

rivm

Report 680705015/2010

J.P. Wesseling | S. van der Zee | P.L. Nguyen

Gemeten en berekende NO₂- concentraties in Amsterdam in 2008

RIVM Rapport 680705015/2010

Gemeten en berekende NO₂-concentraties in Amsterdam in 2008

J. Wesseling, RIVM
S. van der Zee, GGD Amsterdam
L. Nguyen, RIVM

Contact:
Joost Wesseling
Centrum voor Milieu Monitoring (CMM)
Joost.Wesseling@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van Ministerie van VROM, in het kader van Project Stedelijke luchtkwaliteit en Mrv

© RIVM 2010

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

Rapport in het kort

Gemeten en berekende NO₂-concentraties in Amsterdam in 2008

Berekeningen met de Nederlandse standaardrekenmethode voor luchtkwaliteit in binnenstedelijke straten geven in 38 Amsterdamse straten gemiddeld lagere concentraties stikstofdioxide (NO₂) aan dan metingen op deze locaties. Dit blijkt uit onderzoek van het RIVM en de GGD Amsterdam, waarin deze standaardrekenmethode is vergeleken met metingen van de GGD Amsterdam. Het verschil bedraagt gemiddeld 11 %. Op meetlocaties van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit, verspreid over Nederland, laat de rekenmethode geen significante onderschatting zien. Het onderzoek is in opdracht van het ministerie van VROM uitgevoerd.

In de onderzochte straten worden de concentraties voor een belangrijk deel bepaald door de emissies van het wegverkeer in de straat. De metingen zijn gedurende dertien meetperioden van elk vier weken, uitgevoerd met zogenoemde Palmes diffusiebuisjes. Deze metingen zijn geijkt aan de Europese referentiemethode op de vaste meetstations van het Luchtmeetnet Amsterdam.

De berekeningen zijn uitgevoerd met de wegkenmerken en verkeersgegevens op de plaats van de meetpunten. Een deel van de gevonden verschillen in Amsterdam kan verklaard worden, doordat locaties buiten het toepassingsgebied van de standaardrekenmethode vallen. Behalve het lokale wegverkeer dragen andere bronnen, zoals scheepvaart, bij aan de concentraties in drukke straten in Amsterdam. De andere bronnen vormen samen de achtergrondconcentratie. Het is denkbaar dat sommige bronnen, die niet in detail in de berekening van de achtergrondconcentratie zijn opgenomen, de concentraties op specifieke locaties sterker beïnvloeden dan nu wordt aangenomen. In 2010 zal dit verder onderzocht worden.

Trefwoorden: luchtkwaliteit, stikstofdioxide, Palmes buisjes

Abstract

Measured and calculated NO₂ concentrations in Amsterdam in 2008

Calculations using the Dutch standard calculation method for air quality in urban streets performed for 38 streets in Amsterdam in 2008 yield, on average, lower Nitrogen dioxide concentrations than measurements at those locations. This follows from research by the RIVM and the Public Health Service of Amsterdam (GGD Amsterdam). The average difference between measured and calculated concentrations is 11 %. At measuring locations of the National Air Quality Measuring Network in the Netherlands no significant underestimation of concentrations by the model is observed. The research was performed by the Dutch ministry of Housing, Spatial Planning en the Environment (VROM).

The air quality in the streets that were investigated is mainly determined by emissions from local traffic. The measurements have been performed during thirteen periods of four weeks each, using so called 'Palmes' diffusion tubes. These measurements have been calibrated using the European reference method that is operational in the permanent measuring stations of the GGD Amsterdam.

The calculations were performed using the geometry of the roads and information of the traffic at the measuring locations. Part of the differences can be explained, as some locations are not within the scope of the model. In these situations the model is known to perform slightly less. Apart from local traffic, other sources, like shipping, also contribute to the NO₂ background concentrations in streets in Amsterdam. Sources that have only globally been included in the calculation of this background concentration may influence concentrations at specific locations. Further studies on this subject will be conducted in 2010.

Key words: air quality, Nitrogen dioxide, Palmes tubes

Inhoud

Samenvatting		6
1	NO₂-concentraties in het LML	7
2	NO₂ metingen in Amsterdam in 2008	11
2.1	Meetmethode en -strategie	11
2.2	Gemeten concentraties	13
2.3	Meetonzekerheid	13
2.3.1	Opbouw van onzekerheden	13
2.3.2	Leave One Out Methode	15
3	Vergelijking van metingen en berekeningen	17
3.1	Modelkenmerken van de meetlocaties	17
3.2	Berekeningen met SRM-1	17
3.3	Vergelijking van meet- en rekenresultaten	17
3.4	Analyse en selectie per datapunt	19
3.5	Vergelijking met eerdere metingen en berekeningen	20
3.6	Gebruik van andere verkeerscijfers	22
4	Conclusies en aanbevelingen	24
Literatuur		25
Bijlage 1	Orthogonale regressie	26
Bijlage 2	NO₂-concentraties in het LML in 2008	28
Bijlage 3	NO₂-concentraties in 2008	29
Bijlage 4	Straatkenmerken Amsterdam	31

Samenvatting

De luchtkwaliteit langs binnenstedelijke wegen wordt sinds 2002 berekend met Standaard Rekenmethode-1 (SRM-1), beter bekend onder de naam van de vrij beschikbare implementatie daarvan, CAR II (Calculation of Air Pollution from Road Traffic). In een gezamenlijk onderzoek van de GGD Amsterdam en het RIVM zijn de met SRM-1 voor het jaar 2008 berekende stikstofdioxide (NO₂) concentraties vergeleken met door de GGD Amsterdam gemeten NO₂-concentraties langs 43 drukke wegvakken in Amsterdam. De gemeten NO₂-concentraties zijn gemiddeld 11 % hoger dan de berekende concentraties.

