

A. MEETSYSTEMEN LUCHTVERONTREINIGING

A.1 Meetsystemen

A.1.1 Systemen in reële tijd

Metingen in reële tijd zijn mogelijk met behulp van continu werkende analyseapparaten, die specifiek de aanwezigheid van één of meerdere welbepaalde pollutanten kunnen vaststellen. Dergelijke apparatuur bestaat o.a. voor SO₂, NO_x [NO en NO₂], O₃, CO, CO₂, zwevende deeltjes [PM10 en PM2,5], etc... .

De detectie in de apparaten is gebaseerd op een fysico-chemische eigenschap van de pollutant. De analyseapparaten zuigen continu lucht aan door de detectiekamer en geven permanent een meetsignaal af voor de ogenblikkelijke concentratie. Weliswaar zijn er bepaalde toestellen (analyse Hg) die een gemiddelde waarde geven over een tijdsperiode van enkele minuten. Binnen het concentratiebereik van de apparaten verandert het meetsignaal lineair met de aangelegde concentratie. Dit soort apparatuur wordt gebruikt in “*telemetrische meetnetten*” waarmee de luchtkwaliteit permanent van op afstand gevolgd wordt.

Voor Btex (benzeen, toluen, ethylbenzeen en xylenen) bestaan er inmiddels specifieke geautomatiseerde gaschromatografen. Deze apparaten hebben een cyclustijd van 15 à 30 minuten en geven dus “quasi” continue resultaten.

In de praktijk bestaat het “meetnet Lucht” van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest uit 11 meetposten. Elke meetpost wordt beheerd met behulp van een lokale computer die instaat voor de werving en de technische validatie van de gegevens en de sturing van de regelmatig uit te voeren controletesten (ZERO en SPAN).

De ogenblikkelijke meetwaarden (om de 10 seconden) worden ter plaatse verwerkt tot halfuursgemiddelde waarden. Op regelmatige tijdstippen (om het uur) worden deze waarden tezamen met de bijhorende validatie-statussen en de resultaten van de meest recent uitgevoerde controletesten overgebracht naar de centrale beheerscomputer van het meetnet voor luchtpollutie. Na statistische verwerking worden de halfuurswaarden definitief gevalideerd en opgenomen in de gegevensbestanden voor de luchtkwaliteit in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest.

Meetnetten, gebaseerd op metingen in reële tijd, laten toe om het dynamisch gedrag van het fenomeen luchtverontreiniging in beeld te brengen. De bevolking kan relatief snel geïnformeerd worden aangaande de evolutie van de luchtkwaliteit (b.v. ozonmetingen in de zomer) en het effect van eventueel genomen maatregelen kan onmiddellijk gevolgd worden.

A.1.2 Systemen met uitgestelde analyse

Meetsystemen in reële tijd bestaan niet voor elk type pollutant en de installatie, op relatief korte termijn van de nieuwste technologie, is niet steeds aangewezen of haalbaar. In een aantal gevallen wordt dan ook beroep gedaan op beproefde technieken waarbij de bemonstering te velde geautomatiseerd is en waarbij de analyse achteraf in het laboratorium wordt uitgevoerd.

Tijdens de monsterneming wordt lucht met een constant debiet aangezogen doorheen een “val” waarin de pollutant achterblijft. Aan de hand van het debiet en de duur van de monsterneming is het *totale volume bemonsterde lucht* gekend. De analyse levert de *totale massa* pollutant op. Uit beide grootheden wordt de gemiddelde concentratie over de bemonsteringsperiode berekend.

Een analyse van het dynamisch gedrag van de luchtvervuiling is met deze discontinue methoden niet mogelijk. De resultaten van de metingen zijn in het beste geval pas met een vertraging van één tot twee weken gekend, waardoor de waarschuwingfunctie vervalst. De resultaten zijn echter even waardevol dan deze van de “on-line” systemen voor wat betreft de *statistische interpretatie* en de *studie van de luchtverontreiniging*.

Deze methoden vergen gewoonlijk lagere investeringen. De technische ontwikkelingen en de verhoogde belangstelling voor bepaalde vormen van luchtverontreiniging kunnen mettertijd de overschakeling naar meetsystemen in reële tijd tot gevolg hebben. Een omschakeling in de andere richting is echter ook mogelijk wanneer de concentraties dermate gedaald zijn, b.v. als gevolg van een sanering, dat duurdere detectiemethodes niet langer onontbeerlijk zijn.

In het Brussels Hoofdstedelijk Gewest worden metingen uitgevoerd naar het gehalte “*zware metalen (Pb)*”, “*vluchtige organische stoffen (V.O.S.)*”, “*verzurende componenten (SO₂, NH₃)*”, “*zwarte rook*” en “*polyaromatische koolwaterstoffen (P.A.K.)*”.

Voor zware metalen geschiedt de monsterneming op een membraanfilter en de analyse via atomaire absorptiespectrometrie (AAS). De vluchtige organische stoffen worden geabsorbeerd op vaste drager (Carbotrap tubes), gevolgd door thermische desorptie en analyse via gaschromatografie gekoppeld met massaspectrometrie (GC-MS).

De verzurende componenten worden geabsorbeerd in een licht aangezuurde en sterk verdunde H₂O₂-oplossing en vervolgens geanalyseerd met behulp van ionenchromatografie. De P.A.K.’s worden geabsorbeerd op een filtermembraan van glasvezel of teflon en de aangewende analytische methode is gaschromatografie na thermische desorptie.

A.2 IJKPROCEDURE

A.2.1 Ijkprocedure telemetrisch meetnet

Het meetnet wordt regelmatig onderworpen aan een strikte controle. Alle toestellen voor een welbepaalde component refereren aan een gemeenschappelijke standaard. Op de interregionale ijkbank (IRCEL), geïnstalleerd in de lokalen van het Laboratorium voor Milieu-Onderzoek van het BIM, worden op reproduceerbare wijze exact gekende concentraties ($\pm 2\%$) van de pollutanten in lucht aangemaakt. Dit zijn de zogenaamde primaire standaarden. De nauwkeurigheid ervan wordt, waar mogelijk, bepaald op basis van fysische metingen. In andere gevallen wordt een beroep gedaan op het ijkcertificaat van de leverancier.

Voor de verdunningen wordt pollutenvrije “ZERO-lucht” aangemaakt. Daartoe wordt omgevingslucht gecompriemd, gedroogd en ontdaan van al de aanwezige pollutanten zoals SO_2 , NO , NO_2 , O_3 , CO , vluchtige koolwaterstoffen en zwevende deeltjes. Verdunning van de basisconcentratie tot courant gangbare ijkgasconcentraties, die gelegen zijn binnen het bereik van de meettoestellen, gebeurt met behulp van de gezuiverde lucht. Het luchtdebiet wordt geregeld met behulp van massadebietregelaars met een nauwkeurigheid van 1% en een reproduceerbaarheid van 0.1%.

De meetapparaten van de ijkbank worden nauwkeurig afgesteld t.o.v. de primaire standaarden en de lineariteit wordt getest. Deze meetapparaten verblijven permanent op de ijkbank en worden om de twee weken gecontroleerd met behulp van de primaire standaarden. Deze regelmatig gecontroleerde meettoestellen vormen de referentiemeetapparaten van de ijkbank.

Het laboratorium beschikt daarnaast over een aantal transporteerbare systemen, zogenaamde transferstandaarden, waarmee op reproduceerbare wijze concentraties van de pollutanten worden aangemaakt. De concentratie, afgegeven door deze systemen, wordt niet bepaald op basis van fysische metingen of ijkcertificaten zoals dit het geval is bij primaire standaarden. De concentratie wordt in dit geval gemeten met behulp van de exact geregelde referentiemeetapparaten.

Met behulp van deze transferstandaarden worden de meetapparaten in de diverse meetposten gecontroleerd en zonodig bijgesteld. Minstens éénmaal om de drie maanden, en frequenter indien nodig, worden de meetposten van het telemetrisch meetnet met dit doel bezocht. Aan de meettoestellen wordt ijkgas van de transferstandaard aangeboden en indien nodig worden de apparaten bijgesteld. Vermits alle toestellen afgeregeld worden t.o.v. dezelfde transferstandaarden voorkomt men divergentie van de meetresultaten tussen de verschillende meetposten. Vermits ook het Vlaamse en Waalse Gewest participeren in de ijkprocedures van de interregionale ijkbank en er hun transferstandaarden uitmeten t.o.v. de referentietoestellen, blijft de harmonisatie van de resultaten in de meetnetten van de drie Gewesten verzekerd.

Elke meetpost beschikt ook over een intern testsysteem waarmee, op bevel van de computer van de meetpost een reproduceerbare concentratie van het testgas wordt aangemaakt, dat aan de toestellen wordt aangeboden. Onmiddellijk na het afstellen van de apparatuur van de meetpost t.o.v. de transferstandaard wordt de referentiewaarde van het interne testsysteem uitgemeten. Deze interne referentiewaarde wordt tezamen met een tolerantiegrens in het lokale computersysteem ingevoerd. Afhankelijk van de stabiliteit van de meetsystemen en de reproduceerbaarheid van de concentraties van het lokale testgas wordt een tolerantiegrens ingesteld tussen 6 tot 10%.

Elke dag, of regelmatig om de twee of drie dagen, wordt door de meetpostcomputer een testcyclus bevolen. Hierbij wordt door de meetapparaten achtereenvolgens gedurende 30 minuten “ZERO-lucht” en “SPAN-gas” aangezogen. Indien de resultaten, bekomen voor pollutievrije lucht en testgas, binnen de opgelegde toleranties vallen, worden de meetwaarden “*technisch gevalideerd*”. Indien dit niet het geval is, worden de meetwaarden reeds op dit niveau definitief verworpen. Er dient dan tussenbeide gekomen te worden om uit te maken of er zich een probleem stelt op het niveau van de meetapparatuur of van de interne testgasgenerator.

Niet gevalideerde waarden worden a posteriori nooit gevalideerd, ook niet indien achteraf zou blijken dat de oorzaak van het technisch falen niet bij het detectieapparaat ligt, maar b.v. bij het interne testsysteem. Het strikt toepassen van de ingestelde toleranties bij de regelmatige routinecontroles en een regelmatige controle op de juiste afregeling van de meetapparatuur staan borg voor de kwaliteit van de meetresultaten. Op de “technisch” gevalideerde meetresultaten wordt dan ook geen correctiefactor toegepast.

De definitieve validatie van de halfuurgegevens gebeurt op basis van een reeks statistische testen, die worden uitgevoerd na een voorafgaandelijke overdracht van de technisch gevalideerde gegevens van de meetpostcomputers naar de centrale beheerscomputer van het meetnet. Daarna volgt de definitieve opname in de gegevensbestanden voor de luchtkwaliteit in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest.

A.2.2 IJkprocedure bij discontinue systemen

Het Laboratorium voor Milieu-Onderzoek van het BIM heeft met succes [1998-2004] een kwaliteitscontrolesysteem, gebaseerd op de norm EN 45000, ingevoerd voor een groot gedeelte van de uitgevoerde analyses.

De kwaliteitsgarantie is gebaseerd op de technisch-wetenschappelijke competentie van het personeel en een standaardisatie van alle stappen van het analytisch gebeuren (vanaf de bemonstering tot en met de databank met de eindresultaten).

Het basisprincipe voorziet dat alle resultaten moeten kunnen nagetrokken worden en dat zij gerefereerd zijn t.o.v. nationale en internationale standaarden.

Alle belangrijke stappen van de analytische keten zijn zodanig opgevat dat de bekomen resultaten herberekend kunnen worden om zo hun nauwkeurigheid te verifiëren.

Een kwaliteitscontrole wordt uitgeoefend op verschillende stappen in de procedure (bemonstering, analyse, verwerking van de resultaten): getuige, blinde stalen, duplo stalen, etc... De performanties van de verschillende apparaten en van de gebruikte software worden eveneens op geregelde tijdstippen aan specifieke testen onderworpen.

Ten slotte worden de resultaten onderworpen aan een reeks statistische testen (evolutie van de gegevens, vergelijking tussen meetposten of tussen parameters onderling, vergelijking tussen verschillende methoden) vóór de definitieve validatie en de opname in de immissiedatabank voor luchtpollutie.

A.3 MEETMETHODEN TELEMETRISCH MEETNET

Voor de bemonstering bevindt zich in elke meetpost een centrale aanzuigleiding met aanzuigpomp. De aanzuigleiding bestaat deels uit glas en deels uit teflon. Het aanzuigdebiet bedraagt ca. 100 l/min, zodat de ogenblikkelijke concentraties dezelfde zijn als in de buitenlucht. Elk analyseapparaat is via een teflonfilterhouder, voorzien van een teflonmembraanfilter, en een teflonleiding van 1/4 of 1/8 duim diameter met de centrale aanzuigleiding verbonden. Elk apparaat beschikt over een pomp om de nodige lucht aan te zuigen. De membraanfilter beschermt de aanzuigleiding en het analyseapparaat tegen interne vervuiling. De verblijftijd van de lucht in het bemonsteringsysteem bedraagt hoogstens een tiental seconden.

