



Memo

Meetonzekerheid bij continue metingen

- Bepaling meetonzekerheid en correctie van gemiddelden

Vastgesteld door het Platform Kwaliteit Luchtmetingen

Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving

Lange Kleiweg 34
2288 GK RIJSWIJK
Postbus 2232
3500 GE UTRECHT
T 088 7970700
www.rijkswaterstaat.nl

Contactpersoon

Wim Burgers
T 0646935689
wim.burgers@rws.nl

Datum

26 juli 2018

Bijlage(n)

2

Inhoudsopgave

1.	Samenvatting en conclusies	2
1.1	Meetonzekerheid in de individuele waarneming	2
1.2	Korte termijn gemiddelde	3
1.3	Lange termijn gemiddelde	3
2.	Inleiding	4
2.1	Korte termijn gemiddelde	4
2.2	Lange termijn gemiddelde	4
2.3	Consequenties	4
2.4	Doel memo	5
3.	Meetonzekerheidseis in de regelgeving	5
4.	Bepaling van de meetonzekerheid in de individuele waarneming	6
4.1	Methode 1 – QAL2	6
4.2	Methode 2 – QAL1	6
4.3	Methode 3 – NEN-EN 15267-3	7
5.	Correctie voor de meetonzekerheid	9
5.1	Korte termijn gemiddelde	9
5.2	Lange termijn gemiddelde	10
	Bijlage 1: berekening onzekerheid LTG	12
	Bijlage 2: berekening onzekerheid in KTG en LTG volgens de vereenvoudigde methode	13

1. Samenvatting en conclusies

Voor emissiemetingen geldt net zoals bij snelheidscontroles dat de meetonzekerheid in het voordeel van het bedrijf wordt uitgelegd. Bij continue metingen worden gevalideerde gemiddelden getoetst aan de emissie-eis. Een gevalideerd gemiddelde wordt in twee stappen bepaald. Ten eerste moet worden vastgesteld of sprake is van een valide gemiddelde. Voor een valide gemiddelde moeten in de betreffende middelingsperiode voldoende metingen beschikbaar zijn. Om tot een gevalideerd gemiddelde te komen wordt in de volgende stap de meetonzekerheid afgetrokken

1.1 Meetonzekerheid in de individuele waarneming

In de Activiteitenregeling wordt de maximale meetonzekerheid in een individuele meting, waaraan een continu meetsysteem moet voldoen, uitgedrukt als een percentage van de emissie-eis. Er is niet voorgeschreven hoe deze meetonzekerheid bepaald moet worden. Er wordt uitsluitend een meetonzekerheidseis gesteld. In de praktijk wordt regelmatig zonder onderbouwing gecorrigeerd voor de meetonzekerheidseis en niet de daadwerkelijke meetonzekerheid, zoals volgt uit de Activiteitenregeling. Over deze handelwijze is een klacht bij de Europese commissie ingediend. Bovendien zijn hierover recentelijk kamervragen gesteld. Een aanpassing van deze praktijk die afwijkt van de regelgeving, waarin is opgenomen dat gecorrigeerd mag worden voor de meetonzekerheid, is daarom (op termijn) onvermijdelijk. De eerste stap is om de methode waarop de meetonzekerheid wordt bepaald, vast te leggen. Afhankelijk van de situatie kan voor één van de volgende opties worden gekozen voor de berekening van de meetonzekerheid:

- een onzekerheid in de individuele meting te hanteren van 66% van de onzekerheidseis in de regelgeving in gevallen dat de korte termijn emissie-eisen niet of nauwelijks overschreden worden;
- In andere gevallen de meetonzekerheid te berekenen volgens de uitgebreide berekening:

$$U = \sqrt{U_{overig}^2 + U_{AMS}^2} = \sqrt{(0,66 * U_{eis} * Eis / 100)^2 + U_{AMS}^2}$$

1.2 Korte termijn gemiddelde

Volgens de Activiteitenregeling mag van een valide korte termijn gemiddelde, dat is een (half)uursgemiddelde of daggemiddelde concentratie, de meetonzekerheid in de individuele meting worden afgetrokken om tot een gevalideerd gemiddelde te komen. Het gevalideerde gemiddelde wordt getoetst aan de emissie-eis.¹

1.3 Lange termijn gemiddelde

Voor lange termijn gemiddelden wordt in de Activiteitenregeling voorgeschreven dat het gevalideerde gemiddelde (maandgemiddelde) moet worden getoetst aan de emissie-eis. De meetonzekerheid waarvoor gecorrigeerd mag worden is in de IED/Activiteitenregeling niet nader gespecificeerd.