De berekeningen met SRM-1 zijn uitgevoerd met de wegkenmerken en verkeersdoorstroming ter plaatse van de meetpunten. De NO₂-metingen in Amsterdam zijn uitgevoerd met Palmes diffusiebuisjes gedurende dertien vierweekse meetperioden. De passieve meetmethode is geijkt aan de referentiemethode door gedurende het hele jaar vergelijkingsmetingen uit te voeren op alle elf meetstations van het Luchtmeetnet Amsterdam waar NO₂ actief wordt gemeten. Een deel van de gevonden verschillen in Amsterdam kan verklaard worden doordat op sommige straten de verkeersintensiteit in 2008 beduidend lager was dan in voorgaande jaren. Ook vallen enkele meetlocaties buiten het toepassingsgebied van SRM-1, omdat ze te complex zijn of te dicht bij een kruising, stoplicht of bushalte liggen.

Op enkele wegvakken met aantoonbaar weinig verkeer is de gemeten NO₂-concentratie zo hoog dat het verschil tussen meting en berekening niet aan een verkeerd gemodelleerde verkeersbijdrage kan liggen. Naast het lokale wegverkeer dragen uiteraard ook andere bronnen bij aan de NO₂-concentraties in drukke straten in Amsterdam. Het is denkbaar dat sommige bronnen die niet in de GCN berekeningen zijn opgenomen, zoals lokale scheepvaart, de concentraties beïnvloeden. Het aantal metingen dat in 2008 is uitgevoerd op achtergrondlocaties is te klein om hier statistisch goed onderbouwde uitspraken over te doen. In 2010 zal dit verder onderzocht worden.

Vergelijking tussen metingen en berekeningen met SRM-1 op straatstations van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit tonen voor 2008 een niet-statistisch significante onderschatting van de berekende NO₂-concentraties van 2 % ten opzichte van de meetwaarden. Het aantal straatstations waarvoor deze vergelijking gemaakt kon worden is echter relatief beperkt (elf locaties).

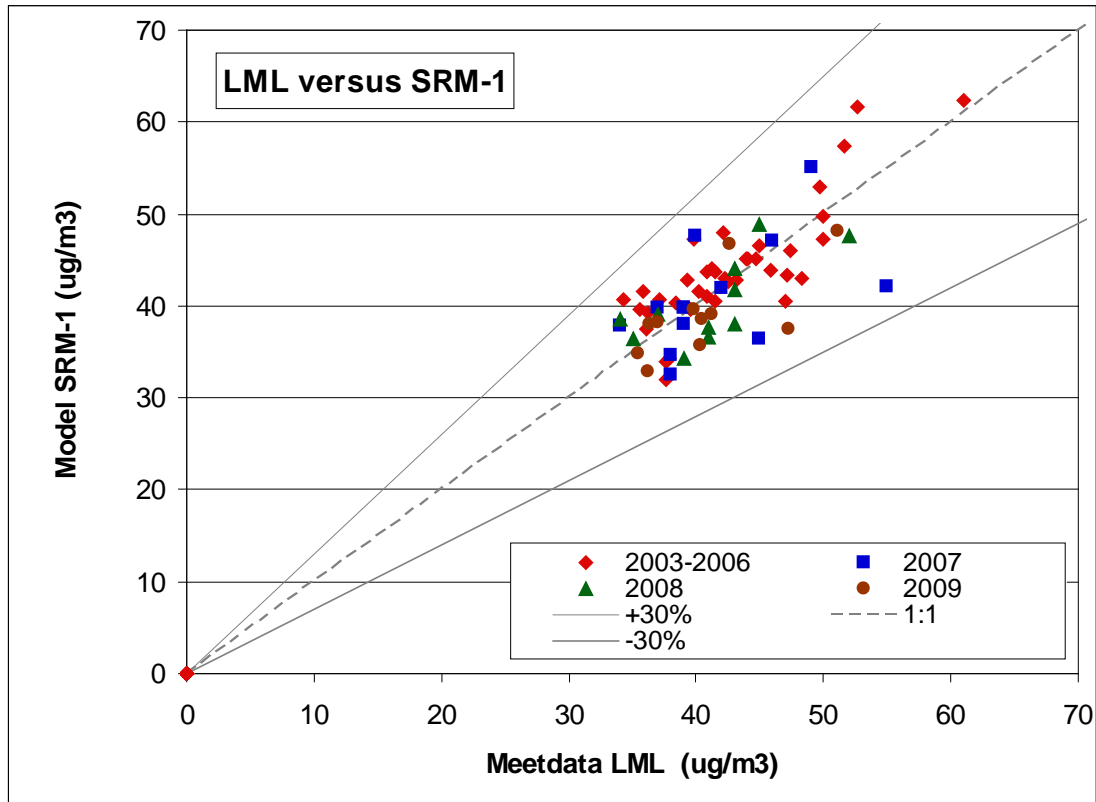
1 NO₂-concentraties in het LML

Lokale overheden gebruiken Standaard Rekenmethode-1 (SRM-1), beter bekend onder de naam van de vrij beschikbare implementatie daarvan, 'CAR II' (Calculation of Air pollution from Road traffic) al sinds 2002 voor de berekening van de luchtkwaliteit in verkeersbelaste situaties. Het rekenvoorschrift voor SRM-1 is in detail beschreven in 'Regeling beoordeling luchtkwaliteit 2007' (Rbl2007), zie www.overheid.nl voor de volledige en actuele tekst van de regeling.

