

RÓWNOWAŻNOŚĆ METOD POMIAROWYCH CIĄGLYCH I ODNIESIENIA STOSOWANYCH DO OZNACZANIA PM₁₀

Jacek GĘBICKI¹, Krystyna SZYMAŃSKA², Waldemar WARDENCKI³
¹Katedra Inżynierii Chemicznej i Procesowej, ³Katedra Chemii Analitycznej,
Wydział Chemiczny, Politechnika Gdańska, Narutowicza 11/12 80-233 Gdańsk
²Agencja Regionalnego Monitoringu Atmosfery Aglomeracji Gdańskiej (ARMAAG)
ul. Brzozowa 15A 80-243 Gdańsk
[*jacek.gebicki@pg.gda.pl](mailto:jacek.gebicki@pg.gda.pl)

STRESZCZENIE

W pracy przedstawiono wyniki testu terenowego przeprowadzonego na terenie Gdańska w okresie od 01-01-2010 do 31-12-2010 i od 01-01-2011 do 31-12-2011 w celu wykazania równoważności wskazań analizatora Eberline FH 62-1 w stosunku do wagowej metody odniesienia. Przedyskutowano występowanie różnic wskazań wartości stężeń pyłu PM₁₀ w zależności od pory roku dla obu metod pomiarowych. Przedstawiono sposób określania równoważności tych metod i oszacowania współczynnika korekcyjnego/równania korekcyjnego w oparciu o normę PN-EN 12341 i nienormatywny unijny przewodnik "Demonstration of Equivalence of Ambient Air Monitoring Methods. EC Working Group on Guidance for the Demonstration of Equivalence".

1. Wstęp

Pył zawieszony jest złożoną mieszaniną cząstek różniących się składem chemicznym, kształtem czy rozmiarem. Może być zarówno emitowany ze źródeł naturalnych (erozja skał, gleb, aerozol morski) jak i z działalności antropogenicznej (spalanie paliw, emisja komunikacyjna). Liczba cząstek o określonych wielkościach w danym miejscu zależy od bardzo wielu czynników, między innymi od pochodzenia pyłu w tym miejscu, a także od procesów zachodzących w atmosferze: kondensacji, nukleacji, parowania, przemian chemicznych i osiadania na podłożu, usuwania w wyniku wymywania przez opady. Niektóre cząstki emitowane są do atmosfery bezpośrednio ze źródeł, inne formują się w drodze wyżej wymienionych przemian. Stąd PM₁₀ traktowany jest jako zanieczyszczenie wtórne [1]. Liczne badania epidemiologiczne wskazują na istnienie statystycznych powiązań pomiędzy podwyższonym poziomem pyłu zawieszonego w powietrzu, a występowaniem negatywnych skutków zdrowotnych, takich jak choroby układu oddechowego czy sercowo-naczyniowego [2, 3], dlatego stały monitoring pyłu zawieszonego w powietrzu jest tak istotny. Unia Europejska ustanowiła wymagania co do dopuszczalnych stężeń pyłu w powietrzu atmosferycznym [4] i zobowiązała kraje członkowskie do podejmowania skutecznych działań w razie przekraczania dopuszczalnych wartości. Podstawą określenia działań mających na celu redukcję poziomu zanieczyszczeń powietrza jest prowadzenie monitoringu jakości powietrza. W ten sposób ustawodawstwo prawne narzuca konieczność obiektywnego pomiaru ilości pyłu w powietrzu atmosferycznym. Obowiązujący w Polsce, transponowany z przepisów unijnych, system prawny nakazuje wykonywanie corocznie ocen jakości powietrza atmosferycznego. Ocenę jakości opracowuje Wojewódzki Inspektor Ochrony Środowiska co jest wynikiem obowiązku jaki nakłada na niego art. 89 i 90 Prawo Ochrony Środowiska [5]. Na podstawie analizy wyników uzyskanych z monitoringu wyznaczane są strefy, w których jakość powietrza jest niezadowalająca. Wojewódzki Inspektor Ochrony Środowiska przekazuje ocenę Marszałkowi Województwa, który to, jeżeli przekraczane są standardy

