Zalewska M, Chłopek Z, Merkisz J, Pielecha J, Research on the results of the WLTP procedure for a passenger vehicle, *Eksploatacja i Niezawodność – Maintenance and Reliability* 2024: 26(1) <http://doi.org/10.17531/ein/176112>.
- [80] Giechaskiel B, Valverde V, Melas A, Clairotte M, Bonnel P, Dilara P. Comparison of the Real-Driving Emissions (RDE) of a Gasoline Direct Injection (GDI) Vehicle at Different Routes in Europe [Internet]. T. 17, *Energies*. MDPI AG; 2024. s. 1308. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/en17061308>.
- [81] May AA, Nguyen NT, Presto AA, Gordon TD, Lipsky EM, Karve M, i in. Gas- and particle-phase primary emissions from in-use, on-road gasoline and diesel vehicles [Internet]. T. 88, *Atmospheric Environment*. Elsevier BV; 2014. s. 247–60. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.01.046>.
- [82] Pielecha J, Merkisz J, Markowski J, Jasiński R. Analysis of Passenger Car Emission Factors in RDE Tests [Internet]. Filipowicz M, Dudek M, Olkuski T, Styszko K, redaktorzy. T. 10, *E3S Web of Conferences*. EDP Sciences; 2016. s. 00073. Available from: <http://dx.doi.org/10.1051/e3sconf/20161000073>.
- [83] Andersson J, May J, Favre C, Bosteels D, de Vries S, Heaney M, i in. On-Road and Chassis Dynamometer Evaluations of Emissions from Two Euro 6 Diesel Vehicles [Internet]. T. 7, *SAE International Journal of Fuels and Lubricants*. SAE International; 2014. s. 919–34. Available from: <http://dx.doi.org/10.4271/2014-01-2826>.
- [84] Luján JM, Bermúdez V, Dolz V, Monsalve-Serrano J. An assessment of the real-world driving gaseous emissions from a Euro 6 light-duty diesel vehicle using a portable emissions measurement system (PEMS) [Internet]. T. 174, *Atmospheric Environment*. Elsevier BV; 2018. s. 112–21. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.11.056>.
- [85] Lozhkina OV, Lozhkin VN. Estimation of nitrogen oxides emissions from petrol and diesel passenger cars by means of on-board monitoring: Effect of vehicle speed, vehicle technology, engine type on emission rates [Internet]. T. 47, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*. Elsevier BV; 2016. s. 251–64. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.trd.2016.06.008>.
- [86] Czerwiński J, Comte P, Zimmerli Y, Reutimann F. Testing emissions of passenger cars in laboratory and on-road (PEMS, RDE) [Internet]. T. 166, *Combustion Engines*. Polish Scientific Society of Combustion Engines; 2016. s. 17–23. Available from: <http://dx.doi.org/10.19206/CE-2016-326>.
- [87] Merkisz J, Pielecha J. Selected remarks about RDE test [Internet]. T. 166, *Combustion Engines*. Polish Scientific Society of Combustion Engines; 2016. s. 54–61. Available from: <http://dx.doi.org/10.19206/CE-2016-340>.
- [88] McCaffery C, Zhu H, Li C, Durbin TD, Johnson KC, Jung H, i in. On-road gaseous and particulate emissions from GDI vehicles with and without gasoline particulate filters (GPFs) using portable emissions measurement systems (PEMS) [Internet]. T.

- 710, *Science of The Total Environment*. Elsevier BV; 2020. s. 136366. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136366>.
- [89] Gis W, Gis M, Wiśniowski P, Bednarski M. Comparative tests of a passenger car with compression ignition engine on chassis dynamometer during NEDC and WLTC tests and during RDE road test [Internet]. T. 178, *Combustion Engines*. Polish Scientific Society of Combustion Engines; 2019. s. 228–34. Available from: <http://dx.doi.org/10.19206/CE-2019-340>.
- [90] Giechaskiel B, Melas A, Broekaert S, Gioria R, Suarez-Bertoa R. Solid Particle Number (SPN) Portable Emission Measurement Systems (PEMS) for Heavy-Duty Applications [Internet]. T. 14, *Applied Sciences*. MDPI AG; 2024. s. 654. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/app14020654>.