Afhankelijk van de situatie kan voor één van de volgende opties worden gekozen voor de berekening van de meetonzekerheid:

- een onzekerheid in het lange termijn gemiddelde te hanteren van 26% van de onzekerheidseis in de individuele waarneming in gevallen dat de lange termijn emissie-eisen niet of nauwelijks overschreden worden;
- in andere gevallen de meetonzekerheid te berekenen volgens de uitgebreide berekening (zie voor uitleg symbolen bijlage 1):

$$U_{LTG} = \frac{U}{B} * \sqrt{\frac{1}{m} + \frac{1}{n} + \frac{(LTG - X_z)^2}{\sum(X_i - X_z)^2}}$$

Voor toetsing aan de emissie-eis wordt het gemeten lange termijn gemiddelde gecorrigeerd voor de aldus berekende meetonzekerheid.

¹ In de praktijk wordt ook wel het valide gemiddelde getoetst aan de emissie-eis vermeerderd met de meetonzekerheid. Rekenkundig is dit gelijkwaardig en voorkomt dat meetdata aangepast moeten worden.

2. Inleiding

Bij snelheidscontroles is het aan de toezichthouder om aan te tonen dat een automobilist in overtreding is. Dat betekent dat de meetonzekerheid in het voordeel van de automobilist wordt uitgelegd. Van de gemeten snelheid wordt de meetonzekerheid afgetrokken voordat wordt getoetst aan de toegestane snelheid. Voor emissiemetingen geldt hetzelfde als bij snelheidscontroles. De meetonzekerheid wordt in het voordeel van het bedrijf uitgelegd.

2.1 Korte termijn gemiddelde

Volgens de Activiteitenregeling worden bij continue metingen gevalideerde korte termijn gemiddelden (KTG) getoetst aan de emissie-eis. Een gevalideerd gemiddelde wordt in twee stappen bepaald. Ten eerste moet worden vastgesteld of er sprake is van een valide gemiddelde.

Voor een valide gemiddelde moeten in de betreffende middelingsperiode voldoende metingen beschikbaar zijn. In CEN TC 264 werkgroep 9 wordt dit verder uitgewerkt. Om tot een gevalideerd gemiddelde te komen wordt in de volgende stap de meetonzekerheid in de individuele waarneming afgetrokken. De wijze waarop de meetonzekerheid moet worden bepaald, is niet vastgelegd in de Industrial Emission Directive (IED) en de Activiteitenregeling.

2.2 Lange termijn gemiddelde

Voor lange termijn gemiddelden (LTG) wordt in de Activiteitenregeling voorgeschreven dat het gevalideerde gemiddelde (bv. het gevalideerde maandgemiddelde) moet worden getoetst aan de emissie-eis. De meetonzekerheid waarvoor gecorrigeerd mag worden, is in de IED en de Activiteitenregeling niet nader gespecificeerd. Ook hier ontbreekt de wijze waarop de meetonzekerheid moet worden vastgesteld.

2.3 Consequenties

In situaties waarin een te hoge meetonzekerheid wordt afgetrokken van de meetwaarde voordat aan de emissie-eis wordt getoetst, ontstaat emissieruimte die vanuit het milieubeleid niet is beoogd. Als de daadwerkelijke emissieconcentratie net boven de emissie-eis ligt, leidt dit tot een extra (onnodige) milieubelasting. Daarom is het belangrijk om een goede schatting van de meetonzekerheden in het korte en lange termijn gemiddelde te maken.

2.4 Doel memo

Dit memo geeft een overzicht van de opties voor de berekening van de meetonzekerheid in de individuele waarneming en een lange termijn gemiddelde en wordt een definitieve keuze gemaakt uit de genoemde opties.