jakości powietrza, uruchamia programy ochrony powietrza. Wymaga się, aby w strefach, gdzie przewiduje się wysokie poziomy stężenie zanieczyszczeń prowadzone były pomiary realizowane na stałych stanowiskach i wysokiej jakości. Oznacza to, iż powinny być tam wykorzystywane pyłomierze pracujące według metody odniesienia lub posiadające świadectwo równoważności z tą metodą. Metodą referencyjną oznaczania pyłu PM₁₀ jest metoda manualna wagowa opisana w normie PN-EN 12341. Pomiar tą metodą daje stężenie pyłu uśrednione w ciągu 24 godzin, przy czym wyniki pomiaru nie są dostępne natychmiast (filtr z zawartym pyłem poddawany jest w laboratorium stabilizacji w ustalonych przez normę warunkach temperatury i wilgotności). Z wielu względów potrzebny jest także pomiar dający stężenie uśrednione w krótszym okresie czasu, np. 1 godziny, i dostępny niemal natychmiast. Powszechnie stosowanymi analizatorami ciągłymi są: analizator Eberline (metoda pomiarowa oparta na absorpcji promieniowania beta) i analizator TEOM (metoda pomiarowa oparta na zmianie częstotliwości wagi oscylacyjnej) [6-7]. W celu wykazania równoważności wyników uzyskanych metodą odniesienia i analizatorami pracującymi w sposób ciągły stosuje się testy terenowe – pomiary porównawcze, gdzie analizator umieszcza się „side by side” z pobornikiem pyłu spełniającym wymagania stawiane w normie PN-EN 12341. Waga pomiarów porównawczych w systemach jakości sieci monitoringowych jest niezwykle istotna. Z jednej strony, jeżeli wyniki uzyskane z pomiarów ciągłych będą zaniżone, narażą ludność na przebywanie w środowisku o pogorszonych standardach jakości, co w efekcie końcowym może się przełożyć na zdrowie społeczeństwa. Z drugiej strony, jeżeli będą zawyżone, doprowadzą do opracowania odpowiednich programów naprawczych mogących pociągać za sobą określone, negatywne skutki ekonomiczne.

2. Metodyka określania równoważności

Zgodnie z Dyrektywą Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystsze powietrze dla Europy, państwa członkowskie mogą zastosować inną metodę pomiarową, o ile potrafią wykazać, iż wyniki uzyskane tą metodą są równoważne z metodą referencyjną. Definicja określająca metodę pomiarową jako równoważną metodzie odniesienia zakłada, że wyniki uzyskane dzięki tej metodzie różniłyby się nie więcej niż o określoną statystycznie niepewność od wyników uzyskanych z metody odniesienia. W przypadku pomiarów pyłu PM₁₀ rozszerzona niepewność dla metod niereferencyjnych spełniających warunki równoważności powinna być poniżej wartości 25%. Wg normy PN-EN 12341 kryteria akceptacji analizatora niereferencyjnego PM₁₀ jako równoważnego próbnikowi odniesienia są następujące:

- co najmniej 40 pomiarów równoległych,
- otrzymane w wyniku przeprowadzenia regresji liniowej równanie $y = a + bx$ powinno znajdować się w obszarze dwustronnej obwiedni przyjęcia $y = x \pm 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$,
- współczynnik determinacji otrzymanego równania liniowego $y = a + bx$ powinien wynosić $R^2 \geq 0,95$,

gdzie: x – wyniki otrzymane przy zastosowaniu metody odniesienia,

y – wyniki otrzymane przy zastosowaniu metody niereferencyjnej.

Niestety, norma ta umożliwia jedynie określenie czy wyniki uzyskane z danego analizatora niereferencyjnego spełniają, czy też nie, warunki równoważności z wynikami uzyskanymi przy pomocy metody odniesienia. Nie jest określone postępowanie dotyczące wyznaczenia równania bądź współczynnika korekcyjnego umożliwiającego korekcję wyników uzyskanych z pomiarów analizatorem niereferencyjnym w celu uzyskania wyników różniących się nie więcej niż o określoną statystycznie niepewność (25%) od wyników uzyskanych przy pomocy metody odniesienia. Takiej wady nie posiada nienormatywny

przewodnik unijny „Demonstration of Equivalence of Ambient Air Monitoring Methods. EC Working Group on Guidance for the Demonstration of Equivalence”. Przewodnik ten zaleca przeprowadzenie minimum 4 kampanii pomiarowych po 40 pomiarów równoległych (w różnych porach roku), spełniających wymogi reprezentatywności dla obszaru charakteryzującego się określonym poziomem stężeń pyłu PM10 w skali roku. Kryteria akceptacji metody niereferencyjnej jako równoważnej metodzie odniesienia są następujące:

- rozszerzona względna niepewność U dla pomiarów równoległych mniejsza niż 25% (porównanie pomiarów równoległych poprzez zastosowanie regresji ortogonalnej),
- współczynnik nachylenia prostej „b” nie istotnie różny od jedności, współczynnik przecięcia osi „a” (wyraz wolny) nie istotnie różny od zera.