A.3.1 Stikstofoxiden

Het gehalte stikstofoxiden in de omgevingslucht van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest wordt gemeten te Molenbeek (41R001), in de Kroonlaan te Elsene (41R002), in Kunst-Wet (41B003), St.-Katelijne (41B004), Eastman-Belliard (41B005), het Europees Parlement (41B006), St.-Agatha-Berchem (41B011), Ukkel (41R012), Haren (41N043), St.-Lambrechts-Woluwe (41WOL1) en in het Meudonpark (41MEU1).

Met stikstofoxiden wordt zowel stikstofmonoxide (NO) als stikstofdioxide (NO₂) bedoeld. De som van beide wordt als NO_x aangeduid: [NO_x] = [NO] + [NO₂]. De detectie van stikstofoxiden is gebaseerd op de chemieluminescente reactie tussen stikstofmonoxide (NO) en ozon (O₃).

De aangezogen lucht wordt binnen het meettoestel in twee gelijke stromen verdeeld. De eerste stroom wordt direct naar de reactiekamer geleid, waar een gedoseerde hoeveelheid ozon wordt toegevoegd; hierbij wordt het in de lucht aanwezige NO gedetecteerd. De tweede stroom gaat eerst over een katalytische convertor waarbij het aanwezige NO₂ tot NO gereduceerd wordt en het aanwezige NO onveranderd blijft. Na toevoeging van ozon wordt in deze stroom NO_x gedetecteerd, n.l. de som van NO dat in de buitenlucht als NO aanwezig was en van NO dat in de buitenlucht als NO₂ aanwezig was. Uit het verschil van beide meetsignalen (NO_x minus NO) wordt het NO₂-gehalte bekomen. NO_x-analyzers beschikken over een interne O₃-generator voor de aanmaak van ozon, noodzakelijk voor de chemieluminescente reactie.

De referentiemethode voor het ijken van NO_x-analyzers is gebaseerd op primaire ijkstandaarden voor NO en NO₂. De primaire ijkstandaard voor NO bestaat uit een gecertificeerde ijkgascilinder met een concentratie van 100 ppm NO onder stikstofatmosfeer. Met behulp van "Zero-lucht", d.i. gedroogde en gezuiverde lucht (eliminatie van SO₂, NO, NO₂, O₃, CO, koolwaterstoffen en zwevende stofdeeltjes) worden in het ijklabo verdunningen uitgevoerd tot concentraties binnen het bereik van 200 à 1000 ppb NO. De debieten van het primaire NO-ijkgas en van de zuivere verdunningslucht worden geregeld met behulp van massadebietregelaars met een nauwkeurigheid van 1% en een reproduceerbaarheid van 0.1%.

Met behulp van deze NO-ijkgasconcentraties worden beide kanalen (NO en NO_x) van de NO_x-referentieanalyzer in het ijklaboratorium afgeregeld. Tevens worden de lineariteit en de stabiliteit van het referentieapparaat gecontroleerd.

De primaire NO₂-standaard bestaat uit een permeatiebuisje, gevuld met vloeibaar NO₂. Een permeatiebuisje is een gesloten buisje vervaardigd uit een kunststof (b.v. teflon) of uit roestvrij staal, voorzien van een permeabele wand. Dit buisje wordt in een oventje geplaatst waarvan de temperatuur op 0.1 °C nauwkeurig geregeld wordt. Bij verhoogde temperatuur diffundeert het NO₂ doorheen de permeabele wand. Eens de vorm en het materiaal van het buisje vastliggen, wordt het permeatiedebiet volledig bepaald door de temperatuur. Bij constante temperatuur (b.v. 40°C) is de afgifte van het buisje constant in functie van de tijd. Doorheen het oventje wordt een constant debiet zuivere lucht geleid waardoor men beschikt over NO₂-ijkgas met constante concentratie. De afgifte van het permeatiebuisje wordt maandelijks gravimetrisch bepaald met behulp van een analytische balans (0.01 mg resolutie). Uit het luchtdebiet en het permeatieverlies wordt de concentratie berekend.

Het NO₂-ijkgas wordt vervolgens met een NO_x-referentie-analyzer gemeten die voorafgaandelijk met behulp van het NO-ijkgas was afgeregeld. De afwijking van de gemeten NO₂-concentratie t.o.v. de berekende mag niet meer dan 2% bedragen, zoniet dient de oorzaak van dit verschil opgespoord en verholpen te worden.

Na een goed verloop van de ijktesten wordt met behulp van de nauwkeurig afgeregelde NO_x-referentie-analyzer de NO- en NO₂-concentratie in de transferstandaarden bepaald. De transferstandaard voor NO is een niet gecertificeerde ijkgascilinder met een concentratie van ca. 400 ppb NO in stikstofatmosfeer. De exacte concentratie ervan (± 3%) wordt in het ijklaboratorium bepaald met behulp van de exact afgeregeld NO_x-referentie-analyzer.

De transferstandaard voor NO₂ bestaat uit een NO₂-permeatiebuisje in een draagbaar permeatiesysteem. De NO₂-concentratie van dit systeem wordt eveneens bepaald in het ijklaboratorium met behulp van de NO_x-referentie-analyzer. De testen met behulp van NO₂ laten tevens toe het rendement van de NO₂-conversie (reductie van NO₂ tot NO) te controleren.

De NO_x-meetapparaten van het meetnet worden regelmatig om de twee à drie maanden, getest en desgevallend opnieuw juist ingesteld t.o.v. de transferstandaarden. Tegelijkertijd wordt het rendement van de NO₂-converter bepaald. Vermits dezelfde transferstandaard in alle meetcabines wordt aangewend, refereert elk NO_x-apparaat uit het meetnet aan de gemeenschappelijke primaire standaard.

In de meetcabines bevindt zich eveneens een ijksysteem waarmee om de twee dagen een routinecontrole wordt uitgevoerd. De concentratie afgegeven door de interne calibrator wordt bepaald, onmiddellijk nadat de NO_x-analyzer juist afgeregeld werd t.o.v. de transferstandaard. De interne calibratiewaarde met de bijhorende tolerantie wordt in het beheerssysteem van het meetnet ingevoerd. De ingestelde tolerantie bedraagt momenteel 6%.

Bij de vernieuwing van de NO_x-apparatuur werd geopteerd voor toestellen waarbij de vervuiling van de meetkamers ten gevolge van de chemieluminescente reactie minimaal is. Hierdoor wordt gepoogd de stabiliteit over langere termijn van de meetresultaten te bevorderen. De stabiliteit van de interne controlesystemen (dynamische verdunning) werd eveneens verbeterd tot ca. 1,5 à 2%.

A.3.2 Ozon

Ozontoeestellen in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest staan opgesteld in de meetposten te Molenbeek (41R001), St.-Katelijne (41B004), het Europees Parlement (41B006), St.-Ag.-Berchem (41B011), Ukkel (41R012), Haren (41N043) en St.-Lambr.-Woluwe (41WOL1).

De O₃-toestellen, aanwezig in de meetposten, zijn UV-absorptietoestellen. In een meettoestel met UV-absorptie bevindt zich een cilindrische buis van ongeveer 1/2 inch diameter die, hetzij inwendig perfect gepolijst (spiegelend oppervlak) is, hetzij uit kwartsglas bestaat. Aan de ingang van de buis bevindt zich een UV-bron waarvan de intensiteit constant gehouden wordt. De UV-bron wordt afgeschermd zodat enkel de golflengtes, gevoelig voor absorptie door O₃, in de meetkamer binnendringen. De storende golflengtes, waarbij o.a. O₃ geproduceerd wordt uit de aanwezige zuurstof, worden dus vooraf uitgefilterd. Op het einde van de buisvormige reactiekamer bevindt zich een UV-detector. Bij toenemende O₃-concentratie is er meer absorptie van UV-straling in de meetkamer. Op de detector wordt dan een lagere UV-intensiteit gemeten.

De absorptie van UV-straling door ozon volgt de absorptiewet van Lambert-Beer:

$$\frac{I_1}{I_0} = \exp (- \alpha \cdot l \cdot C)$$

waarbij :

I ₀	:	UV-intensiteit bij ozonvrije lucht
I ₁	:	UV-detectie bij ozonhoudende lucht
α	:	absorptiecoëfficiënt
l	:	optische weglengte tussen UV-bron en UV-detector
C	:	ozonconcentratie

In de praktijk werkt het analyseapparaat in twee snel op elkaar volgende cycli. Gedurende een aantal seconden wordt de omgevingslucht direct aangezogen doorheen de meetkamer. Hierbij is er UV-absorptie door de aanwezige ozon (bepaling I₁). Vervolgens wordt gedurende een even lange periode lucht aangezogen waarbij het aanwezige ozon totaal afgebroken wordt (bepaling I₀) op een O₃-scrubber.

De absorptiecoëfficiënt voor O₃ is gekend, de optische weglengte ligt per meettoestel vast en de meting van I₀ en I₁ kan met voldoende nauwkeurigheid uitgevoerd worden. Het verband tussen de concentratie enerzijds en de verhouding van de UV-intensiteiten anderzijds, ligt éénduidig vast. Indien zij technisch in orde zijn, blijven meettoestellen werkend volgens dit principe gedurende zeer lange tijd stabiel; dit wordt experimenteel bevestigd bij de opeenvolgende ijkingen. Op voorwaarde dat het binnendringen van stofdeeltjes in de meetkamer vermeden wordt, dient het toestel niet bijgeregeld te worden, ook niet na meerdere maanden gebruik.

Het binnendringen van stofdeeltjes wordt vermeden door aan de ingang van de leiding voor monsterneming een teflonfilterhouder met teflonmembraanfilter te voorzien. Dit membraan dient regelmatig vervangen te worden om absorptie van ozon op het gecollecteerde stof te vermijden. De leiding voor monsterneming en alle verbindingen dienen bovendien lekdicht te zijn en bij voorkeur enkel uit teflon en/of borosilicaatglas te bestaan.

Vóór en na elke zomerperiode worden de O₃-meettoestellen vanuit het meetnet naar het ijklaboratorium van het BIM overgebracht (b.v. in april en oktober 2005). Bij de aankomst in het ijklabo worden de prestaties van de meettoestellen grondig gecontroleerd (gevoeligheid, nauwkeurigheid, stabiliteit, lineariteit, ...) met behulp van de O₃-referentie-ijkbron. Vervolgens wordt een degelijk preventief onderhoud van de meettoestellen uitgevoerd. Dit omvat o.m. de reiniging van de meetkamer, de vervanging van de specifieke O₃-scrubber, de reiniging van de elektromagnetische klep en het testen van de lekdichtheid van het meetsysteem. Ten slotte, alvorens de meettoestellen terug in het meetnet te plaatsen, worden de prestaties opnieuw getest t.o.v. de O₃-referentie-ijkbron van het laboratorium.

De juiste waarde van de O₃-referentie-ijkbron wordt met een gasfase-titratiesysteem gesteld t.o.v. de referentie-ijkbron voor NO_x en is tot op 2% nauwkeurig. In het IRCEL-ijklabo is er sedert de zomerperiode '99 tevens een referentie-UV-fotometer geïnstalleerd. De verschillen van de ijkingen op basis van beide referentiesystemen bedragen slechts ongeveer 1% over het concentratiegebied van enkele tientallen tot enkele honderden microgram/m³. De afregeling van de meettoestellen van het meetnet diende niet noemenswaardig (< 2%) gewijzigd te worden t.o.v. de vorige controles (april/november '94, '95, '96,..., 2003, 2004 en 2005).

Belangrijk voor de goede werking van een O₃-meettoestel is een perfect afsluitende elektromagnetische klep. Bij elke cyclus schakelt deze klep om en er mag geen lucht worden aangezogen via lekken in het meetapparaat. Verder mag er geen menging optreden tussen de lucht van beide meetfasen (monster en ozonvrije lucht) en dient de O₃-scrubber voldoende efficiënt en zuiver te zijn.

Problemen doen zich eerder zelden voor, maar kunnen desgevallend tot relatief grote meetfouten leiden. Een gemis aan duurzaamheid (kwaliteit, specificiteit) van origineel geleverde O₃-scrubbers en UV-bronnen heeft vroeger meerdere malen geleid tot een verlies aan meetgegevens.

De meettoestellen beschikken ook over een inwendige O₃-generator waarmee om de drie dagen een routinetest wordt uitgevoerd. Eens het apparaat correct afgeregeld is t.o.v. de referentie-ijkbron in het labo, wordt voor elk apparaat de interne controlewaarde genoteerd. In het meetnet wordt om de drie dagen een controletest uitgevoerd. Gedurende een half uur wordt ozonvrije lucht aangezogen (ZERO-meting) en vervolgens wordt gedurende een half uur de routinetest uitgevoerd (SPAN-meting).