3. Meetonzekerheidseis in de regelgeving

In de Industrial Emission Directive en het Activiteitenbesluit worden eisen gesteld aan de maximale meetonzekerheid in individuele waarnemingen van continue meetsystemen. De maximale meetonzekerheid wordt uitgedrukt als een percentage van de emissie-eis. Voor afvalverbranding is dat een percentage van de daggemiddelde emissie-eis. Dat betekent bijvoorbeeld voor de SO₂-concentratie bij afvalverbranding dat de meetonzekerheid in de halfuurgemiddelde concentratie bij 11 vol% O₂ niet groter dan 8 mg/Nm³ (20% van 40 mg/Nm³) moet zijn. Voor afvalverbranding is ook een meetonzekerheidseis als absolute waarde gegeven. Het is voldoende om aan één van beide eisen te voldoen. Voor SO₂ geldt een absolute waarde van 10 mg/Nm³ bij 11 vol% O₂. Als de daadwerkelijke onzekerheid 9 mg/Nm³ is, voldoet het gebruikte automatisch meetsysteem. Zie ook bijlage 2.

Voor grote stookinstallaties wordt een onzekerheidseis gesteld als percentage van de maandgemiddelde emissie-eis. Zo bedraagt bijvoorbeeld voor grote stookinstallaties de maximale onzekerheid in het uursgemiddelde voor de SO₂-concentratie bij referentie zuurstof 20% van de maandgemiddelde eis.

4. Bepaling van de meetonzekerheid in de individuele waarneming

De meetonzekerheid in een individuele waarneming van continue metingen, dat is een halfuur- of uurgemiddelde en in geval koolmonoxide bij afvalverbranding een 10-minuten gemiddelde, kan op verschillende manieren worden geschat.

4.1 Methode 1 – QAL2

De eerste methode die onder meer in Duitsland wordt toegepast, gebruikt de kalibratie volgens de QAL2 procedure in NEN-EN 14181 om een inschatting te maken van de meetonzekerheid. Een kalibratiecurve wordt bepaald volgens NEN-EN 14181. Deze norm schrijft een 15-puntskalibratie van een meetinstrument voor, waarbij de 15 parallelmetingen zijn verdeeld over 3 dagen. Deze kalibratie omvat geen herleiding voor zuurstof. De meetonzekerheid in de voor zuurstof herleide concentratie wordt daarom uit de variabiliteitstoets berekend. Het mag duidelijk zijn dat tijdens de kalibratiedagen niet alle onzekerheidsfactoren de volledige bandbreedte doorlopen. Denk hierbij bijvoorbeeld aan de luchtdruk. Hierdoor ontstaat een onderschatting van de meetonzekerheid.

4.2 Methode 2 – QAL1

Methode 2 bestaat uit het doorrekenen van alle onzekerheidsfactoren tot een betrouwbaarheidsinterval volgens NEN-ISO 14956, zoals deze in NEN-EN 14181 in de QAL1 is voorgeschreven. Onzekerheidsfactoren zijn onder andere de omgevingstemperatuur en druk, de kruisgevoeligheid, de netspanningsvariaties en de drift. Maar ook de moeilijk te bepalen onzekerheid ten gevolge van de monstername doordat de homogeniteit en het concentratieverdeling in de tijd kunnen veranderen. Ondanks de enorme lijst met onzekerheidsfactoren in de norm leert de ervaring dat deze methode doorgaans leidt tot een onderschatting van de onzekerheid. Dit wordt bevestigd door een onderzoek uitgevoerd door het Franse onderzoeksinstituut Ineris², zoals te zien is in tabel 1.