Kryteria te stosuje się dla całej serii pomiarowej oraz dla poszczególnych 4 serii pomiarowych z osobna. W przypadku nie spełnienia kryteriów akceptacji przeprowadza się proces szacowania współczynnika korekcyjnego, bądź równania korekcyjnego. Szacowanie współczynnika korekcyjnego lub równania korekcyjnego zachodzą w przypadku kiedy współczynniki ortogonalnej regresji liniowej a i b są statystycznie istotne lub rozszerzona niepewność jest na poziomie $\geq 25\%$. Występują wówczas trzy przypadki:

- b istotnie różne od jedności, a nieistotnie różne od zera, korekcja polega na podzieleniu przez wartość współczynnika b wyników otrzymanych z metody niereferencyjnej y i sprawdzeniu poprzez zastosowanie nowej regresji ortogonalnej czy niepewność rozszerzona jest na poziomie $\leq 25\%$ i współczynniki nowej regresji są statystycznie nieistotne,
- b nieistotnie różne od jedności, a istotnie różne od zera, korekcja polega na odjęciu wartości współczynnika a od wyników otrzymanych z metody niereferencyjnej y i sprawdzeniu poprzez zastosowanie nowej regresji ortogonalnej czy niepewność rozszerzona jest na poziomie $\leq 25\%$ i współczynniki nowej regresji są statystycznie nieistotne,
- b istotnie różne od jedności, a istotnie różne od zera, korekcja polega na odjęciu wartości współczynnika a od wyników otrzymanych z metody niereferencyjnej y , a następnie podzieleniu tak otrzymanych wyników przez wartość współczynnika b i sprawdzeniu poprzez zastosowanie nowej regresji ortogonalnej czy niepewność rozszerzona jest na poziomie $\leq 25\%$ i współczynniki nowej regresji są statystycznie nieistotne.

W przypadku kiedy żadna z przedstawionych wyżej sytuacji nie będzie miała miejsca wówczas należy uznać metodę niereferencyjną za nierównoważną metodzie odniesienia [8].

3. Test terenowy

3.1. Lokalizacja stacji pomiarowej

Do przeprowadzenia testu terenowego została wybrana stacja tła miejskiego AM8 (Agencji Regionalnego Monitoringu Atmosfery Aglomeracji Gdańskiej ARMAAG) usytuowana w Gdańsku. Stacja ta spełnia wymogi reprezentatywności dla obszaru charakteryzującego się określonym poziomem stężeń pyłu PM10. Usytuowana jest poza zasięgiem dużych, punktowych źródeł emisji. Głównie jest pod wpływem emisji powierzchniowej, na którą składa się indywidualne ogrzewanie w postaci pieców gazowych lub olejowych oraz palenisk domowych na paliwa stałe. Oddziaływanie komunikacyjne na tej stacji jest ograniczone. Stacja ta leży w obszarze, gdzie były niedotrzymywane standardy jakości powietrza ze względu na wysokie stężenia pyłu PM10 w poprzednich latach.