De tolerantie op de ZERO-waarde bedraagt ca. 4 µg/m³. Op de SPAN-waarde bedraagt de tolerantie 10% van de ingestelde waarde. Het opleggen van een relatief ruime marge van 10% komt door de beduidend minder goede reproduceerbaarheid van de interne ozongeneratoren. De O₃-vorming is afhankelijk van het UV-spectrum van de interne bron en van de luchtvochtigheid. De reproduceerbaarheid van de ozondetectie is veel beter en is van de orde van 2%. Bij de zesmaandelijksse controletesten in het labo blijkt dat finaal een nauwkeurigheid van 2 à 3% bereikt werd t.o.v. de O₃-referentie-ijkbron.

A.3.3 Koolmonoxide – Kooldioxide

Koolmonoxide en kooldioxide worden gemeten met apparaten werkend op basis van IR-absorptie (absorptie in het infrarode gebied) en Gasfiltercorrelatie (GFC-IR). Koolmonoxide wordt gemeten te Molenbeek (41R001), Elsene (41R002), Kunst-Wet (41B003), St.-Katelijne (41B004), Eastman-Belliard (41B005), het Europees Parlement (41B006), Haren (41N043) en St.-Lambr.-Woluwe (41WOL1). Kooldioxide wordt gemeten te Elsene (41R002), Ukkel (41R012), St.-Lambr.-Woluwe (41WOL1) en Kunst-Wet (B003).

In de apparaten bevindt zich een IR-bron, een meetkamer en een IR-detector. Tussen de IR-bron en de meetkamer bevindt zich een ronddraaiend rad dat voorzien is van twee transparante cellen. Eén cel is gevuld met stikstof en de andere met het gas dat men wenst te meten (CO of CO₂). De IR-straling die de meetkamer binnenkomt, wordt met behulp van spiegels enkele malen heen en weer gereflecteerd. Bij een voldoende grote weglengte wordt een meetbare absorptie bekomen. Aan de uitgang van de meetkamer bevindt zich een IR-filter met nauwe bandbreedte, gevolgd door een op constante temperatuur gekoelde IR-detector.

CO-apparaat : van de uitgestuurde IR-straling worden de CO-gevoelige golflengtes totaal geabsorbeerd door de CO-gevulde cel. In de meetkamer is er dan nog enkel absorptie van eventueel aanwezige interferenten op andere golflengtes. Wanneer de IR-straling doorheen de N₂-gevulde cel gaat, is er geen absorptie van de CO-gevoelige golflengte in de cel. In de meetkamer is er absorptie vanwege het aanwezige CO en vanwege eventuele interferenten.

De IR-detector ontvangt alternerend twee, in de tijd gescheiden, signalen. Een synchronisatiesysteem zorgt voor de juiste interpretatie ervan. Het verschil in intensiteit tussen beide signalen is het hoogst wanneer de CO-concentratie in de meetcel nul bedraagt en het neemt af naarmate de CO-concentratie toeneemt. Het systeem wordt geijkt met gekende CO-ijkgasconcentraties. De interferentie van H₂O-damp en CO₂ (IR-absorptie) en de invloed van de temperatuur op het detectiesignaal zijn tot een minimum beperkt. Dit principe laat toe om nauwkeurig te meten bij lage concentraties. Zero-drift wordt vermeden door een regelmatig uitgevoerde automatische “zero-reset” t.o.v. CO-vrije omgevingslucht, die bekomen wordt via een katalytische oxidatie van CO tot CO₂.

CO₂-apparaat : de beschrijving voor CO₂-apparaten is volkomen analoog als hierboven, waarbij een CO₂-gevulde cel de CO-gevulde cel vervangt. Gezien de relatief hogere CO₂-concentraties (360 à 420 ppm CO₂ t.o.v. 0.2 à 5 ppm CO) kan de weglengte in de absorptiekamer korter gehouden worden en zijn de interferenties minder storend dan bij de CO-detectie.

Als primaire standaard worden gecertificeerde ijkgascilinders aangewend met een concentratie van respectievelijk 500 ppm CO onder stikstofatmosfeer en 6000 ppm CO₂ in synthetische lucht. Met behulp van “Zero-lucht” worden in het laboratorium verdunningen aangemaakt. De debietregeling geschiedt met massadebietregelaars.

Voor CO worden mengsels gemaakt in het concentratiegebied van 2 tot 20 ppm. Voor CO₂ wordt vooral aandacht besteed aan het gebied van 300 tot 600 ppm. Gebruik makend van verschillende verdunningen worden de referentiemeetapparaten afgeregeld en op hun lineariteit getest.

Als transferstandaarden worden niet gecertificeerde ijkgascilinders aangewend met een concentratie van 10 tot 20 ppm CO in stikstofatmosfeer en van 400 of 500 ppm CO₂ in synthetische lucht. De waarde ervan wordt uitgemeten met behulp van de referentietoestellen.

A.3.4 Zwaveldioxide

Zwaveldioxide wordt bepaald via de UV-fluorescentie-techniek. De toestellen staan opgesteld in de meetposten te Molenbeek (41R001), Elsene (41R002), Kunst-Wet (41B003), Eastman-Belliard (41B005), Ukkel (41R012), Haren (41WOL1), Woluwe (41WOL1) en in het Meudonpark (41MEU1).

In een UV-fluorescentie-apparaat wordt de inkomende straling van een UV-lamp uitgefilterd. Hierdoor kunnen nagenoeg uitsluitend de golflengtes die SO₂-fluorescentie initiëren in de detectiekamer binnendringen. De aanwezige SO₂-moleculen worden geëxciteerd. Bij het terugvallen van de elektronen naar hun basisenergieniveau wordt UV-straling uit een ander UV-golflengtegebied (minder energierijk) uitgezonden. Aan de uitgang van de detectiekamer bevindt zich een UV-filter met nauwe bandbreedte, die selectief de SO₂-UV-fluorescente straling doorlaat. De UV-straling wordt gedetecteerd door een PMT (Photo Multiplier Tube). De intensiteit ervan is proportioneel met de SO₂-concentratie.

Koolwaterstofmoleculen met een dubbele binding kunnen een interferentie op het meetsignaal veroorzaken. Zij worden geëlimineerd door de installatie van een dubbelwandige siliconetubing vóór de ingang van de detector. De inkomende lucht stroomt binnenin de centrale leiding, de uitstromende lucht in tegenstroom er omheen. Als gevolg van een drukverschil over de scheidingswand ontstaat er een verschil in partieel KWS-druk. Dit heeft een diffusie van de koolwaterstoffen doorheen de scheidingswand tot gevolg. De koolwaterstoffen worden afgevoerd vooraleer ze de ingang van de meetkamer bereiken, terwijl het aanwezige SO₂ ongehinderd naar de detectiekamer stroomt.

Een interferentie treedt op bij aanwezigheid van NO in de omgevingslucht. Door de installatie van selectieve UV-filters aan de uitgang van de meetkamer wordt de interferentie beperkt tot ca. 0,3% van de aanwezige NO-concentratie: b.v. een concentratie van 600 ppb NO leidt tot een meetsignaal van 2 ppb (ca. 5 µg/m³ SO₂) op een SO₂-fluorescente analyzer.

Omstreeks het einde van de jaren '80 heeft de Europese Commissie de SO₂-UV-fluorescentie als referentiemethode aanvaard. De toepassing van deze instrumentale methode is wijdverspreid in de meetnetten voor luchtpollutie.

De primaire standaard voor SO₂ is een permeatiebuisje, gevuld met vloeibaar SO₂. Het gebruik ervan, de bepaling van de afgifte van het busje en de berekening van de ijkgasconcentratie is volledig analoog als voor NO₂ (zie A.3.1).

Op basis van de gekende ijkgasconcentratie en een aantal verdunningen met "zero-lucht" worden de referentieapparaten van de ijkbank afgeregeld en op lineariteit getest. Controles van de referentieapparatuur gebeuren om de twee weken.

De transferstandaard voor SO₂ bestaat eveneens uit een permeatiebuisje dat opgeborgen zit in een draagbare ijkoffer.

A.3.5 Zwevende deeltjes (PM10 en PM2,5)

De bepaling van het gehalte aan PM10- en PM2,5-deeltjes in het meetnet van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest gebeurt met behulp van een “*oscillerende microbalans*”.

Bij de toestellen werkend volgens dit principe, n.l. het type toestel TEOM 1400Ab met dynamische debietcontrole, is er een duidelijk en rechtlijnig verband tussen het detectiesignaal en de massa van de opgevangen zwevende deeltjes. Het gebruik van dit meetsysteem laat toe de concentratie van de zwevende deeltjes met een behoorlijke tijdsresolutie te volgen.

De aanzuigtuit kan uitgerust worden met verschillende types aanzuigkoppen die tot een bepaalde deeltjesgrootte bemonsteren:

- TSP	:	totaal zwevende deeltjes (total suspended particulates)
- PM10	:	deeltjesfractie tot 10 µm equivalente diameter
- PM2,5	:	deeltjesfractie tot 2,5 µm
- PM1	:	deeltjesgrootte tot 1 µm

De aangezogen lucht komt het apparaat binnen via de geselecteerde aanzuigkop. De EG-richtlijn voor zwevende deeltjes voorziet in de verplichting tot monitoring van de PM10-fractie en houdt een aanbeveling in om ook reeds te starten met de bepaling van de PM2,5-fractie.

Bemonstering : de aanzuigkop voor PM10-meting is van het type “impactor”. Om de specifieke condities voor de gewenste selectiviteit te respecteren (PM10-gehalte) dient de lucht aan de aanzuigtuit met een zekere snelheid aangezogen te worden. De gangbare PM10-aanzuigkop (R&P of Anderson) vereist een aanzuigdebiet van 1 m³/h of 16.67 l/min voor een correcte afscheiding van de PM10-fractie in de impactor. Bij de bemonstering van de PM2,5-fractie wordt de PM10-impactor gevolgd door een PM2,5-cycloon die in serie is geplaatst. De selectiviteit voor PM10 en PM2,5 is zodanig dat minstens 50% van de bewuste deeltjesfractie (diameter 10 µm of 2,5 µm) wordt bemonsterd, met een zeer scherpe scheiding tussen de bemonsterde en de niet bemonsterde deeltjesgrootte.

Vermits het detectiesysteem zeer gevoelig is, volstaat een kleine fractie van het aanzuigdebiet voor de bepaling. Na de aanzuigkop volgt een isokinetische splitsing in twee deeldebieten. Het debiet bestemd voor meting kan naar keuze ingesteld worden op 1, 2 of 3 l/min. De keuze van het effectieve meetdebiet wordt mede bepaald door de gewenste detectielimiet, de gemiddelde deeltjesconcentratie en de gewenste autonomie van het apparaat. De keuze van het meetdebiet noodzaakt tot de installatie van een aangepaste isokinetische “flow-splitter”. Bij een gering debiet dient de filter voor bemonstering minder frequent vervangen te worden waardoor de autonomie van het meetsysteem toeneemt. De grotere fractie van het debiet is louter een “*by-pass*”.

Debietregeling : om de juiste aanzuigcondities te blijven verzekeren heeft de wijziging van het meetdebiet van 3 tot 2 of tot 1 l/min ook gevolgen voor het “*by-pass*” debiet. Dit laatste dient gelijk te zijn aan het complement van het meetdebiet t.o.v. het aanzuigdebiet van 16.67 l/min en bedraagt dus 13.67, 14.67 of 15.67 l/min. In het meetapparaat worden deze beide debieten geregeld met behulp van massadebietregelaars.

Apparaten met een actieve controle van het debiet zijn ter hoogte van de aanzuigkop voorzien van sensoren voor druk en temperatuur. Via de microprocessor worden de massadebietregelaars zodanig gestuurd dat er via de aanzuigkop steeds 1 m³/h (volgens de omgevingscondities) wordt aangezogen en, naargelang de ingestelde keuze, steeds 1, 2 of 3 l/min over de bemonsteringsfilter van de microbalans. De weergegeven concentraties worden omgezet naar de gewenste standaardcondities van druk en temperatuur.

Detectie : het detectiesysteem bestaat uit een spits toelopend element (tapered element) waarboven een met teflon beklede glasvezelfilter wordt geplaatst. Het “tapered element” wordt aan de onderzijde bevestigd, terwijl het aan de bovenzijde volledig vrij kan bewegen. Door het toevoegen van een gecontroleerde hoeveelheid energie wordt dit element aan het trillen gebracht. Bij een nulbelasting blijft de frequentie constant, bij een toename van de depositie op de filter gaat het beladde element met een andere frequentie trillen. Er is een direct verband tussen de wijziging van de frequentie en de massatoename op de filter.

De wijziging van de frequentie, en dus de massatoename, kan met grote nauwkeurigheid worden gevolgd. De regeling van het meetdebiet met een massadebietregelaar laat toe om de massaconcentratie zeer precies te berekenen.