Het RIVM heeft in 2007 in opdracht van het ministerie van VROM een ijking van het programma CAR II aan de metingen van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) uitgevoerd (Wesseling, 2007). Op basis van door gemeenten aangeleverde verkeersgegevens zijn voor de jaren 2003 tot en met 2006 berekeningen met CAR II uitgevoerd in de straten waar meetstations van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit van het RIVM staan. Uit deze vergelijking bleek dat de berekende concentratiebijdragen met een kalibratiefactor van $0,62 \pm 0,06$ moeten worden vermenigvuldigd om een goede overeenkomst met de gemeten waarden te bereiken. Toepassing van de kalibratie leidde tot een redelijke overeenkomst tussen berekende en gemeten totale CO-concentraties en tot een goede overeenkomst tussen berekende en gemeten totale concentraties voor de stoffen NO_x, NO₂ en PM₁₀ voor de jaren 2003 tot en met 2006 en op dertien locaties van meetstations van het RIVM. Na toepassing van de ijking kwamen de berekende stikstofdioxide- en fijnstofconcentraties in de testset gemiddeld 0,4 en 0,7 microgram per kubieke meter hoger uit dan de gemeten concentraties. De kalibratiefactor is vanaf versie 6.1 gebruikt in alle versies van CAR II.

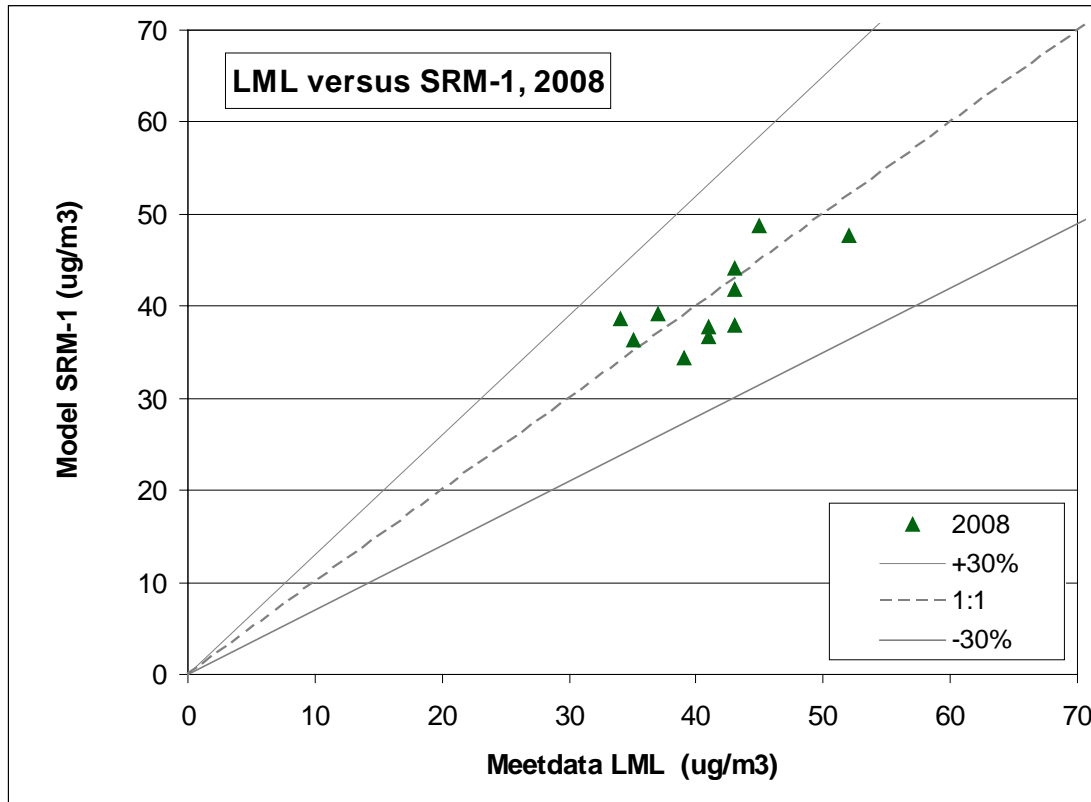
De ijking van CAR II is in de periode 2007-2009 gecontroleerd met behulp van gegevens van het LML. In 2008 en 2009 is, in tegenstelling tot de eerdere jaren, gebruik gemaakt van de verkeerscijfers zoals die in versie 3.1 van de saneringstool zijn ingevoerd. Gebruik van deze gegevens, in plaats van de daarvoor gebruikte gegevens van gemeenten, maakt in de praktijk voor de ijking gemiddeld niet uit. Net als bij de oorspronkelijke ijking het geval was, zijn de berekende concentraties met 95 % geschaald om te compenseren voor het feit dat de metingen op grotere hoogten dan de rekenhoogte van 1,50 meter zijn verricht. De berekening over 2007 is uitgevoerd met behulp van CAR II 7.0 en die over 2008 met behulp van CAR II, versie 8.1. Voor 2009 is gerekend met een eigen implementatie van het RIVM voor SRM-1, welke getest is tegen CAR 8.1.

Een vergelijking tussen de berekende en gemeten concentraties wordt in Figuur 1 getoond.



Figuur 1 Vergelijking tussen met CAR-II, versie 8.1, berekende en op straatlocaties van het RIVM gemeten NO₂-concentraties