3.2. Pomiary porównawcze

W okresie od 01.01.2010 do 31.12.2010 i od 01.01.2011 do 31.12.2011 przeprowadzono pomiary stężenia pyłu zawieszonego PM10 na wyżej wymienionej stacji. Na stacji tej umieszczono referencyjny pobornik pyłu zawieszonego HVS Digitel z głowicą do separacji frakcji pyłu PM10 oraz automatyczny analizator z ciągłym pomiarem Eberline FH 62-1. Celem prowadzonych pomiarów było porównanie wartości stężeń pyłu zawieszonego PM10 uzyskanych metodą wagową (odniesienia) z metodą ciągłą. Wynikiem tych porównań było określenie czy metoda ciągłego pomiaru PM10 pozwala otrzymać wyniki równoważne czy też nie, wynikom uzyskanym za pomocą metody odniesienia w zależności od pory roku. Do określenia równoważności wyników uzyskanych dzięki tej metodzie z wynikami uzyskanymi z metody odniesienia wykorzystano kryteria akceptacji przedstawione w normie PN-EN 12341 i nienormatywnym przewodniku "Demonstration of Equivalence of Ambient Air Monitoring Methods. EC Working Group on Guidance for the Demonstration of Equivalence". Pomiar masy pyłu PM10 zatrzymanego na filtrze kwarcowym w poborniku HVS Digitel dokonywano w akredytowanym laboratorium. Masę pyłu zatrzymanego na filtrze określano w pokoju wagowym, w ściśle określonych warunkach temperatury i wilgotności względnej powietrza, zgodnie z normą PN-EN 12341. Informację o objętości przepuszczonego zapyłonego powietrza uzyskiwano z modułu mikroprocesorowego pobornika HVS Digitel. Filtry dostarczano do pobornika HVS Digitel i do akredytowanego laboratorium w specjalnym kufrze przewożowym, uniemożliwiającym uszkodzenia mechaniczne filtrów oraz ich kontakt z czynnikami z zewnątrz.

4. Wyniki

4.1. Test terenowy 2010.

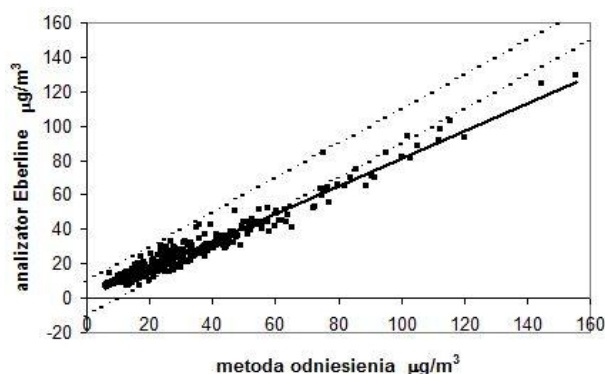
W tabeli 1 przedstawiono wyniki pomiarów stężenia PM10 z okresu całego roku oraz z okresów: zimowego (od 01.01 do 31.03 oraz od 01.10 do 31.12) i letniego (od 01.04 do 30.09) uzyskane z analizatora Eberline i wagowej metody odniesienia. Można zauważyć, że w przypadku metody wagowej została przekroczona dopuszczalna częstość przekraczania poziomu dopuszczalnego w roku kalendarzowym wynosząca 35, co skutkowałoby inną klasyfikacją standardów jakości powietrza niż w przypadku wyników uzyskanych z pomiarów ciągłych automatycznych. Średnie stężenie PM10 uzyskane metodą odniesienia było w każdym okresie pomiarowym wyższe niż średnie stężenie uzyskane metodą niereferencyjną. Największe rozbieżności występują dla okresu zimowego, co jest zgodne z wieloletnimi obserwacjami przeprowadzanymi w całej Europie [9-10]. Potwierdza to też, ogólną prawidłowość, że stężenia PM10, w okresie zimowym (grzewczym) są wyższe niż stężenia PM10 w okresie gdzie nie następuje spalanie paliw kopalnianych. Ogólnie w okresie zimowym analizatory automatyczne niedoszacowują wartości stężenia PM10 w stosunku do metody odniesienia i w tym wypadku należy stosować korektę uzyskanych wyników. W analizatorach automatycznych, zasysane powietrze podgrzewane jest do stałej, ale wyższej niż otoczenie, temperatury. Takie postępowanie powoduje najczęściej ubytek masy pyłu (sole amonowe, związki organiczne, desorpcja wody), wskutek czego wskazania przyrządów pomiarowych są niższe niż wynik pomiaru uzyskany metodą odniesienia. Różnica ta zależna jest oczywiście od składu pyłu, miejsca pomiaru, warunków metrologicznych i pory roku. W okresie letnim różnice między wskazaniami analizatora automatycznego a pobornikiem odniesienia są niewielkie i najczęściej na określonym poziomie prawdopodobieństwa można wnioskować o równoważności wskazań.

Tabela 1. Wyniki pomiarów równoległych pyłu PM₁₀, uzyskane za pomocą wagowej metody odniesienia i analizatora Eberline.