De temperatuur van de filter werd aanvankelijk [1996-2004] op 50 °C geregeld. De keuze van de filtertemperatuur is essentieel om reproduceerbare resultaten te bekomen. Afhankelijk van de temperatuur adsorberen of desorberen bepaalde deeltjes eventueel vocht of vluchtige organische stoffen, of worden de deeltjes eventueel zelf ontbonden (b.v. ammoniumzouten). Adsorptie/desorptie van vocht en vluchtige stoffen komt zowel in de atmosfeer voor, als op het gecollecteerde stof. Dit vormt een belangrijk probleem bij de exacte bepaling van het gehalte aan deeltjes. Het fenomeen is zeer verschillend voor de meer noordelijke en de meer zuidelijk gelegen lidstaten van de Europese Gemeenschap. Binnen de lidstaten zijn er bovendien verschillende situaties naargelang het een stedelijk, een landelijk of b.v. een kustgebied betreft.

Volgens de EG-richtlijn dienen de PM10-resultaten omgerekend te worden tot waarden die equivalent zijn aan de resultaten van de referentiemethode (gravimetrie na bemonstering op filter gedurende 24 uur). Volgens de richtlijn dienen de meetwaarden minstens met de factor 1.3 vermenigvuldigd te worden. Uit verschillende studies blijkt nochtans dat deze factor afhankelijk is van plaats, tijd en samenstelling van het aërosol.

Studies van de VMM, waarbij beide methodes vergeleken worden op meerdere meetplaatsen gedurende verschillende periodes, hebben geleid tot een factor 1,47 voor de omrekening van de brute resultaten bekomen met apparaten van het type TEOM 1400Ab.

Voor de periode 1996-2004 gebeurt de beoordeling van de luchtkwaliteit (EG-normering, jaargemiddelde, aantal overschrijdingen) op basis van deze gecorrigeerde waarden.

$$\text{PM10_EqRef} = 1,47 * \text{PM10_ruwe data}$$

FDMS-systeem

In de EG-richtlijn wordt het gebruik van een vaste omrekeningsfactor opgelegd. De fysische fenomenen die aanleiding geven tot afwijkende resultaten zijn echter afhankelijk van de samenstelling van het aërosol, de temperatuur en de vochtigheid. Dit betekent dat de omrekeningsfactor wellicht niet stabiel is, maar dat deze varieert in functie van tijd en plaats.

In de zoektocht naar een methode die *equivalente resultaten* oplevert *via meting*, werd door het Laboratorium van het BIM in 2003 geopteerd om een bestaand TEOM-apparaat uit te rusten met een FDMS-systeem (*Filter Dynamics Measurement System*). Uit een aantal voorlopige resultaten, vermeld in de literatuur, blijkt er een behoorlijke overeenkomst te bestaan tussen de resultaten bekomen met de referentiemethode en met een TEOM-FDMS.

Een TEOM-apparaat uitgerust met een FDMS-systeem werkt in twee fasen van 6 minuten. Eerst passeert de aangezogen lucht doorheen een droger op basis van membraantechnologie. Gedurende de eerste periode wordt de lucht over de uitwisselbare filter geleid, waarop de deeltjesfractie geïncubated wordt. Daardoor wordt lucht met een vrijwel constante en geringe relatieve vochtigheid over de filter geleid. De operationele temperatuur is ingesteld bij 30°C. Deze omstandigheden benaderen de omstandigheden bij de referentiemethode en sluiten nauwer aan bij de fysische realiteit.

Gedurende een tweede periode van 6 minuten wordt de lucht, na de droger, afgeleid over een “absolute” filter op ± 4 °C en ontdaan van alle deeltjes en vluchtige componenten. Deze “zuivere” en stofvrije lucht wordt vervolgens ook over de uitwisselbare filter van de monsterneming geleid. Het massaverlies, veroorzaakt door het verlies van vluchtige fractie, wordt in deze fase opgetekend en dient ter correctie van het gelijkaardige massaverlies dat optreedt tijdens de fase van de effectieve bemonstering (collecteren van deeltjes op de uitwisselbare filter).

De resultaten worden uitgemiddeld over een periode van één uur, in de veronderstelling dat de samenstelling van het aërosol niet al te snel wijzigt. Het eindresultaat wordt bekomen door het PM10-meetsignaal te compenseren voor het gemeten massaverlies. Dit eindresultaat wordt verder aangeduid als **PM10-FDMS**. Vanaf het jaar 2005 gebeurt de beoordeling van de luchtkwaliteit op basis van de resultaten van PM10-FDMS.

In de meetposten te Molenbeek en Haren werden, respectievelijk van september 2003 tot december 2005 en van september 2004 tot december 2005, parallelle metingen uitgevoerd tussen TEOM-PM10 en TEOM-PM10-FDMS. In de loop van het jaar 2005 werden de PM10-toestellen van de meetposten te Ukkel, Berchem en Woluwe omgebouwd tot PM10-FDMS.

Als verhouding tussen **PM10-FDMS** en **PM10-ruwe data** worden volgende factoren bekomen (zie verder):

Molenbeek	een factor ~1,30	(24 maanden)
Haren	een factor ~1,20	(16 maanden)
Ukkel	een factor ~1,42	(12 maanden)
Woluwe	een factor ~1,46	(12 maanden)
Berchem	een factor ~1,51	(9 maanden)

De verhouding tussen PM10-FDMS en PM10-ruwe data in de meetposten Molenbeek (~1,30) en Haren (~1,20) is duidelijk lager dan de vaste factor 1,47 toegepast bij de omrekening van brute gegevens naar waarden equivalent met de referentiemethode (PM10_EqRef). Op de andere meetposten is er een betere overeenstemming tussen PM10-FDMS (factor 1,42 à 1,51 t.o.v. ruwe data) en de gecorrigeerde resultaten PM10_EqRef (=1,47 *ruwe data).

De grotere aanwezigheid van een minerale fractie op bepaalde plaatsen of tijdstippen maakt dat het gebruik van de vaste correctiefactor wellicht tot een overschatting leidt van de werkelijke concentraties, zoals o.m. het geval is in de meetposten Molenbeek en Haren.

Bij een analyse, dag na dag, van de verhouding van de resultaten tussen beide methoden (PM10-FDMS en brute gegevens) blijkt dat deze te Molenbeek varieert tussen ~0,8 en ~2,7 en te Haren tussen ~0,6 en ~2,0. Indien uit verdere testen zou blijken dat er dag na dag een goede overeenstemming is tussen de referentiemethode en de FDMS-methode dan komt het gebruik van een vaste correctiefactor minstens ter discussie.

Een lopende studie van de VMM, waarbij gedurende meerdere maanden PM10-FDMS en de referentiemethode met elkaar vergeleken worden in een stadsomgeving met verkeer, levert voorlopig een factor ~1,00. In een nieuw gemeenschappelijk programma van het Vlaamse, het Waalse en het Brusselse Gewest zullen ook buiten de stadsomgeving nog een aantal aanvullende vergelijkende testen gebeuren met verschillende PM10-meetmethoden.

*Ijkkontrol*e: de controle op de ijking komt neer op de bepaling van een fysisch-mechanische grootheid. Het verband tussen de totale massa en de frequentie wordt gegeven door een vergelijking van de volgende vorm: $M = K_0/f^2$. De grootheid K_0 (de waarde is eigen aan elk apparaat) kan bepaald worden door de frequentieverandering te meten van het detectiesysteem zonder filter en met een filter, waarvan de massa exact gekend is.

PM2,5-metingen:

Vanaf het opstarten van de meetpost in het Meudonpark (MEU1), op 01/10/1999, werden er simultaan met de PM10-metingen ook PM2,5-metingen uitgevoerd. Het PM2,5-meetapparaat is van hetzelfde type als dat voor PM10, met een oscillerende microbalans als detector. Een selectieve bemonstering van de PM2,5-fractie wordt bekomen door de PM10-aanzuigkop in het aanzuigstelsel te laten volgen door een PM2,5-cycloon. Voor PM2,5 werd nog geen correctiefactor bepaald. Voor de periode 1999-2005 worden de brute meetgegevens gerapporteerd.

In de loop van het jaar 2000 werd het meetnet uitgebreid met twee bijkomende PM2,5-toestellen. Eén toestel bevindt zich in de meetpost te Molenbeek (R001 – april 2000) en het andere in de meetpost te Haren (N043 – mei 2000). Deze beide systemen werden tijdelijk gebruikt voor vergelijkende metingen tussen PM10 en PM10-FDMS (periode 2003/2004-2005).

Vanaf de maand januari 2006 worden opnieuw PM2,5-metingen uitgevoerd in de drie meetposten: Molenbeek, Haren en Meudon. De drie apparaten zijn inmiddels uitgerust met een FDMS-systeem. In de loop van de maand maart 2006 werd een vierde PM2,5-FDMS-toestel in gebruik genomen op de meetpost te Ukkel. Door de installatie van een FDMS-systeem gebeurt de bepaling van de PM2,5-fractie onder beter gecontroleerde omstandigheden van temperatuur en relatieve vochtigheid.

In de meetpost te Meudon werden de PM10-metingen tijdelijk opgeschort. Vanaf juli 2005 worden er simultaan metingen uitgevoerd voor TEOM-PM2,5-FDMS en TEOM-PM2,5. Voorlopig, na een periode 9 maanden vergelijkende testen, wordt tussen beide reeksen resultaten een verhouding van ~1,40 genoteerd.

A.4 ANALYSEMETHODEN na bemonstering

A.4.1 Bepaling van het gehalte aan vluchtige organische stoffen

Op een aantal plaatsen wordt het gehalte aan VOS bepaald. De bepalingen te Ukkel, Molenbeek, Elsene en Kunst-Wet gebeuren op weekbasis. Op het meetpunt te St.-Lambrechts-Woluwe worden 24-uursstalen genomen. Sedert eind 1998 beschikt het BIM-LMO over een accreditatie NBN-EN 45001 (Beltest N° 122-T) voor dit soort bepalingen.

Omgevingslucht wordt met een constant geregeld debiet (massadebietregelaar) van ca. 2 Nml/min aangezogen over een Carbograph-1TD absorptietube. De aanwezige vluchtige organische componenten worden erin geabsorbeerd. De kwantitatieve analyse gebeurt achteraf in het laboratorium.

Na een voorafgaande thermische desorptie (Markes Unity) bij 250 °C van de geabsorbeerde componenten volgt een cryogene trap bij -10 °C. Na verhitting worden de componenten getransfereerd naar de ingang van een gaschromatograaf (GC 8000 van Fisons), uitgerust met een 60 m lange capillaire kolom met een inwendige diameter van 0.32 mm. De filmlaag met een dikte van 3.0 µm bestaat uit dimethylpolysiloxaan. De programmering laat de temperatuur van de kolom toenemen van 35 tot 180 °C met een gradiënt van 4 °C/min. Het debiet van het draaggas helium bedraagt 1.9 ml/min.

Als detector wordt een massaspectrometer (Trace MS250 van Fisons) gebruikt, zodat de identificatie van de verschillende VOS gebeurt aan de hand van hun retentietijd en de massa van een aantal karakteristieke ionen. Kwantificering van deze componenten gebeurt door de intensiteit van de ionen te vergelijken met deze van zuivere standaarden via een ijklijn. Dit verloopt automatisch met het bijgeleverde programma "Xcalibur".

Routinematig worden tot dusver de gehalten van volgende componenten bepaald:

alifaten:

- ✓ n.pentaaan
- ✓ n.hexaaan
- ✓ 2-methylhexaaan
- ✓ n.heptaaan
- ✓ n.octaaan

aromaten:

- ✓ benzeen
- ✓ toluen
- ✓ m+p-xyleen
- ✓ o-xyleen
- ✓ ethylbenzeen

gechloreerde koolwaterstoffen:

- ✓ 1,2-dichloorethaan
- ✓ tetrachloroethyleen

A.4.2 Zwarte Rook

De eerste gestandaardiseerde methode ter bepaling van de concentratie van zwevende deeltjes in de lucht was de reflectometrische methode, in 1939 ontwikkeld in Groot-Brittannië. Deeltjes werden op een filter geïncubated waarbij een verband gezocht werd tussen de zwarteheid van de filtervlek en de deeltjesconcentratie in de lucht.

De aldus geïncubatede deeltjes werden “smoke” of “rook” genoemd. Vóór 1960 werd er vooral gestookt op basis van kolen en in grotere steden was er een direct verband tussen de zwarteheid van de vlek en de massaconcentratie van de deeltjes. Hieruit is de benaming “black smoke – zwarte rook” ontstaan.

Vrij snel bleek dat niet alle deeltjes even zwart zijn. De geldigheid van de methode is dan ook niet universeel. Het verband tussen de zwarteheidsindex en de massaconcentratie hangt o.m. af van de kleur en de samenstelling van de deeltjes en van de situering van de meetplaats. Wijzigingen van dit verband in de tijd, b.v. tussen de verschillende seizoenen, zijn niet uit te sluiten.

Sedert het begin van de jaren '60 is het aandeel van het zwart gekleurde stof in het totaal gehalte zwevende deeltjes geëvolueerd. Het grotere aandeel van aardgas als brandstof, bij zowel de huisverwarming als de energieproductie, heeft geleid tot een belangrijke daling van de uitstoot van zwarte deeltjes. Het toenemend wegverkeer, met een proportioneel belangrijker toename van het diesilverkeer, heeft geleid tot een toename van de uitstoot van zwarte-rook in gebieden met een grote verkeersdichtheid.