² Poulleau et al.; Conference on Emission Monitoring 2009: Robustness of Calibration method of AMS according to EN 14181

Compound measured	O ₂	CO	NO	TOC	SO ₂	HCl
ELV _d in mg/m ₀ ³ at 11% of O ₂	-	50	200	10	50	10
Uncertainty required by European Directives for AMS	-	10	20	30	20	40
Uncertainty %						
QAL1 actual case , taking into account lack of homogeneity → $U_{QAL1}(\hat{y}_{VLEJ})$		5,8	6,5	7,9	9,1	11,4
Confidence interval % on calibrated value QAL2 with 20 points equally distributed on the range → $U_{QAL2}(\hat{y}_{VLEJ})$ (case A)	5,6	3,1	6,7	21,2	13,9	16,3

Tabel 1: onzekerheid volgens QAL1 en QAL2

4.3 Methode 3 – NEN-EN 15267-3

De derde methode lijkt op de vorige methode, maar gaat uit van de certificatenorm NEN-EN 15267-3 en de aannames daarin. Volgens deze norm wordt een meetinstrument gecertificeerd voor een toepassing als de meetonzekerheid kleiner is dan 75% van de onzekerheidseis in de regelgeving. De rest van de meetonzekerheidseis³ wordt gereserveerd voor de monstername, de herleiding naar standaard condities en de kalibratie, waarbij de emissie-eis is uitgedrukt. De onzekerheid ten gevolge van deze factoren en met name de monstername is moeilijk te bepalen. Voor veel componenten vereist dit veel extra metingen om te kunnen vaststellen hoe de homogeniteit en de concentratieverdeling in de tijd kunnen veranderen. De extra kosten hiervan wegen niet op tegen een eventuele milieuwinst. Daarom wordt deze onzekerheidsfactor niet expliciet bepaald maar volledig opgenomen in de totale meetonzekerheid die dan als volgt wordt berekend:

$$U = \sqrt{U_{overig}^2 + U_{AMS}^2} = \sqrt{(0,66 * U_{eis} * Eis / 100)^2 + U_{AMS}^2}$$

waarin

U = de meetonzekerheid in de individuele waarneming in mg/Nm³

U_{overig} = onzekerheid ten gevolge van andere factoren, zoals de monstername, de herleiding naar standaard condities en de kalibratie

U_{eis} = onzekerheidseis in de regelgeving in % van de emissie-eis (uitgedrukt als 95% Betrouwbaarheidsinterval)

U_{AMS} = onzekerheid van het meetinstrument volgens het NEN-EN 15267-3 certificaat uitgedrukt in mg/Nm³

³ volgens de doorwerking van onafhankelijke fouten 66% (= wortel (100%²-75%²))

Hoe deze aanpak in de praktijk uitpak, is in het volgende voorbeeld uitgewerkt.
Tabel 2 geeft de getalsmatige uitwerking in tabelvorm.

Voorbeeld

Een afvalverbrandingsinstallatie moet volgens het Activiteitenbesluit voldoen aan een SO₂-emissie-eis van 40 mg/Nm³. De meetonzekerheidseis is 20% van de emissie-eis. Dat is dus 8 mg/Nm³ ($=0,2 \cdot 40$). Wanneer een volgens NEN-EN 15267-3 gecertificeerd meetinstrument wordt aangeschaft om de SO₂-emissie te meten, moet de meetonzekerheid kleiner zijn dan 75% van de onzekerheidseis. In dit geval is dat kleiner dan 6 mg/Nm³ ($=0,75 \cdot 8$). Dat betekent dat er een maximale meetonzekerheid van 5,3 mg/Nm³ ($\sqrt{8^2 - 6^2}$) over blijft voor de monstername, kalibratie en de herleiding. Stel het NEN-EN 15267-3 certificaat van een nieuw meetinstrument geeft een meetonzekerheid aan van 5 mg/Nm³. Dat is natuurlijk beter dan de eis van 6 mg/Nm³. Dan moet deze meetonzekerheid gecombineerd worden met die van de monstername, kalibratie en herleiding om tot de totale meetonzekerheid. De totale meetonzekerheid wordt dan 7,3 mg/Nm³ ($\sqrt{5^2 + 5,3^2}$).