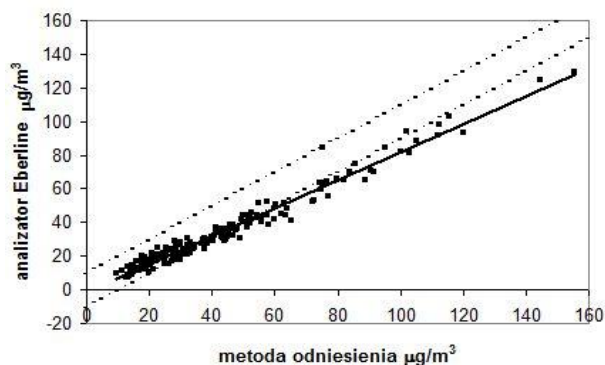
Okres uśredniania: rok, okres zimowy, okres letni (2010)

Parametry	Metoda odniesienia	Analizator Eberline
Okres uśredniania wyników	Cały rok	
Ilość dni pomiarowych	365	
Ilość ważnych danych (dni)	353	
Średnie stężenie roczne ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	30,9	26,0
Ilość dni powyżej 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	54	31
Max. stężenie 24h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	155,5	129,8
Okres uśredniania wyników	Okres zimowy	
Ilość dni pomiarowych	182	
Ilość ważnych danych (dni)	179	
Średnie stężenie ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	41,6	33,2
Ilość dni powyżej 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	52	30
Max. stężenie 24h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	155,5	129,8
Okres uśredniania wyników	Okres letni	
Ilość dni pomiarowych	183	
Ilość ważnych danych (dni)	174	
Średnie stężenie ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	19,9	18,6
Ilość dni powyżej 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	2	1
Max. stężenie 24h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	61,1	50,8

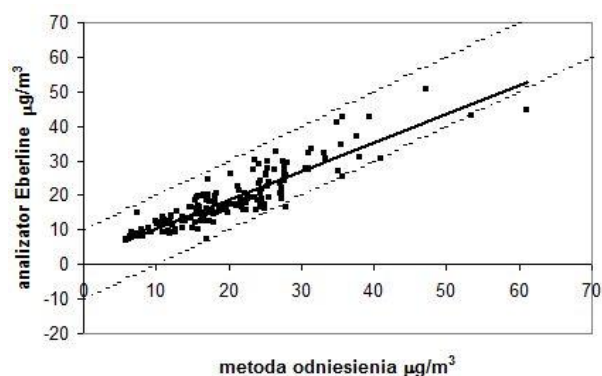
Przeprowadzając regresję dla zbioru danych równoległych (metodą najmniejszych kwadratów) uzyskanych z metody odniesienia i analizatora Eberline oraz stosując dwustronne obwiednie przyjęcia zgodnie z normą PN-EN 12341, otrzymano rysunki 1-3.



Rys. 1. Zależność funkcyjna stężenia pyłu PM₁₀ wyznaczanego metodą odniesienia i za pomocą analizatora Eberline. Okres pomiarowy – cały rok (2010).



Rys. 2. Zależność funkcyjna stężenia pyłu PM₁₀ wyznaczanego metodą odniesienia i za pomocą analizatora Eberline. Okres pomiarowy – okres zimowy (2010).



Rys. 3. Zależność funkcyjna stężenia pyłu PM10 wyznaczanego metodą odniesienia i za pomocą analizatora Eberline. Okres pomiarowy – okres letni (2010).

Analiza kryteriów akceptacji metody niereferencyjnej (analizator Eberline) jako równoważnej metodzie odniesienia na podstawie normy PN-EN 12341 i nienormatywnego przewodnika "Demonstration of Equivalence of Ambient Air Monitoring Methods. EC Working Group on Guidance for the Demonstration of Equivalence" została przedstawiona w tabeli 2. Wg normy PN-EN 12341 wyniki uzyskane za pomocą analizatora Eberline w żadnym okresie uśredniania wyników nie spełniały warunków równoważności z wynikami uzyskanymi przy pomocy metody odniesienia. Natomiast po zastosowaniu kryteriów akceptacji przedstawionych w unijnym przewodniku okazało się, że wyniki te są równoważne po zastosowaniu odpowiedniego równania korekcyjnego lub współczynnika korekcyjnego.