De OESO heeft in die periode een standaard procedure voorgesteld om te komen tot een internationaal aanvaarde ijkcurve en bemonsteringstechniek. De ijkcurve, die het verband geeft tussen de zwarteheidsindex en de oppervlakteconcentratie van de filtervlek, werd opgesteld na het vormen van een compromis tussen de gangbare ijkcurves uit Frankrijk en Groot-Brittannië. De schaal van deze ijkcurve is gestandaardiseerd voor een reflectiewaarde 75 (zwarteheidsindex 25) overeenstemmend met een oppervlakteconcentratie van $20 \mu\text{g}/\text{cm}^2$, bij gebruik van Whatman filterpapier N° 1 en een EEL-smoke stain-reflector, model 43.

Op basis van deze ijkcurve bepaalt men de concentratie van een component die als “standaard-rook” kan omschreven worden. De concentratie “rook” wordt berekend op basis van de oppervlakteconcentratie, het oppervlak van de filtervlek en het totale bemonsterde luchtdebiet. De meetwaarden kunnen vergeleken worden met de normwaarden voor “zwarte-rook” vermeld in de EG-richtlijn 80/779/EG.

Verder geeft de procedure strikte aanbevelingen i.v.m. het bemonsteringsdebiet, de lengte en het materiaal van de aanzuigleiding, de diameter van de filterbehuizing, de grootte van het filteroppervlak en de stroomsnelheid van de lucht boven het filteroppervlak. De methode is eenvoudig, goed reproduceerbaar en eist geen belangrijke investeringen.

Metingen van het gehalte “zwarte-rook” worden uitgevoerd te Elsene (Kroonlaan), Ukkel en in Brussel-stad.

A.4.3 Lood

Het doel van deze metingen is de bepaling van het loodgehalte van de inadembare deeltjesfractie in de omgevingslucht, met name van de deeltjes kleiner dan 10 µm.

In het Brussels Hoofdstedelijk Gewest was het verkeer lange tijd de voornaamste bron van loodvervuiling. Het meetnet bestaat uit 5 meetposten waarvan er twee opgestart werden in de loop van het jaar 1999. Van de drie oorspronkelijke meetposten staan er twee opgesteld in een straat met veel verkeer. De meetpost 0IHE03 staat opgesteld in de Kroonlaan te Elsene en de meetpost 01BLD1 in de Belliardstraat. De meetpost 01R012 bevindt zich op het domein van het KMI te Ukkel. De twee andere meetposten werden opgericht ter bewaking van een verbrandingsoven en van een specifiek loodverwerkend bedrijf.

Sedert eind 1998 beschikt het BIM-LMO over een accreditatie NBN-EN 45001 (Beltest N° 122-T) voor de bepaling van het loodgehalte in de omgevingslucht.

De bemonstering gebeurt op een hoogte van 1.6 m boven de grond, wat overeenstemt met de gemiddelde hoogte van de bovenste luchtwegen. Lucht wordt met een constant debiet gedurende 24 uur (00 tot 24 h UT) over een filter van cellulosenitraat geleid. De filter heeft een porositeit van 0.45 µm en een cirkelvormig oppervlak (diameter 40 mm). Het debiet bedraagt ongeveer 15 l/min (± 2 l/min).

Het bemonsteringssysteem heeft een autonomie van 7 dagen en eens per week worden de bemonsterde stalen opgehaald voor analyse in het laboratorium.

De analyse wordt uitgevoerd met atomaire absorptiespectrometrie (AAS) met behulp van een spectrofotometer Perkin-Elmer type 4100 met grafietoven en voorzien van een Zeeman-effect achtergrond correctiesysteem. De emissiebron is een holle kathodelamp.

In een ultrasoonbad (15 minuten) wordt het op filter bemonsterde materiaal in oplossing gebracht in 20 ml van een 0.1 molaire HNO₃-oplossing. Het filtraat wordt rechtstreeks geanalyseerd.

De ijking gebeurt met behulp van een blanco-oplossing (0.1 molair HNO₃) en drie ijkoplossingen (25, 50 en 75 ppb). Vóór de analyse van de stalen wordt een controleoplossing van 50 ppb geanalyseerd die bereid wordt op basis van een gecertificeerde oplossing. Het eindresultaat is het gemiddelde van drie opeenvolgende analyses.

Aan de identificatie van elk staal is het bemonsterde volume lucht geassocieerd en de concentratie wordt dan onmiddellijk berekend en uitgedrukt in µg Pb of ng Pb per kubieke meter lucht.

A.4.4 Nat-chemische bepaling van SO₂, NH₃ en HCl

De bemonsteringsposten hebben een autonomie van één week. De bemonstering gebeurt per periode van 24 uur (00 tot 24 h UT). In het bemonsteringssysteem bevinden zich achtereenvolgens een teflonfilter, een borrelfles gevuld met 50 ml van een licht oxiderende absorptievloeistof (0.02% H₂O₂), een membraanpomp en een debietregelaar. De teflonfilter collecteert de fijne deeltjes aanwezig in de lucht (tot 0.01 µm), o.m. de vaste atmosferische sulfaten, chloriden en ammoniumverbindingen. Enkel de gasvormige componenten bereiken de absorptievloeistof. Het luchtdebiet wordt op een constante waarde geregeld (ongeveer 1000 ml/min ± 200 ml/min). Het geabsorbeerde SO₂ wordt door het peroxide omgezet tot SO₄²⁻. Voor de analyse wordt het volume van de absorptievloeistof terug op 50 ml gebracht. Het sulfaatgehalte in de oplossing wordt bepaald met behulp van ionenchromatografie.

Gezien de grote wateroplosbaarheid van gasvormig ammonia en HCl kan hetzelfde staal aangewend worden voor de bepaling van de gehalten aan NH₃ en HCl in de omgevingslucht. Het geabsorbeerd ammonia wordt omgezet tot ammonium (NH₄⁺) dat, net zoals Cl⁻, op specifieke wijze bepaald wordt via ionenchromatografie.

Sedert eind 1998 beschikt het BIM-LMO over een accreditatie NBN-EN 45001 (Beltest N° 122-T) voor de bepalingen van SO₂ en gasvormig ammonia (NH₃) via deze methode.

De analyses worden uitgevoerd met een dubbelkanaals-ionenchromatograaf (anionen en kationen) van het type Dionex DX120, voorzien van zelfgenererende elektrochemische ruisonderdrukkers (ASRS-1 en CSRS-1) en twee detectoren voor de bepaling van de geleidbaarheid van de oplossing. De identificatie van de componenten gebeurt op basis van retentietijden. De kwantitatieve bepaling geschiedt door oppervlaktebepaling van de pieken (integratiesysteem CHROMELEON Versie 6.70 van de firma Dionex). De ijking wordt uitgevoerd met behulp van externe standaarden (drie verschillende concentraties) die bereid worden op basis van gecertificeerde oplossingen. De operationele condities voor de analyse zijn de volgende:

Anionen:

- kolom: AG14 + AS14
- eluent: 3.5 mM Na₂CO₃ / 0.1 mM NaHCO₃
- debiet eluent: 1.0 ml/min
- injectielus: 100 µL
- ijkoplossing: 0.45, 0.75 en 1.05 ppm SO₄²⁻
- ijkoplossing: 0.3, 0.5 en 0.7 ppm Cl⁻

Kationen:

- kolom: CG12A + CS12A
- eluent: 25 mM H₂SO₄
- debiet eluent: 1.0 ml/min
- injectielus: 100 µL
- ijkoplossing: 0.1, 0.2 en 0.3 ppm NH₄⁺

De eindresultaten worden uitgedrukt in µg SO₂/m³, µg NH₃/m³ en µg HCl/m³.

A.4.5 Bepaling van het gehalte polyaromatische koolwaterstoffen (PAK)

De bemonstering van de deeltjesfractie PAK gebeurt op weekbasis en is van het type “low flow sampling”. Omgevingslucht wordt met een debiet van enkele l/min aangezogen over een teflonmembraanfilter.

De PAKs, aanwezig in het op filter gecollecteerde stof, worden met dichloormethaan geëxtraheerd in een extractieapparaat ASE-200 van Dionex (ASE: Accelerated Solvent Extractor). Na verdamping van het solvent wordt het extract opnieuw in oplossing gebracht in n.hexaan. De interne standaard (50 ng peryleen d12) wordt aan de filter toegevoegd vóór de extractie.

De analyse wordt uitgevoerd met GC-MS (gaschromatografie-massaspectrometrie) in selectieve ion mode (single ion). De GC van het merk Fisons (Carlo Erba), type HG 8000, is gekoppeld aan een VG Voyager MS-detector (Thermo-Quest). De analytische kolom is een 30 m DB XLB, met 0.25 mm interne diameter en 0.25 µm filmdikte. Bij de injectie wordt 40 µl oplossing koud op de kolom ingebracht.

Oorspronkelijk werden volgende componenten geanalyseerd: *benzo e pyreen*, *benzo a pyreen*, *benzo b fluorantheen*, *benzo k fluorantheen*, *indeno(123cd)pyreen*, *benzo ghi peryleen*, *coroneen* en *benzo(a)anthraceen*. De interne standaard is peryleen d12. Sedert medio 2001 werd de lijst met 3 componenten uitgebreid: *fluorantheen*, *pyreen* en *dibenzo(a,h)anthraceen*.

Het GC-MS systeem wordt geijkt met het PAK-referentiemengsel M-610 (Accustandaard) dat de 16 EPA componenten bevat waaraan een oplossing van B(e)P en coroneen is toegevoegd.

A.5 VERHOUDING “PM10-FDMS” en “PM10-ruwe data”

De verhouding tussen de resultaten voor “PM10-FDMS” en “PM10-ruwe data” wordt op drie verschillende manieren bepaald:

- helling van de rechte door de oorsprong, berekend volgens een gewogen orthogonale regressie
- de verhouding van de gemiddelde waarden uit beide meetreeksen
- de gemiddelde waarde van de dag per dag berekende verhouding tussen beide meetwaarden

A.5.1 Gewogen Orthogonale Regressie – Rechte door de Oorsprong

De verhouding van de resultaten van beide meetmethoden kan berekend worden via een lineaire regressie. Vermits er meetfouten optreden voor beide methoden wordt er geopteerd voor de orthogonale regressie. Om de invloed van toevallige sterk afwijkende meetpunten te onderdrukken worden wegingsfactoren ingevoerd. Er wordt ook geopteerd voor een rechte door de oorsprong. Dit laatste is vanuit statistisch oogpunt niet zo evident, maar deze eerder pragmatische keuze werd gemaakt omwille van enkele praktische redenen:

- er wordt één vaste factor gezocht voor de verhouding tussen beide methoden
- de onzekerheid op de metingen neemt toe in het gebied rond de detectielimiet
- logischer wijze zou het resultaat “nul” moeten zijn voor beide methoden indien het resultaat “nul” is voor één der methoden

De keuze van het type regressie (*klassiek lineaire* of *orthogonale* regressie) en de berekening van de wegingsfactoren wordt uiteengezet in “*Application of linear regressions to the comparison of analytical procedures for the determination of SO₂ in ambient air*”, P. Vanderstraeten et alii, *The Science of the Total Environment*, 71 (1988) 201-208.

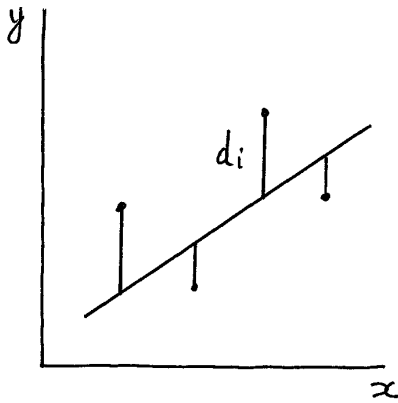
De keuze van het type regressie, de berekeningswijze van de wegingsfactoren en het schema van de iteratieve regressieberekening worden weergegeven in figuur 1. De formules voor de berekening van de parameters van de rechte (en hun variantie) worden weergegeven in de figuren 2 en 3. In figuur 2 worden de formules weergegeven voor de berekening van een rechte door de oorsprong ($Y = b.X$) en in figuur 3 deze van toepassing voor een rechte die niet door de oorsprong gaat ($Y = a + b.X$). De resultaten vermeld in deze bijlage betreffen een rechte door de oorsprong, berekend volgens de gewogen orthogonale regressie (formules rechts in figuur 2).

In een eerste stap worden, op basis van de gekozen regressietechniek (klassieke lineaire regressie of orthogonale regressie), de parameters en hun varianties berekend volgens een niet gewogen regressie (alle $w_i = 1$). Vervolgens worden de afstanden van de meetpunten (d_i) tot deze rechte berekend. Op basis van een gemiddelde afstand (D^2) worden de wegingsfactoren berekend en genormaliseerd zodat de som van de wegingsfactoren = n (aantal meetpunten).