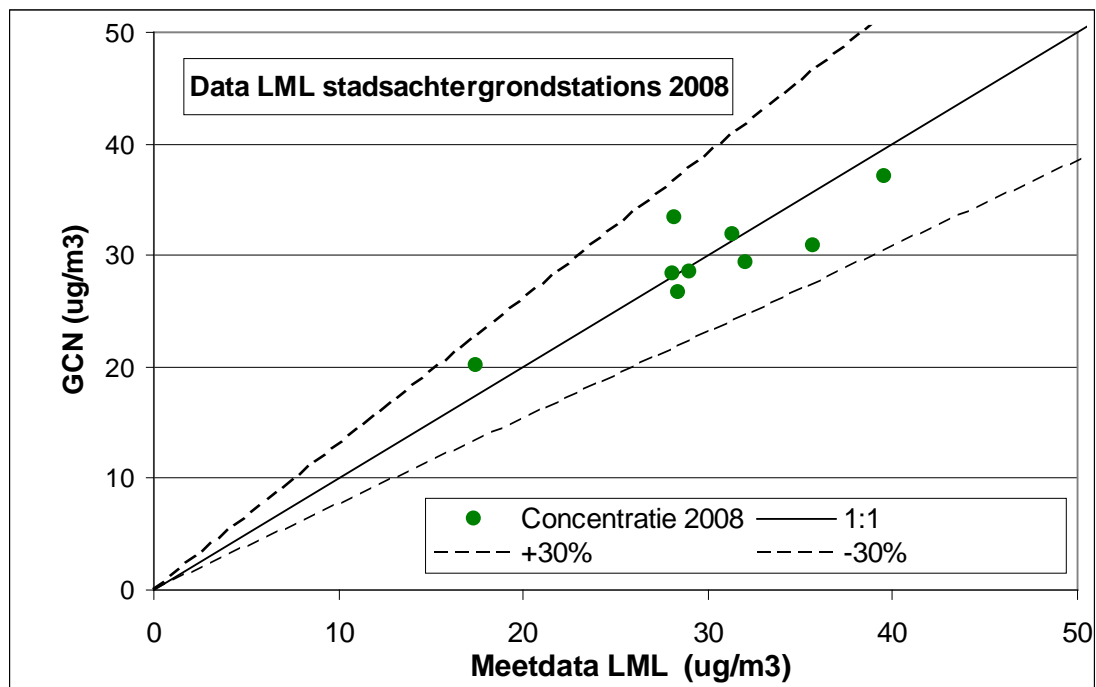
Een orthogonale fit van een door de oorsprong lopende lijn aan de gegevens over de periode 2003 tot en met 2009 geeft de relatie [Berekende concentratie] = 1,00 * [Gemeten concentratie], met een 95 % betrouwbaarheidsinterval van 0,98 tot 1,02. Zie Bijlage 1 voor een korte beschrijving van orthogonale regressie. Omdat in dit rapport specifiek naar de resultaten over 2008 wordt gekeken, worden deze apart in Figuur 2 getoond.



Figuur 2 Vergelijking tussen met CAR-II, versie 8.1, berekende en op straatlocaties van het RIVM gemeten NO₂-concentraties.

Een orthogonale fit met een door de oorspong lopende lijn van de gegevens van 2008 geeft de relatie: [Berekende concentratie] = 0,98 * [Gemeten concentratie] met een 95 % betrouwbaarheidsinterval van 0,92 tot 1,04. Dit betekent dat de gemeten NO₂-concentratie niet significant afwijkt van de met CAR II gemodelleerde NO₂-concentratie op de elf straatstations van het LML waarop de vergelijking 2008 betrekking heeft.

Op basis van de beschikbare gegevens wordt geconcludeerd, dat er geen reden is om aan de ijking van SRM-1 te twijfelen en dat het model aan de eisen van de Europese richtlijnen voldoet. Hierbij moet uiteraard worden bedacht, dat er in individuele gevallen substantiële verschillen kunnen optreden. Verder is het aantal straatlocaties op basis waarvan per kalenderjaar een vergelijking kan worden gemaakt beperkt.



Figuur 3 Vergelijking tussen berekende (GCN) en op stadsachtergrondstations van het RIVM gemeten NO₂-concentraties.

Figuur 3 toont de vergelijking tussen de gemeten NO₂-concentraties in het LML op stadsachtergrondstations en de berekende (GCN) concentraties in 2008 voor alle negen beschikbare meetstations. Een orthogonale fit van een door de oorsprong lopende lijn geeft de relatie [Berekende concentratie] = 0,98 * [Gemeten concentratie] met een 95 % betrouwbaarheidsinterval van 0,92 tot 1,04. Dit betekent dat de voor de GCN berekende NO₂-concentraties niet significant afwijken van de gemeten NO₂-concentraties.

Alle gemeten en berekende concentraties worden in Bijlage 2 getoond.