Tabela 2. Kryteria akceptacji wyników uzyskanych za pomocą analizatora Eberline jako równoważnych wynikom uzyskanym za pomocą metody odniesienia wg normy PN-EN 12341 i unijnego przewodnika (2010)

Okres uśredniania wyników	Norma PN-EN 12341		
	Położenie zależności funkcyjnej w obszarze dwustronnej obwiedni przyjęcia	Współczynnik determinacji R^2	Spełnienie wymogów równoważności
Rok	Nie	0,95	Nie
Okres zimowy	Nie	0,96	Nie
Okres letni	Tak	0,81	Nie
Okres uśredniania wyników	Unijny Przewodnik		
	Rozszerzona niepewność - bez korekcji danych	Rozszerzona niepewność - korekcja danych	Spełnienie wymogów równoważności
Rok	37,6%	20,2%	Tak Równanie korekcyjne $1,23 C_E - 1,07$
Okres zimowy	41,9%	19,2%	Tak Równanie korekcyjne $1,19 C_E + 2,20$
Okres letni	21,2% nie spełnienie drugiego warunku kryterium akceptacji	17,1%	Tak Współczynnik korekcyjny $1,10 C_E$
C_E - stężenie PM_{10} uzyskane z pomiarów analizatorem Eberline			

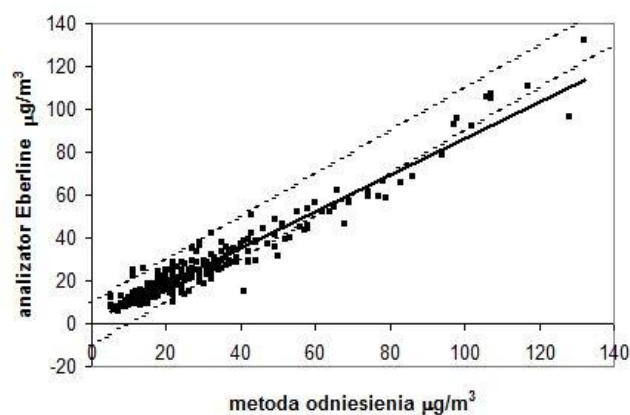
4.2. Test terenowy 2011

Przeprowadzając pomiary w analogiczny sposób z uwzględnieniem tych samych okresów uśredniania stężeń pyłu PM₁₀, analizę wyników w roku 2011 przedstawiono w tabeli 3. Również i tym razem można zaobserwować, że największe rozbieżności średnich stężeń pyłu PM₁₀ występują w okresie zimowym aczkolwiek są one mniejsze niż w analogicznym okresie 2010 roku. Ilość dni z dopuszczalną częstością przekraczania poziomu stężenia 50 µg/m³ była w obu metodach pomiarowych poniżej dopuszczalnej wartości (35) w roku kalendarzowym. Przeprowadzając regresję dla zbioru danych równoległych uzyskanych z metody odniesienia i analizatora Eberline oraz stosując dwustronne obwiednie przyjęcia zgodnie z normą PN-EN 12341, otrzymano rysunki 4-6 w celu ustalenia czy zależność funkcyjna stężenia pyłu PM₁₀ wyznaczanego metodą odniesienia i za pomocą analizatora Eberline znajduje się w obszarze obustronnej obwiedni i określenia wartości współczynnika determinacji.

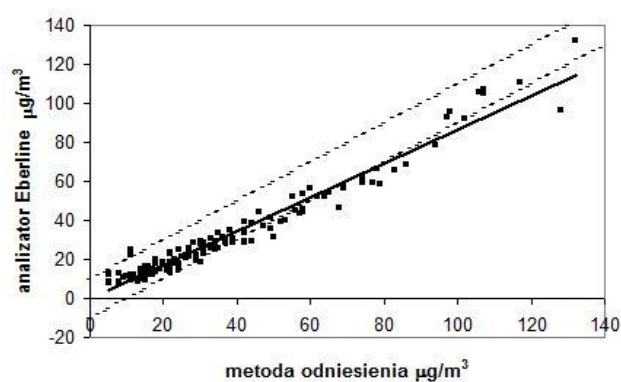
Tabela 3. Wyniki pomiarów równoległych pyłu PM₁₀, uzyskane za pomocą wagowej metody odniesienia i analizatora Eberline.