Parameter	%	mg/Nm ³	Toelichting
Emissie-eis daggemiddelde		40	mg/Nm ³ bij referentie zuurstofgehalte
Onzekerheidseis individuele waarneming in AB (U_{eis})	20%	8	als 95% betrouwbaarheidsinterval
Onzekerheidseis individuele waarneming AMS volgens NEN-EN 15267-3 ($U_{\text{eis AMS}}$)	15,0%	6,0	75% van eis in regelgeving
Restant onzekerheidseis (U_{overig}) (voor monstername, herleiding, kalibratie etc.)	13,2%	5,3	volgens doorwerking onafhankelijke fouten ($\sqrt{1 - 0,75^2} = 66\%$ van onzekerheidseis in regelgeving)
95%BI volgens NEN-EN 15267-3 certificaat (U_{AMS})	12,5%	5	
Onzekerheid individuele waarneming (U)	18,2%	7,3	berekend uit certificaatwaarde en waarde restant 95%BI volgens doorwerking onafhankelijke fouten; $\sqrt{5,3^2 + 5^2}$.

Tabel 2: onzekerheidsberekening volgens methode 3 (NEN-EN 15267-3)

5. Correctie voor de meetonzekerheid

Volgens het Activiteitenbesluit en de IED wordt een valide (half)uursgemiddelde en daggemiddelde voor de meetonzekerheid in de individuele meting gecorrigeerd om tot een gevalideerd gemiddelde te komen. Het gevalideerde gemiddelde wordt vervolgens getoetst aan de bijbehorende emissie-grenswaarde.

5.1 Korte termijn gemiddelde

Naast de in de vorige paragraaf genoemde methoden wordt in Nederland ook nog vaak zonder onderbouwing⁴ gecorrigeerd voor de meetonzekerheidseis in de Activiteitenregeling en niet de daadwerkelijke meetonzekerheid, zoals volgt uit de Activiteitenregeling. Hierover is een klacht bij de Europese commissie ingediend. Bovendien zijn hierover recentelijk kamervragen gesteld. Een aanpassing van deze praktijk die afwijkt van de regelgeving, waarin is opgenomen dat gecorrigeerd mag worden voor de meetonzekerheid, is daarom (op termijn) onvermijdelijk. In tabel 3 zijn de voordelen/nadelen van de methodes beschreven in het vorige hoofdstuk op een rijtje gezet. De voor- en nadelen laten duidelijk zien dat methode 3 de beste keuze is.

	methode 1	methode 2	methode 3
- eenvoudige en uit te leggen aanpak	-	-	+
- sluit goed aan bij Europese normen	-	+	+
- complexiteit door onzekerheid tgv monsternamen en herleiding	-	-	+
- momentopname bv door kalibratie	-	+	+
- grote verandering onzekerheid tov gangbare procedure	±	-	+
- correctie afhankelijk van kwaliteit meetsysteem	-	±	±
- onderschatting meetonzekerheid	±	-	±
- juiste correctie voor monsternamen, herleiding en kalibratie maximaal	±	±	-

Tabel 3: voor- en nadelen van de methodes voor de bepaling van de onzekerheid

In veel gevallen zal de korte termijn emissie-eis niet of nauwelijks overschreden worden. In dat geval kan de meetonzekerheidsberekening in de individuele waarneming vereenvoudigd worden door aan te nemen dat de meetonzekerheid in het AMS nul is. Er blijft dan uitsluitend de meetonzekerheid in de overige aspecten van de meting over, t.w. de monsternamen, herleiding en kalibratie. Volgens NEN-EN 15267-3 is hiervoor 66% van de onzekerheidseis in de regelgeving gereserveerd. In bijlage 2 is dit voor afvalverbrandingsinstallaties en grote stookinstallaties nader uitgewerkt. Indien gewenst kan ook de uitgebreide methode 3 worden gebruikt.