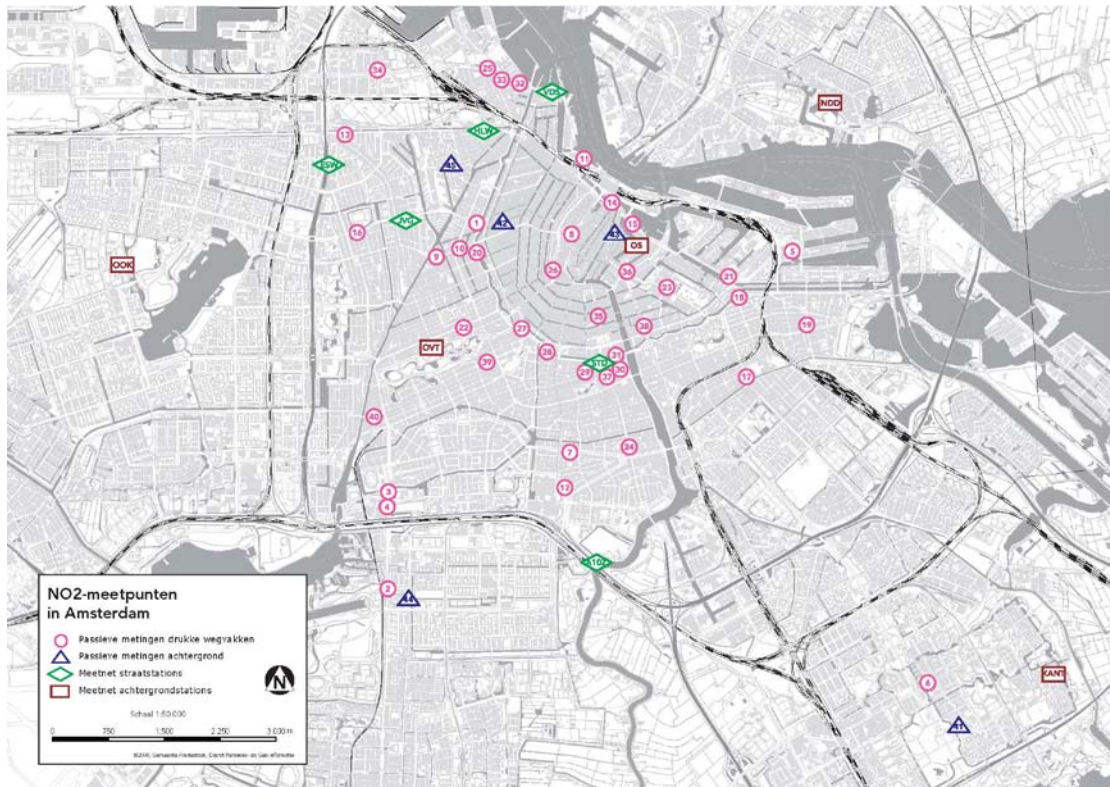
2 NO₂ metingen in Amsterdam in 2008

2.1 Meetmethode en -strategie

De GGD Amsterdam beheert het Automatisch Luchtmeetnet van de gemeente Amsterdam. Het meetnet is in augustus 2005 geaccrediteerd en voldoet daarmee aan de accreditatiecriteria zoals vastgelegd in de NEN EN ISO/IEC 17025. Het Luchtmeetnet Amsterdam bestond in 2008 uit twaalf meetstations. Op elf hiervan, te weten vijf stadsachtergrondstations en zes straatstations wordt NO₂ (NO_x) gemeten. Van de zes straatstations zijn er twee gelegen langs de ringweg A10 en vier langs drukke binnenstedelijke wegen. De metingen worden uitgevoerd met chemiluminescentie, de door de Europese Unie voorgeschreven referentiemethode.

Teneinde een gedetailleerder beeld te krijgen van de NO₂-concentratie langs drukke wegen, voert de GGD sinds 2003 ook aanvullend passieve metingen uit met behulp van Palmes diffusiebuisjes. In 2003 werden deze metingen uitgevoerd op 34 meetpunten langs drukke straten en op twee niet door lokaal verkeer beïnvloede achtergrondlocaties (van der Zee, 2004; van Wijnen en van der Zee, 2004). In 2008 werden de metingen uitgevoerd op veertig meetpunten langs drukke straten en op vijf achtergrondlocaties. Hieronder zijn zeventien respectievelijk twee meetpunten die al sinds 2003 in de meetcampagne zijn betrokken.

De selectie van meetpunten langs drukke wegen was in 2003 gebaseerd op de gemeentelijke rapportage luchtkwaliteit 2001. Alle wegvakken met berekende overschrijdingen van de voor 2001 geldende plandrempel van 58 µg/m³ werden in de meetcampagne 2003 betrokken. Van de oorspronkelijke 34 meetpunten zijn er 17 komen te vervallen omdat zij minder geschikt waren voor modelvalidatie, of omdat ze te weinig toevoegden aan de ruimtelijke spreiding over de stad. Er zijn nieuwe meetpunten toegevoegd op wegvakken waar overschrijding van de (steeds strenger wordende) plandrempel werd verwacht. Ook werd bewust een aantal wegvakken geselecteerd met een duidelijk lagere verkeersintensiteit, om modelvergelijking over een bredere range in NO₂-concentratie mogelijk te maken. Figuur 4 geeft de meetlocaties 2008 weer.



Figuur 4 Overzicht van de locaties waarop de NO₂-concentraties in Amsterdam in 2008 zijn gemeten.

De gebruikte passieve meetmethode is in 1976 voor het eerst in de literatuur beschreven (Palmes, 1976) en wordt sindsdien op grote schaal toegepast (Bush et al., 2001; Stevenson et al, 2001). De Palmes diffusiebuisjes worden geprepareerd en geanalyseerd door Buro Blauw in Wageningen. De preparatie gebeurt met een coating van 50 % triethanolamine (TEA) in aceton. Voor een gedetailleerde beschrijving van de methode wordt verwezen naar van der Zee (2004).

De metingen 2008 zijn gestart op 8 januari 2008 en hebben geduurd tot 6 januari 2009. Iedere vier weken zijn de buisjes in het veld gewisseld. Op dertien van de veertig meetpunten langs drukke straten en twee van de vijf achtergrondmeetpunten werden de metingen in duplo uitgevoerd. Op de andere meetpunten werd een enkel buisje opgehangen.

Ijking aan vaste meetstations

Om de passieve meetmethode te ijken aan de referentiemethode zijn gedurende alle dertien vierweekse meetperioden vergelijkingsmetingen in duplo uitgevoerd op de elf vaste meetstations van het Luchtmeetnet Amsterdam waar NO₂ wordt gemeten. Voor elke vierweekse meetperiode is voor elk meetstation de verhouding tussen de met de referentiemethode en de passief gemeten NO₂-concentratie berekend. Vervolgens is per meetperiode de gemiddelde verhouding voor alle elf meetstations bepaald. Met de aldus verkregen gemiddelde ijfactor zijn de passief gemeten concentraties per meetperiode gecorrigeerd.

Data capture

Incidenteel kwam het voor dat Palmes buisjes slachtoffer van vandalisme werden of dat metingen niet uitgevoerd konden worden door infrastructurele werkzaamheden. Wanneer op een meetlocatie gedurende minder dan negen van de dertien meetperioden meetgegevens beschikbaar waren, is op die locatie geen jaargemiddelde NO₂-concentratie berekend. In de praktijk betekent dit dat er gedurende minimaal tien van de dertien vierweekse meetperioden gegevens beschikbaar moesten zijn. De meetresultaten van één locatie op de De Clercqstraat (DECL40) zijn om die reden niet gebruikt.

2.2 Gemeten concentraties

Passief gemeten concentraties

De jaargemiddelde passief gemeten NO₂-concentraties, gecorrigeerd voor afwijking ten opzichte van de referentiemethode zijn weergegeven in Bijlage 3. Eén meetlocatie op de de Clercqstraat is verder buiten beschouwing gelaten, omdat deze niet aan de eis voor data capture voldeed.