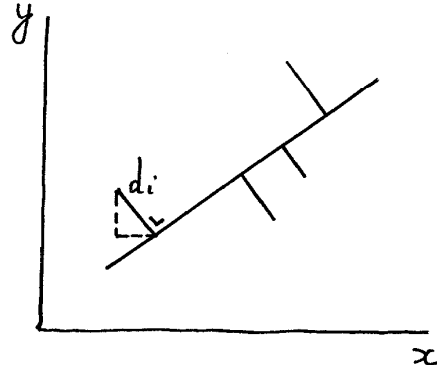
In een derde stap wordt een nieuwe set parameters (a, b) berekend volgens de gewogen regressie. Op basis van deze nieuwe parameters worden de afstanden van de meetpunten tot de nieuwe rechte berekend, alsook een nieuwe set wegingsfactoren en een nieuwe regressierechte, etc. ... totdat er voldoende convergentie is bereikt.

$$\sigma_{y_i}^2 \gg b^2 \sigma_{x_i}^2$$

$$\sigma_{y_i}^2 \cong b^2 \sigma_{x_i}^2$$



Least Squares



Orthogonal Regression

weighting factors

① $SS = \sum d_i^2 = \text{Minimum} \rightarrow (a, b)$

② $w_i ?$

$$D^2 = \frac{\sum d_i^2}{n} \rightarrow w_i' = \frac{D^2}{D^2 + d_i^2}$$

$$k = \frac{n}{\sum w_i'} \rightarrow w_i = k w_i'$$

③ $WSS = \sum w_i \cdot d_i^2 = \text{Minimum} \rightarrow (a, b)$

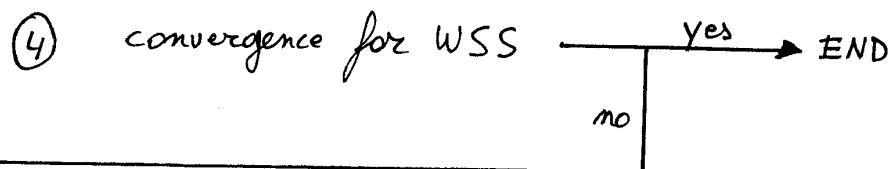


Fig. 1 : Berekeningswijze van de wegingsfactoren (w_i) en schema voor de iteratieve berekening van de regressierechte

$$y = b X$$

Least Squares

$$b = \frac{S_{xy}}{S_{xx}}$$

$$\sigma_b^2 = \sum \sigma_{y_i}^2 \left(\frac{\partial b}{\partial y_i} \right)^2$$

Orthogonal Regression

$$b = \frac{-(S_{xx} - S_{yy}) + \sqrt{(S_{xx} - S_{yy})^2 + 4 \cdot S_{xy}^2}}{2 \cdot S_{xy}}$$

$$\sigma_b^2 = \sum \left\{ \sigma_{y_i}^2 \left(\frac{\partial b}{\partial y_i} \right)^2 + \sigma_{x_i}^2 \left(\frac{\partial b}{\partial x_i} \right)^2 + 2 \sigma_{x_i y_i} \left(\frac{\partial b}{\partial x_i} \right) \left(\frac{\partial b}{\partial y_i} \right) \right\}$$

$$S_{xx} = \sum w_i \cdot x_i^2$$

$$S_{yy} = \sum w_i \cdot y_i^2$$

$$S_{xy} = \sum w_i \cdot x_i \cdot y_i$$

Fig. 2 : Formules ter berekening van de regressierechte door de oorsprong [$Y = b \cdot X$]

$$Y = a + b \cdot X$$

Least Squares

$$b = \frac{S_{xy}}{S_{xx}}$$

$$a = \bar{y} - b\bar{x}$$

$$\sigma_b^2 = \sum \sigma_{y_i}^2 \left(\frac{\partial b}{\partial y_i} \right)^2$$

$$\sigma_a^2 = \sum \sigma_{y_i}^2 \left(\frac{\partial a}{\partial y_i} \right)^2$$

Orthogonal Regression

$$b = \frac{-(S_{xx} - S_{yy}) + \sqrt{(S_{xx} - S_{yy})^2 + 4 \cdot S_{xy}^2}}{2 \cdot S_{xy}}$$

$$a = \bar{y} - b\bar{x}$$

$$\sigma_b^2 = \sum \left\{ \sigma_{y_i}^2 \left(\frac{\partial b}{\partial y_i} \right)^2 + \sigma_{x_i}^2 \left(\frac{\partial b}{\partial x_i} \right)^2 + 2 \sigma_{x_i y_i} \left(\frac{\partial b}{\partial y_i} \right) \left(\frac{\partial b}{\partial x_i} \right) \right\}$$

$$\sigma_a^2 = \sum \left\{ \sigma_{y_i}^2 \left(\frac{\partial a}{\partial y_i} \right)^2 + \sigma_{x_i}^2 \left(\frac{\partial a}{\partial x_i} \right)^2 + 2 \sigma_{x_i y_i} \left(\frac{\partial a}{\partial y_i} \right) \left(\frac{\partial a}{\partial x_i} \right) \right\}$$

$$S_{xx} = \sum w_i \cdot (x_i - \bar{x})^2$$

$$S_{yy} = \sum w_i \cdot (y_i - \bar{y})^2$$

$$S_{xy} = \sum w_i \cdot (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})$$

$$\bar{y} = \frac{\sum w_i y_i}{\sum w_i}$$

$$\bar{x} = \frac{\sum w_i x_i}{\sum w_i}$$

Fig. 3 : Formules ter berekening van de regressierechte die niet door de oorsprong gaat [$Y = a + b \cdot X$]

A.5.2 Verhouding van de gemiddelde waarden

De verhouding van de gemiddelde waarde van beide meetreeksen, **PM10-FDMS** en **PM10-ruwe data**, wordt als tweede schatting gebruikt voor de factor die de verhouding tussen beide meetreeksen weergeeft:

$$\text{Factor} = \text{AM}_{\text{PM10-FDMS}} / \text{AM}_{\text{PM10-ruwe data}}$$

A.5.3 Gemiddelde waarde van de dag aan dag berekende verhouding

Dag aan dag wordt de verhouding berekend tussen de resultaten van beide meetreeksen, **PM10-FDMS** en **PM10-ruwe data**. De gemiddelde waarde van deze dag aan dag berekende getallen geeft een derde schatting voor de verhouding tussen beide reeksen.

A.5.4 Resultaten te Molenbeek (PM10-FDMS versus PM10-Raw)

Op de meetpost te Molenbeek werden vanaf september 2003 tot januari 2006 directe vergelijkende metingen uitgevoerd tussen **TEOM-PM10-FDMS** en **TEOM-PM10-Ruwe data**.

De verhouding tussen de resultaten wordt op drie verschillende manieren weergegeven:

- de helling van de gewogen orthogonale regressie door de oorsprong
- de verhouding van de gemiddelde waarden (AM) van beide reeksen
- de gemiddelde waarde van de dag aan dag berekende verhouding (AM-dagratio)

In tabel I wordt de verhouding tussen beide reeksen gegevens, “**PM10-FDMS**” en “**PM10-ruwe data**”, weergegeven voor periodes van maximum 12 maanden. De berekening werd uitgevoerd voor de periode van *september – december 2003 (4 maanden)*, *september 2003 – januari 2004 (5 maanden)*, ..., *september 2003-augustus 2004 (12 maanden)* en dan telkens voor een volledige jaarperiode t/m de periode *februari 2005 – januari 2006*.

Tabel II geeft analoge resultaten weer als tabel I, zij het voor periodes van 12 maanden of meer (elke periode start vanaf het begin van de metingen in september 2003).

De eerste kolom in de tabellen verwijst naar de periode, de tweede, derde en vierde kolom geven respectievelijk de helling weer van de berekende regressierechte [“**b**”], de standaardafwijking [“**s(b)**”] hierop en het aantal koppels gegevens [“**Ndata**”]. In de vijfde kolom wordt de “*verhouding weergegeven van het rekenkundig gemiddelde (AM) van beide meetreeksen*” en in de zesde kolom “*het gemiddelde van de dag aan dag berekende verhouding **PM10-FDMS/PM10-ruwe data***”.

De resultaten van de laatste kolom uit tabel II worden meer gedetailleerd weergegeven in de figuur 4, waar de verschillende percentielen worden genoteerd voor de reeks van de dag aan dag berekende verhouding.

Voor de meetpost te Molenbeek bedraagt de verhouding **PM10-FDMS** over **PM10-ruwe data** ongeveer **1,30** [1,26 tot 1,32].

Uit de resultaten van figuur 4 kan echter opgemaakt worden dat deze factor van dag tot dag over een vrij ruim gebied varieert, van ongeveer 0,7 tot 2,7, en dus geenszins constant is. Indien de resultaten PM10-FDMS inderdaad vrij goed zouden overeenstemmen met de referentiemethode betekent dit dat de optie voor een constante factor niet kan weerhouden worden voor de omzetting van PM10-ruwe data naar PM10-EqRef, waarden equivalent met de referentiemethode.

Periodes van maximum (12 maanden) - Evolutie sinds September 2003

Tabel I: MOLENBEEK – Verhouding PM10-FDMS over PM10-ruwe data
Enkele maanden tot **MAXIMAAL 12 MAANDEN**

Periode	b	s{b}	Ndata	Ratio for AM PM10_FDMS/PM10_stand	AM-DagRatio
2003.09 – 2003.12	1.3183	0.0189	110		
2003.09 – 2004.01	1.3576	0.0189	141	1.37	
2003.09 – 2004.02	1.3858	0.0188	165	1.39	1.43
2003.09 – 2004.03	1.4004	0.0180	196	1.43	1.43
2003.09 – 2004.04	1.3936	0.0159	226	1.39	1.41
2003.09 – 2004.05	1.3862	0.0153	257	1.39	1.41
2003.09 – 2004.06	1.3595	0.0146	287	1.37	1.38
2003.09 – 2004.07	1.3514	0.0139	315	1.33	1.36
2003.09 – 2004.08	1.3346	0.0137	342	1.33	1.34
2003.10 – 2004.09	1.3260	0.0137	352	1.35	1.33
2003.11 – 2004.10	1.2888	0.0132	352	1.27	1.29
2003.12 – 2004.11	1.2899	0.0134	352	1.27	1.29
2004.01 – 2004.12	1.3155	0.0140	352	1.31	1.29
2004.02 – 2005.01	1.2909	0.0139	352	1.27	1.26
2004.03 – 2005.02	1.2811	0.0135	356	1.27	1.25
2004.04 – 2005.03	1.2752	0.0127	356	1.28	1.24
2004.05 – 2005.04	1.2722	0.0121	356	1.23	1.24
2004.06 – 2005.05	1.2586	0.0120	354	1.24	1.22
2004.07 – 2005.06	1.2637	0.0117	354	1.28	1.23
2004.08 – 2005.07	1.2618	0.0118	357	1.28	1.22
2004.09 – 2005.08	1.2643	0.0114	359	1.28	1.23
2004.10 – 2005.09	1.2726	0.0115	361	1.28	1.23
2004.11 – 2005.10	1.2861	0.0110	361	1.27	1.24
2004.12 – 2005.11	1.2705	0.0113	361	1.23	1.22
2005.01 – 2005.12	1.2557	0.0107	361	1.24	1.21
2005.02 – 2006.01	1.2603	0.0110	341	1.27	1.22

Bij de berekening geldt:

Y-ordinaat : R001_PM10_FDMS
X-abcis : R001_PM10_ruwe data

Doorlopende periodes: 12, 13, ..., 28, 29 maanden - Evolutie sinds September 2003

**Tabel II: MOLENBEEK – Verhouding PM10-FDMS over PM10-ruwe data
Periodes van 12 tot 29 maanden**

Periode	b	s{b}	Ndata	Ratio for AM PM10_FDMS/PM10_stand	AM-DagRatio
2003.09 – 2004.08	1.3346	0.0137	342	1.33	1.34
2003.09 – 2004.09	1.3177	0.0130	370	1.30	1.33
2003.09 – 2004.10	1.2978	0.0125	401	1.31	1.31
2003.09 – 2004.11	1.3022	0.0119	431	1.31	1.31
2003.09 – 2004.12	1.3165	0.0113	462	1.30	1.31
2003.09 – 2005.01	1.3150	0.0110	493	1.31	1.31
2003.09 – 2005.02	1.3195	0.0106	521	1.35	1.31
2003.09 – 2005.03	1.3258	0.0101	552	1.35	1.31
2003.09 – 2005.04	1.3239	0.0095	582	1.30	1.31
2003.09 – 2005.05	1.3173	0.0093	611	1.31	1.30
2003.09 – 2005.06	1.3091	0.0091	641	1.31	1.29
2003.09 – 2005.07	1.3060	0.0090	672	1.31	1.29
2003.09 – 2005.08	1.2987	0.0088	701	1.31	1.28
2003.09 – 2005.09	1.2952	0.0086	731	1.31	1.28
2003.09 – 2005.10	1.2915	0.0084	762	1.31	1.27
2003.09 – 2005.11	1.2873	0.0082	792	1.27	1.27
2003.09 – 2005.12	1.2866	0.0078	823	1.27	1.27
2003.09 – 2006.01	1.2902	0.0078	834	1.31	1.27