- [91] Gis W, Gis M, Wiśniowski P, Bednarski M. Comparative tests of a passenger car with compression ignition engine on chassis dynamometer during NEDC and WLTC tests and during RDE road test [Internet]. T. 178, *Combustion Engines*. Polish Scientific Society of Combustion Engines; 2019. s. 228–34. Available from: <http://dx.doi.org/10.19206/CE-2019-340>.
- [92] Gis W, Gis M, Pielecha J, Skobiej K. Alternative Exhaust Emission Factors from Vehicles in On-Road Driving Tests [Internet]. T. 14, *Energies*. MDPI AG; 2021. s. 3487. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/en14123487>.
- [93] Kumar Pathak S, Sood V, Singh Y, Channiwala SA. Real world vehicle emissions: Their correlation with driving parameters [Internet]. T. 44, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*. Elsevier BV; 2016. s. 157–76. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.trd.2016.02.001>.
- [94] Rašić D, Rodman Oprešnik S, Seljak T, Vihar R, Baškovič UŽ, Wechtersbach T, i in. RDE-based assessment of a factory bi-fuel CNG/gasoline light-duty vehicle [Internet]. T. 167, *Atmospheric Environment*. Elsevier BV; 2017. s. 523–41. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.055>.
- [95] Triantafyllopoulos G, Dimaratos A, Ntziachristos L, Bernard Y, Dornoff J, Samaras Z. A study on the CO₂ and NO_x emissions performance of Euro 6 diesel vehicles under various chassis dynamometer and on-road conditions including latest regulatory provisions [Internet]. T. 666, *Science of The Total Environment*. Elsevier BV; 2019. s. 337–46. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.144>.
- [96] Kontses A, Triantafyllopoulos G, Ntziachristos L, Samaras Z. Particle number (PN) emissions from gasoline, diesel, LPG, CNG and hybrid-electric light-duty vehicles under real-world driving conditions [Internet]. T. 222, *Atmospheric Environment*. Elsevier BV; 2020. s. 117126. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117126>.
- [97] Vojtíšek-Lom M, Beránek V, Klír V, Jindra P, Pechout M, Voříšek T. On-road and laboratory emissions of NO, NO₂, NH₃, N₂O and CH₄ from late-model EU light utility vehicles: Comparison of diesel and CNG [Internet]. T. 616–617, *Science of The Total Environment*. Elsevier BV; 2018. s. 774–84. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.248>.
- [98] Tu R, Xu J, Wang A, Zhai Z, Hatzopoulou M. Effects of ambient temperature and cold starts on excess NO_x emissions in a gasoline direct injection vehicle [Internet].

- T. 760, *Science of The Total Environment*. Elsevier BV; 2021. s. 143402. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143402>.
- [99] Giechaskiel B, Melas A, Martini G, Dilara P. Overview of Vehicle Exhaust Particle Number Regulations [Internet]. T. 9, *Processes*. MDPI AG; 2021. s. 2216. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/pr9122216>.
- [100] Giechaskiel B, Bonnel P, Perujo A, Dilara P. Solid Particle Number (SPN) Portable Emissions Measurement Systems (PEMS) in the European Legislation: A Review [Internet]. T. 16, *International Journal of Environmental Research and Public Health*. MDPI AG; 2019. s. 4819. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph16234819>.
- [101] Matla J, Sitnik LJ, Sroka ZJ, Włostowski RM. Aspect of repeatability in Real Driving Emissions tests regarding to velocity profile [Internet]. T. 977, *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*. IOP Publishing; 2020. s. 012006. Available from: <http://dx.doi.org/10.1088/1757-899X/977/1/012006>.
- [102] Merkisz J, Pielecha J. Comparison of Real Driving Emissions tests [Internet]. T. 421, *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*. IOP Publishing; 2018. s. 042055. Available from: <http://dx.doi.org/10.1088/1757-899X/421/4/042055>.