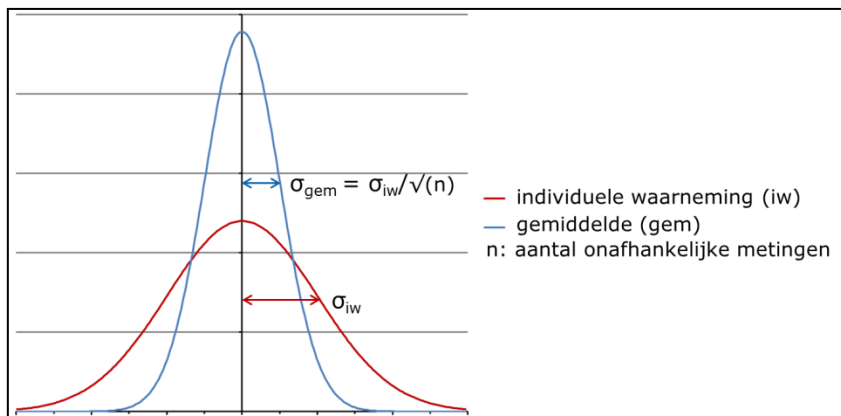
⁴ de handleiding Bva is ingetrokken

5.2 Lange termijn gemiddelde

In tegenstelling tot het (half)uur en daggemiddelde wordt in de IED (en dus ook het Activiteitenbesluit) de meetonzekerheid waarvoor voor het LTG gecorrigeerd mag worden niet gespecificeerd. Men ziet dat blijkbaar als aspect voor de nationale implementatie.

Een LTG is opgebouwd uit meer individuele waarnemingen ((half)uurgemiddelden) dan een daggemiddelde. Dat betekent dat de meetonzekerheid in een lange termijn gemiddelde kleiner is dan die in een daggemiddelde. De correctie voor de meetonzekerheid zal voor een LTG dan ook kleiner moeten zijn dan bij een daggemiddelde.

Wanneer een variabele niet normaal verdeeld is, gedraagt het gemiddelde zich statistisch gezien wel volgens een normaalverdeling. Daarom zal de meetonzekerheid in een LTG een factor $1/\sqrt{n}$ kleiner zijn dan die in een individuele waarneming, waarin n het aantal onafhankelijke waarnemingen is (zie figuur 1).



Figuur 1: spreiding in het gemiddelde als functie van het aantal waarnemingen

Voor LTGs wordt het aantal onafhankelijke waarnemingen bepaald door het aantal parallelmetingen tijdens de kalibratie volgens NEN-EN 14181. Daarna zijn de metingen niet meer onafhankelijk, omdat dezelfde kalibratielijns wordt gebruikt voor de berekening van de emissie-concentraties. De systematiek van de NEN-EN 14181 is gebaseerd op het uitgangspunt dat de meetonzekerheid van de meetinstantie klein is ten opzichte van die van de bedrijfsmeting. Daarnaast geldt dat een geaccrediteerde meting geen systematische fouten kan bevatten, omdat een geaccrediteerd laboratorium moet corrigeren voor systematische afwijkingen. NEN-

EN 14181 schrijft voor dat een kalibratie (QAL2) uit tenminste 15 parallelmetingen verdeeld over drie dagen moet bestaan. De meetonzekerheid in het lange termijn gemiddelde wordt dan 26% ($1/\sqrt{15}$) van die in de individuele waarneming.

Dit is een vereenvoudiging van de algemene formule voor het berekenen van de meetonzekerheid op basis van een vastgestelde kalibratielijijn; zie bijlage 1. De vereenvoudiging komt neer op de volgende drie aannames:

- De helling van de kalibratielijijn wijkt niet of nauwelijks af van 1
- Het aantal metingen is veel groter dan het aantal kalibratiepunten
- Het lange termijn gemiddelde wijkt niet of nauwelijks af van de waarde van het zwaartepunt van de kalibratielijijn

Wanneer niet aan de genoemde aannames wordt voldaan zal de meetonzekerheid in het LTG groter zijn dan 26% van die in de individuele meting. In veel gevallen zal dit het geval zijn. Daarom is gekozen om voor eenvoudige situaties 26% van de onzekerheidseis en niet de meetonzekerheid te gebruiken als schatting van de meetonzekerheid in het lange termijn gemiddelde.