Bij de berekening geldt:

Y-ordinaat : R001_PM10_FDMS
X-abcis : R001_PM10_ruwe data

Long Term Evolution of Daily Ratio "R001_PM10_FDMS / E001_PM10_Raw"																			
Cumulative Frequency Distribution of the Daily Ratios "R001_PM10_FDMS / R001_PM10_raw"																			
Period	200309-200601	200309-200512	200309-200511	200309-200510	200309-200509	200309-200508	200309-200507	200309-200506	200309-200505	200309-200504	200309-200503	200309-200502	200309-200501	200309-200412	200309-200411	200309-200410			
Min	0,73	0,73	0,73	0,73	0,73	0,73	0,73	0,73	0,73	0,73	0,73	0,73	0,78	0,79	0,79	0,81			
P2	0,84	0,84	0,84	0,84	0,84	0,83	0,84	0,83	0,83	0,83	0,84	0,84	0,85	0,85	0,86	0,86			
P5	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89	0,88	0,89	0,89	0,88	0,89	0,89	0,88	0,90	0,91	0,91	0,90			
P10	0,95	0,95	0,95	0,95	0,95	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96			
P20	1,04	1,03	1,03	1,04	1,04	1,04	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,04	1,05	1,05	1,05	1,04			
P30	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,11	1,12	1,12	1,13	1,12	1,11	1,11	1,12	1,12	1,11			
P40	1,17	1,17	1,17	1,17	1,17	1,18	1,18	1,20	1,20	1,20	1,20	1,20	1,20	1,20	1,19	1,19			
P50	1,24	1,24	1,23	1,23	1,24	1,24	1,25	1,26	1,27	1,27	1,27	1,27	1,27	1,27	1,26	1,25			
P60	1,30	1,30	1,30	1,31	1,31	1,32	1,33	1,33	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,34	1,33			
P70	1,38	1,38	1,38	1,39	1,40	1,41	1,42	1,42	1,43	1,44	1,44	1,44	1,44	1,44	1,43	1,43			
P80	1,48	1,48	1,48	1,49	1,50	1,50	1,51	1,52	1,53	1,54	1,55	1,56	1,56	1,56	1,55	1,57			
P90	1,63	1,63	1,63	1,64	1,64	1,65	1,67	1,67	1,67	1,68	1,69	1,69	1,69	1,69	1,69	1,70			
P95	1,77	1,75	1,76	1,77	1,78	1,79	1,79	1,80	1,82	1,83	1,84	1,83	1,85	1,88	1,89	1,89			
P98	2,00	1,95	1,96	1,97	1,98	2,00	2,00	2,00	2,00	2,02	2,05	2,07	2,08	2,10	2,11	2,12			
P99	2,12	2,12	2,12	2,12	2,12	2,12	2,12	2,12	2,12	2,13	2,14	2,15	2,16	2,17	2,18	2,19			
Max	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68			
AM	1,27	1,27	1,27	1,27	1,28	1,28	1,29	1,29	1,30	1,31	1,31	1,31	1,31	1,31	1,31	1,31			
ASD	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,29	0,29	0,29	0,29	0,29	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,31			
GM	1,24	1,24	1,24	1,24	1,25	1,25	1,26	1,26	1,27	1,28	1,28	1,27	1,28	1,28	1,28	1,27			
GSD	1,24	1,23	1,23	1,24	1,24	1,24	1,24	1,24	1,24	1,24	1,25	1,25	1,25	1,25	1,25	1,25			

Fig. 4 : Molenbeek - Cumulatieve frequentieverdeling van de dagratio – reeks van de dag per dag berekende verhouding **PM10-FDMS / PM10-ruwe data**. Perodes van meer dan 12 maanden

A.5.5 Resultaten te Haren (PM10-FDMS versus PM10-Raw)

In de meetpost te Haren werden vanaf september 2004 directe vergelijkende metingen uitgevoerd tussen **TEOM-PM10-FDMS** en **TEOM-PM10-Ruwe data**.

De verhouding “**PM10-FDMS**” over “**PM10-ruwe data**” wordt op drie verschillende manieren weergegeven:

- de helling van de gewogen orthogonale regressie door de oorsprong
- de verhouding van de gemiddelde waarden (AM) van beide reeksen
- de gemiddelde waarde van de dag aan dag berekende verhouding (AM-dagratio)

In tabel III worden de resultaten weergegeven voor periodes van maximum 12 maanden. De berekening werd uitgevoerd voor de periodes van *september – november 2004 (3 maanden)*, *september – december 2004 (4 maanden)*, ..., *februari 2005 – januari 2006 (12 maanden)*. Tabel IV geeft analoge resultaten voor periodes van meer dan 12 maanden (elke periode start vanaf het begin van de metingen in september 2004).

Periodes van maximum 12 maanden - Evolutie sinds September 2004

Tabel III: HAREN - Verhouding PM10-FDMS over PM10-ruwe data
Periodes van 3 tot 12 maanden

Periode	b	s{b}	Ndata	Ratio for AM PM10_FDMS/PM10_stand	AM-DagRatio
2004.09 – 2004.11	0.9901	0.0136	73	0.94	0.97
2004.09 – 2004.12	1.0458	0.0160	103	1.00	1.01
2004.09 – 2005.01	1.0517	0.0145	134	1.00	1.03
2004.09 – 2005.02	1.0805	0.0140	162	1.03	1.06
2004.09 – 2005.03	1.1003	0.0135	193	1.09	1.09
2004.09 – 2005.04	1.1092	0.0123	223	1.09	1.10
2004.09 – 2005.05	1.1119	0.0117	250	1.09	1.10
2004.09 – 2005.06	1.1310	0.0113	280	1.12	1.12
2004.09 – 2005.07	1.1411	0.0110	311	1.12	1.14
2004.09 – 2005.08	1.1483	0.0105	342	1.13	1.14
2004.10 – 2005.09	1.1677	0.0102	349	1.16	1.16
2004.11 – 2005.10	1.1859	0.0100	350	1.19	1.18
2004.12 – 2005.11	1.1850	0.0101	357	1.19	1.18
2005.01 – 2005.12	1.1925	0.0100	358	1.20	1.19
2005.02 – 2006.01	1.2098	0.0098	345	1.23	1.21

Bij de berekening geldt:

Y-ordinaat : N043_PM10_FDMS
X-abcis : N043_PM10_ruwe data

Doorlopende periode: 12, 13, ..., 16, 17 maanden - Evolutie sinds September 2003

Tabel IV: HAREN – Verhouding PM10-FDMS over PM10-ruwe data
Periodes van 12 tot 17 maanden

Periode	b	s{b}	Ndata	Ratio for AM PM10_FDMS/PM10_stand	AM-DagRatio
2004.09 – 2005.08	1.1483	0.0105	342	1.13	1.14
2004.09 – 2005.09	1.1522	0.0103	369	1.13	1.15
2004.09 – 2005.10	1.1500	0.0100	400	1.16	1.15
2004.09 – 2005.11	1.1435	0.0096	430	1.13	1.14
2004.09 – 2005.12	1.1547	0.0092	461	1.13	1.15
2004.09 – 2006.01	1.1658	0.0090	479	1.16	1.16

Bij de berekening geldt:

Y-ordinaat : N043_PM10_FDMS
X-abcis : N043_PM10_ruwe data

Voor de meetpost te Haren, in een industriële omgeving met beïnvloeding van opslagplaatsen van afbraakmateriaal en basismateriaal (zand, etc...) voor de bouw, bedraagt de verhouding **PM10-FDMS** over **PM10-ruwe data** ongeveer **1,20** [1,16 tot 1,23].

Uit de resultaten van figuur 5 blijkt dat deze factor dag aan dag varieert over een vrij ruim gebied (0,5 à 2) en dus geenszins constant is.

Cumulative Frequency Distribution of the Daily Ratios "N043_PM10_FDMS / N043_PM10_raw"																							
Period	200502- 200601	200501- 200512	200412- 200511	200411- 200510	200410- 200509	200409- 200508	200409- 200507	200409- 200506	200409- 200505	200409- 200504	200409- 200503	200409- 200502	200409- 200501	200409- 200412	200409- 200411								
	Min	0,67	0,67	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55							
P2	0,79	0,77	0,76	0,73	0,73	0,73	0,73	0,73	0,72	0,72	0,70	0,63	0,60	0,59	0,66								
P5	0,86	0,85	0,83	0,83	0,83	0,78	0,78	0,77	0,77	0,77	0,77	0,75	0,74	0,74	0,74								
P10	0,92	0,91	0,90	0,91	0,88	0,87	0,87	0,85	0,83	0,82	0,81	0,78	0,78	0,77	0,78								
P20	1,02	1,00	0,97	1,00	0,96	0,95	0,94	0,93	0,92	0,91	0,89	0,88	0,88	0,87	0,85								
P30	1,09	1,07	1,06	1,06	1,03	1,00	1,00	1,00	0,97	0,96	0,96	0,94	0,93	0,92	0,89								
P40	1,14	1,11	1,10	1,10	1,09	1,07	1,07	1,05	1,02	1,00	1,00	0,99	0,97	0,96	0,94								
P50	1,18	1,17	1,16	1,17	1,15	1,12	1,12	1,10	1,08	1,07	1,06	1,03	1,00	1,00	0,97								
P60	1,24	1,22	1,22	1,22	1,20	1,18	1,18	1,17	1,14	1,13	1,10	1,09	1,06	1,04	1,00								
P70	1,30	1,28	1,28	1,28	1,26	1,25	1,24	1,22	1,21	1,20	1,18	1,15	1,10	1,09	1,03								
P80	1,38	1,35	1,35	1,35	1,33	1,31	1,31	1,30	1,30	1,30	1,29	1,24	1,20	1,18	1,08								
P90	1,47	1,46	1,46	1,46	1,44	1,43	1,43	1,41	1,39	1,40	1,41	1,36	1,33	1,29	1,18								
P95	1,62	1,57	1,58	1,58	1,56	1,51	1,52	1,50	1,48	1,48	1,49	1,43	1,36	1,35	1,23								
P98	1,88	1,87	1,87	1,88	1,88	1,76	1,81	1,75	1,63	1,65	1,64	1,57	1,49	1,36	1,27								
P99	1,93	1,93	1,93	1,93	1,93	1,93	1,93	1,93	1,78	1,82	1,71	1,64	1,56	1,42	1,31								
Max	2,04	2,04	2,04	2,04	2,04	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	1,86	1,67	1,58	1,36								
AM	1,21	1,19	1,18	1,18	1,16	1,14	1,14	1,12	1,10	1,10	1,09	1,06	1,03	1,01	0,97								
ASD	0,24	0,23	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,23	0,24	0,24	0,23	0,21	0,20	0,15								
GM	1,18	1,16	1,15	1,15	1,14	1,12	1,11	1,10	1,08	1,07	1,06	1,04	1,01	1,00	0,96								
GSD	1,21	1,21	1,22	1,23	1,23	1,23	1,24	1,24	1,24	1,24	1,25	1,24	1,23	1,22	1,18								

Fig. 5 : Haren - Cumulatieve frequentieverdeling van de dagratio – reeks van de dag per dag berekende verhouding **PM10-FDMS / PM10-ruwe data**. Periode van 12 maanden

A.5.6 Resultaten te Ukkel (PM10-FDMS versus PM10-Raw)

In de meetpost te Ukkel werden geen simultane metingen verricht tussen **PM10-FDMS** en **PM10-ruwe data**. De verhouding tussen beide reeksen wordt indirect bekomen door de meetwaarden te Ukkel (R012) te vergelijken met PM10-ruwe data van de meetpost te St.-Agatha-Berchem (B011).

Eenzijds wordt de verhouding tussen **R012_PM10_ruwe data** en **B011_PM10_ruwe data** vastgelegd voor de één jaar durende periode “1 mei 2003 – 30 april 2004”. Deze verhouding bedraagt ongeveer 1.20 (de waarde 1.1958 bovenaan tabel V).

Anderzijds wordt de verhouding tussen **R012_PM10_FDMS** en **B011_PM10_ruwe data** vastgelegd voor de één jaar durende periode “1 mei 2004 – 30 april 2005”, “1 juni 2004 – 31 mei 2005” en “1 juli 2004 – 30 juni 2005”. Deze verhouding bedraagt ongeveer 1.70. Voor de respectievelijke periodes bedraagt deze verhouding 1.7265, 1.6996 en 1.6944.