De gemiddelde concentratie op de overblijvende straatlocaties was 49,7 µg/m³ met een spreiding van 38,2 µg/m³ (Plantage Kerklaan) tot 69,2 µg/m³ (Prins Hendrikkade 124). Op 35 van de 38 wegvakken werd de grenswaarde voor NO₂ van 40 µg/m³ als jaargemiddelde overschreden. De plandrempeel voor 2008 van 44 µg/m³ werd op 29 van de 38 locaties overschreden.

De gemiddelde NO₂-concentratie op de vijf achtergrondlocaties was 33,2 µg/m³ met een spreiding van 29,2 µg/m³ in Amsterdam-Zuidoost tot 37,5 µg/m³ op de Recht Boomssloot, in het oude centrum nabij de Nieuwmarkt. Op alle achtergrondmeetpunten werd voldaan aan de grenswaarde van 40 µg/m³.

Actief gemeten concentraties

Bijlage 3 geeft ook de in 2008 op de vaste GGD meetstations met de referentiemethode gemeten NO₂-concentraties. Op alle straatstations wordt de grenswaarde voor NO₂ overschreden. Op de Stadhouderskade was de NO₂-concentratie exact gelijk aan de plandrempeel voor 2008, op de andere stations werd de plandrempeel overschreden. Op alle achtergrondstations werd voldaan aan de grenswaarde. Bij de vergelijking tussen gemeten en berekende concentraties op GGD meetstations zijn ook de actief gemeten concentraties gebruikt.

2.3 Meetonzekerheid

2.3.1 Opbouw van onzekerheden

Een groot voordeel van het gebruik van Palmes buisjes is dat de methode goedkoop is en eenvoudig toepasbaar, omdat er geen infrastructurele voorzieningen nodig zijn. De buisjes vallen nauwelijks op en kunnen nagenoeg overal worden opgehangen, waardoor het mogelijk is een goed inzicht te krijgen in de ruimtelijke variatie in NO₂-concentratie. De methode kent echter ook een aantal nadelen. Ten eerste voldoet de methode, omdat geen uurgemiddelde concentraties kunnen worden gemeten, niet aan de eisen die de EU aan het uitvoeren van NO₂-metingen stelt. De langere middelingstijd waarover de concentratie wordt gemeten, is evenwel geen probleem wanneer het gaat om het bepalen van langdurige gemiddelden, zoals jaargemiddelden. Een ander nadeel is dat de methode in zekere mate afhankelijk is van de weersomstandigheden. In de literatuur is beschreven dat met name windsnelheid, en in mindere mate temperatuur en relatieve luchtvochtigheid, van invloed zijn op de gemeten

concentraties (Gair & Penkett, 1995; Plaisance et al., 2004). Het is daarom altijd nodig de metingen te ijken met behulp van vergelijkingsmetingen op een actief meetstation. Deze ijking brengt echter automatisch een extra onzekerheid met zich mee.

Ondanks het feit dat passieve metingen met Palmes buisjes niet aan de EU eisen voldoen, is het een veel gebruikte en internationaal geaccepteerde methode. In het Verenigd Koninkrijk wordt de methode al jarenlang toegepast in het kader van een landelijk dekkend monitoringssysteem bestaande uit ruim 1.200 meetlocaties, waarbij 330 lokale autoriteiten zijn betrokken (Bush e.a., 2001). Onderdeel hiervan is een analyse van de onzekerheid in de meetmethode. Hieruit blijkt dat de onzekerheid in de passief gemeten jaargemiddelde NO₂-concentratie op één meetlocatie +/- 20 % kan bedragen (AQC, 2006).

De onzekerheid in de met een Palmes buisjes gemeten jaargemiddelde NO₂-concentratie wordt in hoofdzaak bepaald door de:

- onzekerheid in de passieve meting zelf;
- onzekerheid in de ijking ten opzichte van de referentiemethode;
- onzekerheid in de referentiemeting zelf.

Hieronder worden de punten 1 t/m 3 uitgewerkt en berekend voor de metingen die in 2008 in Amsterdam zijn uitgevoerd.

1. Onzekerheid in de passieve meting zelf

De onzekerheid in de passieve meting zelf valt uiteen in de analysefout (bepaling in het laboratorium) en de bemonsteringsfout. De analysefout kan worden geschat op basis van de reproduceerbaarheid van de in duplo uitgevoerde metingen. De reproduceerbaarheid van de meetmethode wordt bepaald uit de duplo's als de relatieve standaarddeviatie of variatiecoëfficiënt (CoV). De CoV wordt voor iedere duplo berekend als $CoV = (\text{standaarddeviatie}/\text{gemiddelde}) * 100 \%$. De gemiddelde CoV-waarde van alle 27 beschikbare in duplo gemeten jaargemiddelden op GGD meetstations was 2,1 % met een range van 0,0 % tot 6,4 %. De standaarddeviatie van de CoV's bedroeg 1,8 %. Dit betekent dat de analysefout van het jaargemiddelde met 95 % zekerheid kleiner is dan 3,5 % (2* standaarddeviatie).

De bemonsteringsonzekerheid is afhankelijk van de technische uitvoering in het veld, en wordt met name bepaald door de locaties waar de buisjes hebben gehangen (bijvoorbeeld niet in luchtstromen, met vrije aanzuiging rondom, etc). Omdat de metingen door professionals zijn uitgevoerd is deze onzekerheid ten opzichte van alle andere onzekerheden naar verwachting klein.