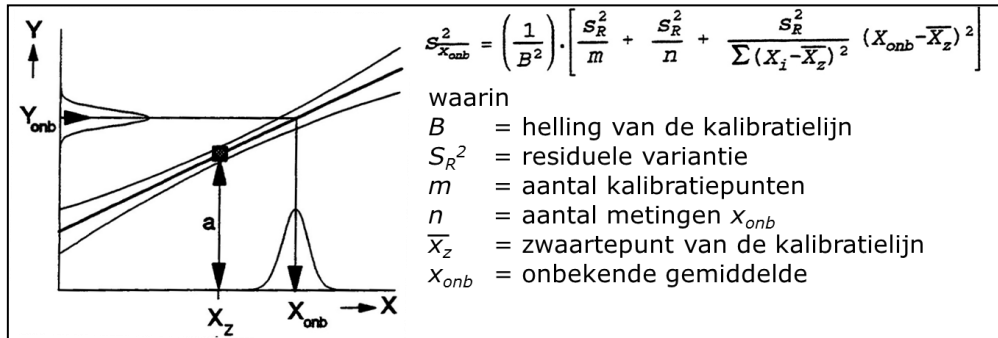
Afhankelijk van de situatie kan voor één van de volgende opties worden gekozen voor de berekening van de meetonzekerheid:

- een onzekerheid in het lange termijn gemiddelde te hanteren van 26% van de onzekerheidseis in de individuele waarneming in gevallen dat de lange termijn emissie-eisen niet of nauwelijks overschreden worden; in bijlage 2 is dit voor afvalverbrandingsinstallaties en grote stookinstallaties nader uitgewerkt.
- In andere gevallen de meetonzekerheid te berekenen volgens de uitgebreide berekening (zie voor uitleg symbolen bijlage 1):

$$U_{LTG} = \frac{U}{B} * \sqrt{\frac{1}{m} + \frac{1}{n} + \frac{(LTG - X_z)^2}{\sum (X_i - X_z)^2}}$$

Voor bestaande lange termijn gemiddelde emissie-eisen moet onderzocht worden of dit een onredelijke aanscherping van de eis betekent. Als dat het geval is, moet de eis en de meetonzekerheid, waarvoor gecorrigeerd mag worden, beter op elkaar worden afgestemd.

Bijlage 1: berekening onzekerheid LTG



Dit is de algemene formule voor de berekening van de meetonzekerheid op basis van een kalibratielijijn. Als de meetonzekerheid wordt berekend op basis van methode 2 of 3, mag voor s_R de onzekerheid in de individuele waarneming worden ingevuld. De formule wordt dan:

$$U_{LTG} = \frac{U}{B} * \sqrt{\frac{1}{m} + \frac{1}{n} + \frac{(LTG - X_z)^2}{\sum (X_i - X_z)^2}}$$

Waarin

U_{LTG} = de meetonzekerheid in het lange termijn gemiddelde

U = de meetonzekerheid in de individuele waarneming

B = de helling van de kalibratielijijn

m = het aantal kalibratiemetingen

n = het aantal (half)uurgemiddelden waaruit het gemiddelde is opgebouwd

LTG = het lange termijn gemiddelde

X_z = het zwaartepunt van de kalibratiepunten (= gemiddelde van de SRM-waarden van de kalibratie)

X_i = i^e gekalibreerde waarneming berekend uit de i^e AMS-waarde y

**Bijlage 2: berekening onzekerheid in KTG en LTG volgens de vereenvoudigde
methode**

Installatie	Component	Emissie-eis		Onzekerheidseis				Onzekerheid in mg/Nm3	
		gem.	mg/Nm3	Op basis van eis		absoluut	Umax	U KTG (0,66*Umax)	U LTG (0,26*Umax)
				in % eis	mg/Nm3	mg/Nm3	Umax	voor correctie (half)uur- en daggemiddelde	voor correctie maand- en jaargemiddelde
AVI	NOx	dag	180	20	36	14	36	23,8	9,4
	SO2	dag	40	20	8	10	10	6,6	2,6
	stof	dag	5	30	1,5	1,5	1,5	1,0	0,4
	CO	dag	30	10	3	5	5	3,3	1,3
	CxHy	dag	10	30	3	3	3	2,0	0,8
	HCL	dag	10	40	4	4	4	2,6	1,0
	HF	dag	1	40	0,4	0,4	0,4	0,3	0,1
LCP kolencentrale	NOx	maand	100	20	20		20	13,2	5,2
	SO2	maand	150	20	30		30	19,8	7,8
	stof	maand	20	30	6		6	4,0	1,6
LCP gasturbine	NOx	maand	50	20	10		10	6,6	2,6
	CO	maand	100	10	10		10	6,6	2,6