Okres uśredniania: rok, okres zimowy, okres letni (2011)

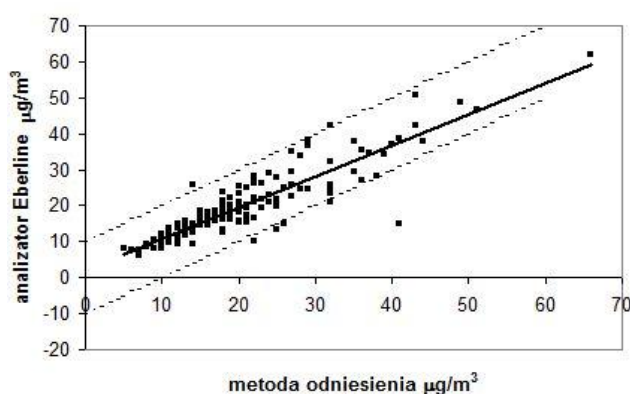
Parametry	Metoda odniesienia	Analizator Eberline
Okres uśredniania wyników	Cały rok	
Ilość dni pomiarowych	365	
Ilość ważnych danych (dni)	305	
Średnie stężenie roczne (µg/m ³)	27,3	24,7
Ilość dni powyżej 50 µg/m ³	33	26
Max. stężenie 24h (µg/m ³)	132,0	132,1
Okres uśredniania wyników	Okres zimowy	
Ilość dni pomiarowych	182	
Ilość ważnych danych (dni)	132	
Średnie stężenie (µg/m ³)	37,3	32,1
Ilość dni powyżej 50 µg/m ³	31	24
Max. stężenie 24h (µg/m ³)	132,0	132,1
Okres uśredniania wyników	Okres letni	
Ilość dni pomiarowych	183	
Ilość ważnych danych (dni)	173	
Średnie stężenie (µg/m ³)	19,7	19,1
Ilość dni powyżej 50 µg/m ³	2	2
Max. stężenie 24h (µg/m ³)	66,0	62,0



Rys. 4. Zależność funkcyjna stężenia pyłu PM10 wyznaczanego metodą odniesienia i za pomocą analizatora Eberline. Okres pomiarowy – cały rok (2011).



Rys. 5. Zależność funkcyjna stężenia pyłu PM10 wyznaczanego metodą odniesienia i za pomocą analizatora Eberline. Okres pomiarowy – okres zimowy (2011).



Rys. 6. Zależność funkcyjna stężenia pyłu PM10 wyznaczanego metodą odniesienia i za pomocą analizatora Eberline. Okres pomiarowy – okres letni (2011).

Przeprowadzając analogiczną analizę kryteriów akceptacji wyników uzyskanych za pomocą metody niereferencyjnej (analizatorem Eberline) jako równoważnej wynikom uzyskanym za pomocą metody odniesienia, przedstawiono w tabeli 4.

Tabela 4. Kryteria akceptacji wyników uzyskanych za pomocą analizatora Eberline jako równoważnych wynikom uzyskanym za pomocą metody odniesienia wg normy PN-EN 12341 i unijnego przewodnika (2011)

Norma PN-EN 12341			
Okres uśredniania wyników	Położenie zależności funkcyjnej w obszarze dwustronnej obwiedni przyjęcia	Współczynnik determinacji R^2	Spełnienie wymogów równoważności
Rok	Nie	0,94	Nie
Okres zimowy	Nie	0,95	Nie
Okres letni	Tak	0,81	Nie
Unijny Przewodnik			
Okres uśredniania wyników	Rozszerzona niepewność - bez korekcji danych	Rozszerzona niepewność - korekcja danych	Spełnienie wymogów równoważności
Rok	28,9%	21,8%	Tak Równanie korekcyjne $1,15 C_E - 1,01$
Okres zimowy	33,9%	24,6%	Tak Współczynnik korekcyjny $1,12 C_E$
Okres letni	18,0%	Brak	Tak
C_E - stężenie PM_{10} uzyskane z pomiarów analizatorem Eberline			

Również w tym przypadku, wg normy PN-EN 12341, wyniki uzyskane za pomocą analizatora Eberline w żadnym okresie uśredniania wyników nie spełniały warunków równoważności z wynikami uzyskanymi za pomocą metody odniesienia. Natomiast po zastosowaniu kryteriów akceptacji przedstawionych w unijnym przewodniku okazało się, że wyniki te są równoważne po zastosowaniu odpowiedniego równania korekcyjnego lub współczynnika korekcyjnego, a w okresie letnim nie wymagają żadnych korekcji.