2. Onzekerheid in de ijking ten opzichte van de referentiemethode

De ijking is uitgevoerd door voor elke vierweekse meetperiode voor elk meetstation de verhouding tussen de met de referentiemethode en de passief gemeten NO₂-concentratie te berekenen. Vervolgens is per meetperiode de gemiddelde verhouding voor alle elf meetstations bepaald. Met de aldus verkregen gemiddelde ijkfactor zijn de passief gemeten concentraties per meetperiode gecorrigeerd. De gemiddelde ijkfactor per periode varieerde van 0,72 tot 0,98. Gemiddeld over het jaar bedroeg de ijkfactor 0,88, hetgeen betekent dat de 'werkelijke' NO₂-concentratie gemiddeld 12 % lager was dan de passief gemeten NO₂-concentratie. Er is geen verschil gevonden in gemiddelde ijkfactor tussen straat- en achtergrondstations.

De jaargemiddelde ijkfactor per station varieerde van 0,80 (op station Nieuwendammerdijk) tot 0,96 (op station van Diemenstraat). De standaarddeviatie van de ijkfactoren op de elf stations was 0,055. Dit betekent dat de onzekerheid in de ijking ten opzichte van de referentiemeting met 95 % zekerheid kleiner is dan 11,0 % ($2 \times$ standaarddeviatie). Daarbij wordt aangenomen dat de gemiddelde ijkfactor met de bijbehorende onzekerheid van toepassing is op alle meetlocaties in de stad.

3. Onzekerheid in de referentiemeting zelf

Door Beijck et al. (2009) is berekend dat de onzekerheid in de bepaling van de jaargemiddelde NO_x -concentratie met behulp van chemieluminescentie op meetstations van het RIVM uit Landelijk Meetnet Luchtverontreiniging met 95 % zekerheid kleiner is dan 9,3 %. Omdat de GGD Amsterdam op nagenoeg identieke wijze NO_2 meet als het RIVM, wordt aangenomen dat de onzekerheid in de met de referentiemethode bepaalde NO_2 -concentratie even groot is.

2.3.2 Leave One Out Methode

Het relatief grote aantal vaste meetstations waaraan de Palmes buisjes in Amsterdam zijn geïjkt biedt de mogelijkheid om de gecombineerde meet- en ijkonzekerheid ook indirect te bepalen, namelijk met de 'Leave One Out' Methode. Hierbij wordt steeds per meetstation de passief gemeten jaargemiddelde NO_2 -concentratie berekend op basis van ijking aan de overige tien meetstations. De actief gemeten NO_2 -concentratie op het meetstation zelf wordt dus niet gebruikt; deze wordt alleen gebruikt om achteraf vast te stellen hoeveel de passieve concentratie afwijkt van de 'werkelijke' NO_2 -concentratie, die immers ook bekend is. Met deze methode is voor elk van de elf Amsterdamse meetstations de verhouding tussen de actief en de passief gemeten jaargemiddelde NO_2 -concentratie berekend, zie onderstaande Tabel 1.

Tabel 1 Resultaten van de 'Leave One Out' Methode

	Actief	Passief op basis van ijking op andere meetstations	Ratio actief/passief
Straatstations:			
Haarlemmerweg	61,7	60,4	1,02
Einsteinweg	64,5	63,9	1,01
Van Diemenstraat	50,7	46,2	1,10
Stadhouderskade	44,0	47,0	0,94
A10-Zuid	49,0	54,9	0,89
Jan van Galenstraat	57,3	55,0	1,04
Achtergrondstations			
Nieuwendammerdijk	31,6	35,2	0,90
Overtoom	30,9	28,6	1,08
Oude Schans	34,6	35,8	0,97
Kantershof	27,7	27,9	0,99
Ookmeerweg	25,2	28,5	0,88
		Gemiddelde (sd)	0,98 (0,075)

Uit de tabel blijkt dat een passieve NO₂-concentratie gemiddeld slechts 2 % afwijkt van de ‘werkelijke’ actief gemeten concentratie, maar dat op individuele stations afwijkingen boven de 10 % voorkomen. Op basis van de standaarddeviatie valt het te berekenen dat 95 % van de afwijkingen kleiner is dan 15 % (tweemaal de standaarddeviatie).

In de loop van 2010 zullen de GGD Amsterdam en het RIVM naar verwachting een uitgebreidere analyse van de onzekerheden bij gebruik van Palmesbuisjes uitvoeren.

3 Vergelijking van metingen en berekeningen

3.1 Modelkenmerken van de meetlocaties

Om een zinvolle berekening van de luchtkwaliteit in een straat uit te voeren, is het van belang om de relevante kenmerken ter plaatse van de rekenpunten te bepalen. De in deze studie gebruikte locaties zijn daarom in augustus 2009 door experts van de GGD Amsterdam en het RIVM bezocht en geïnspecteerd. De relevante afstanden zijn opgemeten en er is bepaald wat binnen SRM-1 de beste classificatie van de locatie is. Hierbij zijn het straattype, de verkeersdoorstroming en de hoeveelheid bomen rond de weg van belang. Voor een gedetailleerde beschrijving van de kenmerken wordt verwezen naar de Rbl en de handleiding van CAR II op de website car.infomil.nl.

De voor de berekeningen gebruikte kenmerken van de straten zijn vermeld in Bijlage 4. Waar meerdere lijnbronnen zijn gemodelleerd, zijn deze apart aangegeven met de daarbij behorende kenmerken. Voor wat betreft de verkeersintensiteiten zijn de invoergegevens van de saneringstool 3.1 (rapportagetool) gebruikt. Ook deze zijn vermeld in Bijlage 4.

3.2 Berekeningen met SRM-1

Voor een vergelijking met de metingen zijn door het RIVM berekeningen uitgevoerd met zowel CAR II, versie 8.1, als met een eigen implementatie van SRM-1 in Matlab. De reden voor het gebruik van twee modellen is enerzijds ter controle en anderzijds om ook de concentratie langs wegen met meerdere duidelijk gescheiden rijbanen door te kunnen rekenen. In de Rbl, Bijlage 1, hoofdstuk 8, wordt beschreven hoe dat dient te gebeuren. Meer informatie over het rekenen aan verschillende rijbanen kan worden gevonden in Wesseling (2008). In de gevallen waarin sprake was van slechts een enkele centraal gelegen rijbaan waren de resultaten van de beide modellen identiek. Daarom zijn alleen de door het RIVM berekende concentraties vermeld.