De verhouding tussen de ratio van beide periodes laat toe de verhouding te kennen tussen **R012_PM10_FDMS** en **R012_PM10_ruwe data** (resultaten in het vet in tabel V):

Tabel V: **UKKEL - Verhouding PM10-FDMS over PM10-ruwe data**
Jaarperiode

	Periode	Orthogonale Regressie $Y = b.X$	Verhouding AM van de meetreeksen	AM – Dagratio
1	R012_raw / B011_raw 2003.05 – 2004.04	1.1958	1.24	1.26
9	R012_Fdms / B011_raw 2004.05 – 2005.04	1.7265	1.75	1.69
9/1	R012_Fdms/R012_raw	1.444	1.41	1.34
10	R012_Fdms / B011_raw 2004.06 – 2005.05	1.6996	1.69	1.66
10/1	R012_Fdms/R012_raw	1.421	1.36	1.32
11	R012_Fdms / B011_raw 2004.07 – 2005.06	1.6944	1.65	1.66
11/1	R012_Fdms/R012_raw	1.417	1.33	1.32

De verhouding **PM10-FDMS** over **PM10-ruwe data** te Ukkel bedraagt ongeveer **1,42**.

A.5.7 Resultaten te Woluwe (PM10-FDMS versus PM10-Raw)

De verhouding tussen **WOL1-PM10-FDMS** en **WOL1-PM10-Ruwe data** wordt op indirecte wijze bekomen, door deze resultaten te vergelijken met de resultaten van drie andere meetposten waarvoor de verhouding PM10-FDMS/PM10-Ruwe data op directe wijze werd bepaald.

Eenzijds wordt de verhouding tussen **WOL1_PM10_ruwe data** en **XXXX_PM10_ruwe data** (**XXXX** = code andere meetpost) vastgelegd voor de één jaar durende periode “1 januari – 31 december 2003”. Anderzijds wordt de verhouding tussen **WOL1_PM10_FDMS** en **XXXX_PM10_FDMS** vastgelegd voor de periode van:

- 7 maanden 1 maart 2005 – 30 september 2005
- 8 maanden 1 maart 2005 – 31 oktober 2005
- 9 maanden 1 maart 2005 – 30 november 2005
- 10 maanden 1 maart 2005 – 31 december 2005
- 11 maanden 1 maart 2005 – 31 januari 2006
- 12 maanden 1 maart 2005 – 28 februari 2006

Weze $K_{2w,x} = \text{WOL1_PM10_FDMS} / \text{XXXX_PM10_FDMS}$

en $K_{1w,x} = \text{WOL1_PM10_ruwe data} / \text{XXXX_PM10_ruwe data}$

en weze $K_{3x,x} = \text{XXXX_PM10_FDMS} / \text{XXXX_PM10_ruwe data}$
gekend uit directe vergelijkende metingen of via indirecte weg

In de veronderstelling dat de periodes van één jaar (meerdere maanden) voldoende lang zijn om de respectievelijke ratio's te bepalen, dan kan de verhouding WOL1-PM10-FDMS over WOL1-PM10-Ruwe data voor de meetpost WOL1 als volgt bepaald worden:

$$\begin{aligned} R_{\text{FDMS,RAW}} &= \text{WOL1_PM10_FDMS} / \text{WOL1_PM10_ruwe data} \\ &= K_{2w,x} * K_{3x,x} / K_{1w,x} \end{aligned}$$

In tabel VI worden de resultaten (de helling van de gewogen orthogonale regressie door de oorsprong) weergegeven, berekend op basis van de vergelijkende resultaten van drie verschillende meetposten (R001, R012 en N043).

Tabel VI: **WOLUWE - Verhouding PM10-FDMS over PM10-ruwe data**
 Berekening op basis van vergelijkende resultaten
 in de meetposten te Molenbeek, Ukkel en Woluwe

W_Ort_Regr (b)		Ratio	WOL1/R001 K3 ≈ 1,30	WOL1/R012 K3 ≈ 1,42	WOL1/N043 K3 ≈ 1,16
1	K1	WOL1_raw / XXXX_raw 2003.01 – 2003.12	0.7533	1.0269	0.6395
2	K2	WOL1_fdms/XXXX_fdms 2005.03 – 2005.09	0.8872	1.0411	0.7602
	K3		1.30	1.42	1.16
2/1	K2*K3/K1	WOL1_Fdms/WOL1_raw	1.53	1.44	1.38
3	K2	WOL1_fdms/XXXX_fdms 2005.03 – 2005.10	0.8883	1.0363	0.7681
	K3		1.29	1.42	1.18
3/1	K2*K3/K1	WOL1_Fdms/WOL1_raw	1.52	1.43	1.42
4	K2	WOL1_fdms/XXXX_fdms 2005.03 – 2005.11	0.8895	1.0319	0.7666
	K3		1.27	1.42	1.19
4/1	K2*K3/K1	WOL1_Fdms/WOL1_raw	1.50	1.43	1.43
5	K2	WOL1_fdms/XXXX_fdms 2005.03 – 2005.12	0.8832	1.0256	0.7767
	K3		1.26	1.42	1.19
5/1	K2*K3/K1	WOL1_Fdms/WOL1_raw	1.48	1.42	1.45
6	K2	WOL1_fdms/XXXX_fdms 2005.03 – 2006.01	0.8940	1.0104	0.7920
	K3		1.26	1.42	1.20
6/1	K2*K3/K1	WOL1_Fdms/WOL1_raw	1.50	1.40	1.49
7	K2	WOL1_fdms/XXXX_fdms 2005.03 – 2006.02	0.9003	1.0077	0.8046
	K3		1.26	1.42	1.20
7/1	K2*K3/K1	WOL1_Fdms/WOL1_raw	1.51	1.39	1.51
8	K2	WOL1_fdms/XXXX_fdms 2005.04 – 2006.03	0.8958	1.0017	0.7977
	K3		1.26	1.42	1.20
8/1	K2*K3/K1	WOL1_Fdms/WOL1_raw	1.50	1.39	1.50
9	K2	WOL1_fdms/XXXX_fdms 2005.05 – 2006.04	0.8975	0.9933	0.8029
	K3		1.26	1.42	1.20
9/1	K2*K3/K1	WOL1_Fdms/WOL1_raw	1.50	1.37	1.51
10	K2	WOL1_fdms/XXXX_fdms 2005.06 – 2006.05	0.8975	0.9875	0.8066
	K3		1.26	1.42	1.20
10/1	K2*K3/K1	WOL1_Fdms/WOL1_raw	1.50	1.37	1.51

A.5.8 Resultaten te St.-Ag.-Berchem (PM10-FDMS versus PM10-Raw)

De verhouding tussen **B011-PM10-FDMS** en **B011-PM10-Ruwe data** wordt op indirecte wijze bekomen, door deze resultaten te vergelijken met de resultaten van drie andere meetposten waarvoor de verhouding PM10-FDMS/PM10-Ruwe data op directe wijze werd bepaald. De werkwijze is volledig analoog zoals beschreven onder A.5.7. De resultaten voor de meetpost te St.Ag.-Berchem worden weergegeven in tabel VII.

Tabel VII: **St.-Ag.-BERCHEM - Verhouding PM10-FDMS over PM10-ruwe data**
Berekening op basis van vergelijkende resultaten
in de meetposten te Molenbeek, Ukkel en Woluwe

W_Ort_Regr (b)		Ratio	B011/R001 K3 ≈ 1,30	B011/R012 K3 ≈ 1,42	B011/N043 K3 ≈ 1,19
1	K1	B011_raw / XXXX_raw 2003.01 – 2003.12	0.6788	0.9201	0.5570
2	K2	B011_fdms/XXXX_fdms 2005.07 – 2006.01	0.8247	0.9236	0.7381
	K3		1.26	1.42	1.20
2/1	K2*K3/K1	B011_Fdms/B011_raw	1.53	1.43	1.59
3	K2	B011_fdms/XXXX_fdms 2005.07 – 2006.02	0.8244	0.9091	0.7445
	K3		1.26	1.42	1.20
3/1	K2*K3/K1	B011_Fdms/B011_raw	1.53	1.40	1.60
4	K2	B011_fdms/XXXX_fdms 2005.07 – 2006.03	0.8218	0.9032	0.7383
	K3		1.26	1.42	1.20
4/1	K2*K3/K1	B011_Fdms/B011_raw	1.53	1.39	1.59
5	K2	B011_fdms/XXXX_fdms 2005.07 – 2006.04	0.8182	0.8960	0.7306
	K3		1.26	1.42	1.20
5/1	K2*K3/K1	B011_Fdms/B011_raw	1.52	1.38	1.57
6	K2	B011_fdms/XXXX_fdms 2005.07 – 2006.05	0.8192	0.8908	0.7319
	K3		1.26	1.42	1.20
6/1	K2*K3/K1	B011_Fdms/B011_raw	1.52	1.37	1.58
7	K2	B011_fdms/XXXX_fdms 2005.07 – 2006.06			
	K3				
7/1	K2*K3/K1	B011_Fdms/B011_raw			

A.5.9 Resultaten in het Meudonpark (PM2,5-FDMS versus PM2,5-Raw)

In de meetpost van het Meudonpark worden sedert juli 2005 directe vergelijkende metingen uitgevoerd tussen **TEOM-PM2,5-FDMS** en **TEOM-PM2,5-Ruwe data**.

De verhouding tussen de resultaten voor “**PM2,5-FDMS**” en “**PM2,5-ruwe data**” wordt op drie verschillende manieren bepaald:

- de helling van de gewogen orthogonale regressie door de oorsprong
- de ratio van de gemiddelde waarden uit de distributie van de meetwaarden
- de gemiddelde waarde van de dagratio's tussen beide grootheden

De resultaten voor de periode “*juli 2005 – oktober 2005*” (4 maanden) tot en met “*juli 2005 – juni 2006*” (11 maanden) worden weergegeven in tabel VIII.

Tabel VIII: **MEUDONPARK - Verhouding PM2,5-FDMS over PM2,5-ruwe data**

Periode	b	s{b}	Ndata	Ratio for AM PM10_FDMS/PM10_stand	AM-DagRatio
2005.07 – 2005.10	1.2316	0.0378	94	1.19	1.08
2005.07 – 2005.11	1.2572	0.0299	124	1.18	1.09
2005.07 – 2005.12	1.3136	0.0234	155	1.21	1.14
2005.07 – 2006.01	1.4109	0.0213	186	1.31	1.21
2005.07 – 2006.02	1.4348	0.0202	213	1.33	1.25
2005.07 – 2006.03	1.4525	0.0191	242	1.33	1.25
2005.07 – 2006.04	1.4679	0.0187	271	1.41	1.28
2005.07 – 2006.05	1.4871	0.0186	302	1.41	1.29
2005.07 – 2006.06	1.5005	0.0181	329	1.41	1.32

Bij de berekening geldt:

Y-ordinaat : MEU1_PM2,5_FDMS
X-abscis : MEU1_PM2,5_ruwe data

De verhouding **PM2,5-FDMS** over **PM2,5-Ruwe data** in het Meudonpark is ongeveer **1.45**.

Uit de resultaten van figuur 6 blijkt dat deze factor dag aan dag varieert over een vrij ruim gebied (0,5 à 2) en dus geenszins constant is.

Cumulative Frequency Distribution of the Daily Ratios "MEU1_PM2,5_FDMS / MEU1_PM2,5_raw"															
Period	200507- 200606	200507- 200605	200507- 200604	200507- 200603	200507- 200602	200507- 200601	200507- 200512	200507- 200511	200507- 200510						
Min		0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28						
P2		0,54	0,50	0,46	0,44	0,43	0,42	0,42	0,41						
P5		0,69	0,64	0,64	0,63	0,61	0,59	0,58	0,51						
P10		0,80	0,79	0,79	0,78	0,78	0,76	0,70	0,70						
P20		0,92	0,92	0,91	0,91	0,90	0,86	0,83	0,81						
P30		1,05	1,04	1,03	1,03	0,99	0,93	0,91	0,90						
P40		1,18	1,18	1,16	1,16	1,09	1,03	0,98	0,98						
P50		1,30	1,30	1,30	1,29	1,22	1,14	1,06	1,06						
P60		1,41	1,39	1,37	1,37	1,34	1,23	1,16	1,14						
P70		1,52	1,51	1,48	1,47	1,43	1,34	1,30	1,23						
P80		1,64	1,63	1,60	1,59	1,55	1,44	1,38	1,37						
P90		1,78	1,75	1,72	1,72	1,69	1,58	1,54	1,55						
P95		1,92	1,83	1,79	1,79	1,78	1,66	1,65	1,67						
P98		2,00	1,96	1,91	1,91	1,85	1,78	1,77	1,84						
P99		2,06	2,02	1,93	1,94	1,92	1,87	1,90	1,92						
Max		2,55	2,55	2,02	2,02	2,02	1,95	1,95	1,95						
AM		1,29	1,28	1,25	1,25	1,21	1,14	1,09	1,08						
ASD		0,39	0,38	0,37	0,37	0,37	0,34	0,33	0,34						
GM		1,22	1,21	1,19	1,18	1,15	1,08	1,04	1,02						
GSD		1,41	1,41	1,40	1,41	1,42	1,41	1,41	1,43						

Fig. 6 : Meudonpark - Cumulatieve frequentieverdeling van de dagratio – reeks van de dag per dag berekende verhouding **PM2,5-FDMS / PM2,5-ruwe data**. Periode van enkele maanden