5. Podsumowanie

Stosowanie metod niereferencyjnych w pomiarze pyłu PM_{10} i wiarygodne informowanie społeczeństwa o poziomie stężeń tego komponenta w powietrzu wymaga przeprowadzenia testów równoważności z metodą odniesienia w celu wykazania równoważności lub jego braku. Na podstawie przedstawionych danych i oparciu się na dwóch niezależnych testach równoważności autorzy tego opracowania wykazali, że kryteria akceptacji wymogów równoważności przedstawionych w normie PN-EN 12341 nie mają zastosowania w przypadku analizatorów pracujących w trybie ciągłym. W żadnym okresie czasowym wyniki uzyskane za pomocą analizatora Eberline nie spełniały warunków równoważności z wynikami uzyskanymi za pomocą metody odniesienia. Postępując, natomiast zgodnie z wymaganiami stawianymi w unijnym przewodniku "Demonstration of Equivalence of Ambient Air Monitoring Methods. EC Working Group on Guidance for the Demonstration of Equivalence" wykazano za każdym razem niezależnie od przyjętego okresu uśredniania stężenia pyłu PM_{10} , że wyniki uzyskane z analizatora Eberline są równoważne wynikom uzyskanym za pomocą metody odniesienia po zastosowaniu odpowiednich równań korekcyjnych lub współczynników korekcyjnych. Pojawia się więc problem jasnych i spójnych wytycznych dotyczących przeprowadzenia testów równoważności. Zważywszy, że wiele instytucji odpowiedzialnych za informowanie społeczeństwa o jakości powietrza dysponuje ograniczoną możliwością korzystania w wielu stacjach pomiarowych z metod

odniesienia. Należy również podkreślić, że wyniki uzyskiwane z analizatorów pracujących w trybie ciągłym zależą nie tylko od pory roku (co zostało to również w tym opracowaniu przedstawione) ale również od miejsca pomiaru i warunków metrologicznych.

Fundacja ARMAAG jako jedna z nielicznych instytucji w Polsce już od czterech lat prowadzi terenowe testy równoważności, co pozwala uzyskać wiele cennych informacji na temat stężenia pyłu i jego zmienności od różnych parametrów zewnętrznych. Duży stopień zaawansowania prowadzonych testów równoważności i współpraca z innymi jednostkami informującymi społeczeństwo o jakości powietrza atmosferycznego (WIOŚ, GIOŚ) powinna zaowocować w przyszłości wypracowaniem jednolitych zasad przeprowadzania takich testów o ściśle zdefiniowane kryteria i warunki.

Literatura

1. Hinds W.C.: Aerosol technology, properties, behavior, and measurement of airborne particles. Second edition John Wiley&Sons, Inc. New York 1999.
2. Viana M., Querol X., Alastuey A., Ballester F., Liop S., Esplugues A., Fernandez-Patier R., Garcia dos Santos S., Herce M.D.: Characterising exposure to PM aerosols for an epidemiological study, *Atmos. Environ.*, 2008, 42, 1552-1568.
3. Schiliro T., Alessandria L., Degan R., Traversi D., Gilli G.: Chemical characterization and cytotoxic effects in A549 cells of urban-air PM10 collected in Torino, Italy, *Environ. Toxicol. Phar.*, 2010, 29, 150- 157.
4. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r.
5. Dziennik Ustaw 2008 nr 25 poz.150
6. Green D., Fuller G., Barratt B.: Evaluation of TEOMTM 'correction factors' for assessing the EU Stage 1 limit values for PM10, *Atmos. Environ.*, 2001, 35, 2589-2593.
7. Viana M., Querol X., Alastuey A., Gangoiti G., Menendez M.: PM levels in the Basque Country (Northern Spain): analysis of a 5-year data record and interpretation of seasonal variations, *Atmos. Environ.*, 2003, 37, 2879–2891.
8. Gębicki J., Szymańska K., Comparison of the tests for equivalence of the measurement methods for measurement of PM₁₀ dust in ambient air, *Pol. J. Environ. Stud.*, 2011, 20(6), 1465-1472.
9. Green D.C., Fuller G.W., Baker T.: Development and validation of the volatile correction model for PM10 – An empirical method for adjusting TEOM measurements for their loss of volatile particulate matter, *Atmos. Environ.*, 2009, 43, 2132-2141.
10. Charron A., Harrison R.M., Moorcroft S., Booker J.: Quantitative interpretation of divergence between PM10 and PM2.5 mass measurement by TEOM and gravimetric (Partisol) instruments, *Atmos. Environ.*, 2004, 38, 415-423.