- [103] European Commission UN Regulation No 168—Uniform Provisions Concerning the Approval of Light Duty Passenger and Commercial Vehicles with Regards to Real Driving Emissions (RDE). *Off. J. Eur. Union* 2024, L, 1–98.
- [104] Balazadeh Meresht N, Moghadasi S, Munshi S, Shahbakhti M, McTaggart-Cowan G. Advances in Vehicle and Powertrain Efficiency of Long-Haul Commercial Vehicles: A Review [Internet]. T. 16, *Energies*. MDPI AG; 2023. s. 6809. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/en16196809>.
- [105] de Meij A, Astorga C, Thunis P, Crippa M, Guizzardi D, Pisoni E, i in. Modelling the Impact of the Introduction of the EURO 6d-TEMP/6d Regulation for Light-Duty Vehicles on EU Air Quality [Internet]. T. 12, *Applied Sciences*. MDPI AG; 2022. s. 4257. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/app12094257>.
- [106] Wallington TJ, Anderson JE, Dolan RH, Winkler SL. Vehicle Emissions and Urban Air Quality: 60 Years of Progress [Internet]. T. 13, *Atmosphere*. MDPI AG; 2022. s. 650. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/atmos13050650>.
- [107] Su S, Hou P, Wang X, Lyu L, Ge Y, Lyu T, i in. Evaluating the Measurement Uncertainty of On-Road NO_x Using a Portable Emission Measurement System (PEMS) Based on Real Testing Data in China [Internet]. T. 14, *Atmosphere*. MDPI AG; 2023. s. 702. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/atmos14040702>.
- [108] General Secretariat of the Council Agreed Document ST_5142_2024_INIT: Regulation on Type-Approval of Motor Vehicles and Engines and of Systems, Components and Separate Technical Units Intended for Such Vehicles, with Respect to Their Emissions and Battery Durability (Euro 7)—Letter to the Chair of the European Parliament ENVI Committee. 2024. Available online: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=consil:ST_5142_2024_INIT (accessed on 6 January 2024) (PDF) Solid Particle Number (SPN) Portable Emission Measurement Systems (PEMS) for Heavy-Duty Applications. Available from: <https://www.researchgate.net/publica->

tion/377377176_Solid_Particle_Number_SPN_Portable_Emission_Measurement_Systems_PEMS_for_Heavy-Duty_Applications [accessed Jun 09 2024].

- [109] Chen J, Li Y, Meng Z, Feng X, Wang J, Zhou H, i in. Study on Emission Characteristics and Emission Reduction Effect for Construction Machinery under Actual Operating Conditions Using a Portable Emission Measurement System (Pems) [Internet]. T. 19, International Journal of Environmental Research and Public Health. MDPI AG; 2022. s. 9546. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph19159546>.
- [110] Valverde V, Kondo Y, Otsuki Y, Krenz T, Melas A, Suarez-Bertoa R, i in. Measurement of Gaseous Exhaust Emissions of Light-Duty Vehicles in Preparation for Euro 7: A Comparison of Portable and Laboratory Instrumentation [Internet]. T. 16, Energies. MDPI AG; 2023. s. 2561. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/en16062561>.
- [111] Selleri T, Melas AD, Joshi A, Manara D, Perujo A, Suarez-Bertoa R. An Overview of Lean Exhaust deNO_x Aftertreatment Technologies and NO_x Emission Regulations in the European Union [Internet]. T. 11, Catalysts. MDPI AG; 2021. s. 404. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/catal11030404>.
- [112] Woodburn J, Bielaczyc P, Giechaskiel B. A Technical Overview of Particulate Exhaust Emissions in the Post-RDE Era [Internet]. SAE Technical Paper Series. SAE International; 2022. Available from: <http://dx.doi.org/10.4271/2022-01-1021>.
- [113] Lähde T, Giechaskiel B, Martini G, Woodburn J, Bielaczyc P, Schreiber D, i in. Reproducibility of the 10-nm Solid Particle Number Methodology for Light-Duty Vehicles Exhaust Measurements [Internet]. T. 13, Atmosphere. MDPI AG; 2022. s. 872. Available from: <http://dx.doi.org/10.3390/atmos13060872>.