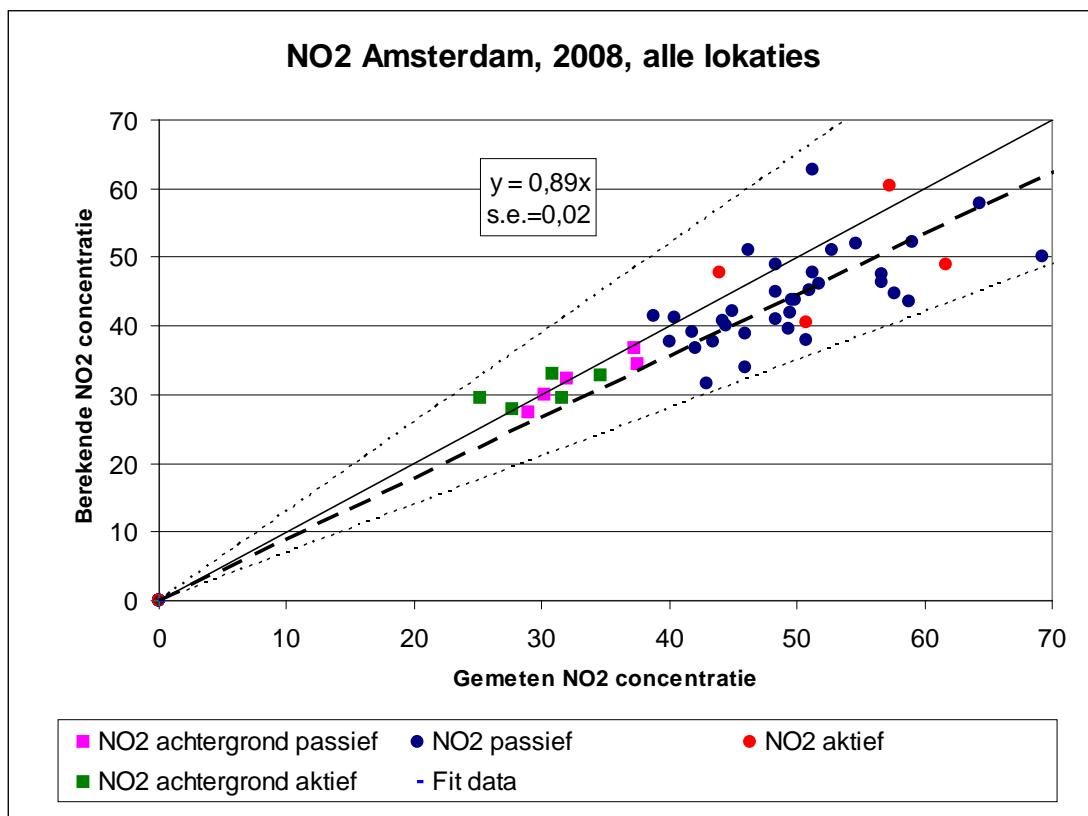
3.3 Vergelijking van meet- en rekenresultaten

Tabel 2 toont gemiddelde en spreiding van de berekende en gemeten NO₂-concentratie en van de ratio van de berekende en gemeten NO₂-concentratie voor alle straat- en achtergrondlocaties in Amsterdam waarvoor metingen en berekeningen beschikbaar zijn.

Tabel 2 Gemeten en gemodelleerde NO₂-concentratie in µg/m³ en de verhoudingen daartussen in Amsterdam, 2008.

	Meting	Model	Ratio model/meting
Straatlocaties (N=38)			
Gemiddelde	50	45	0,90
Range	38-69	32-63	
Achtergrondlocaties (N=10)			
Gemiddelde	31,6	31,3	1,00
Range	25-38	27-37	

Een nadere analyse van de relatie tussen de berekende en gemeten NO₂-concentratie is uitgevoerd met orthogonale regressie (ook wel ‘Total least squares’ regressie genoemd). Bij orthogonale regressie wordt, bij het bepalen van de relatie tussen de onafhankelijke en afhankelijke variabele, rekening gehouden met de meetonzekerheid in de onafhankelijke variabele. Zie Bijlage 1 voor een beschrijving van orthogonale regressie. In Figuur 5 worden de berekende en gemeten concentraties met elkaar vergeleken. De bijbehorende orthogonale regressielijn gaat gedwongen door de oorsprong. Een lijn met een intercept (danwel offset) geeft weliswaar soms een betere fit van de data, maar het doel is niet om de beste relatie tussen berekende en gemeten concentratie te bepalen, maar om te bepalen hoeveel de lijn afwijkt van de diagonaal waarop, idealiter, de modelresultaten gelijk zijn aan de metingen.



Figuur 5 Op alle locaties gemeten en berekende NO₂-concentraties in Amsterdam in 2008.

In de figuur zijn de resultaten voor de achtergrondlocaties (passief en actief gemeten), de passief gemeten concentraties in straten en de met de actieve apparatuur gemeten concentraties in straten apart aangegeven. De diagonaal is aangegeven in de figuur, evenals de lijnen die corresponderen met afwijkingen van de diagonaal met +/-30 %. Orthogonale regressie voor alle beschikbare meet- en modelresultaten op straatlocaties (passief zowel als actief gemeten) laat zien dat gemiddeld, de berekeningen de meetresultaten met 11 % onderschatten, met een 95 % betrouwbaarheidsinterval van 7-15 %. De gemodelleerde NO₂-concentraties zijn dus significant lager dan de gemeten NO₂-concentraties. De bulk van de in straten gemeten concentraties ligt onder de diagonaal.

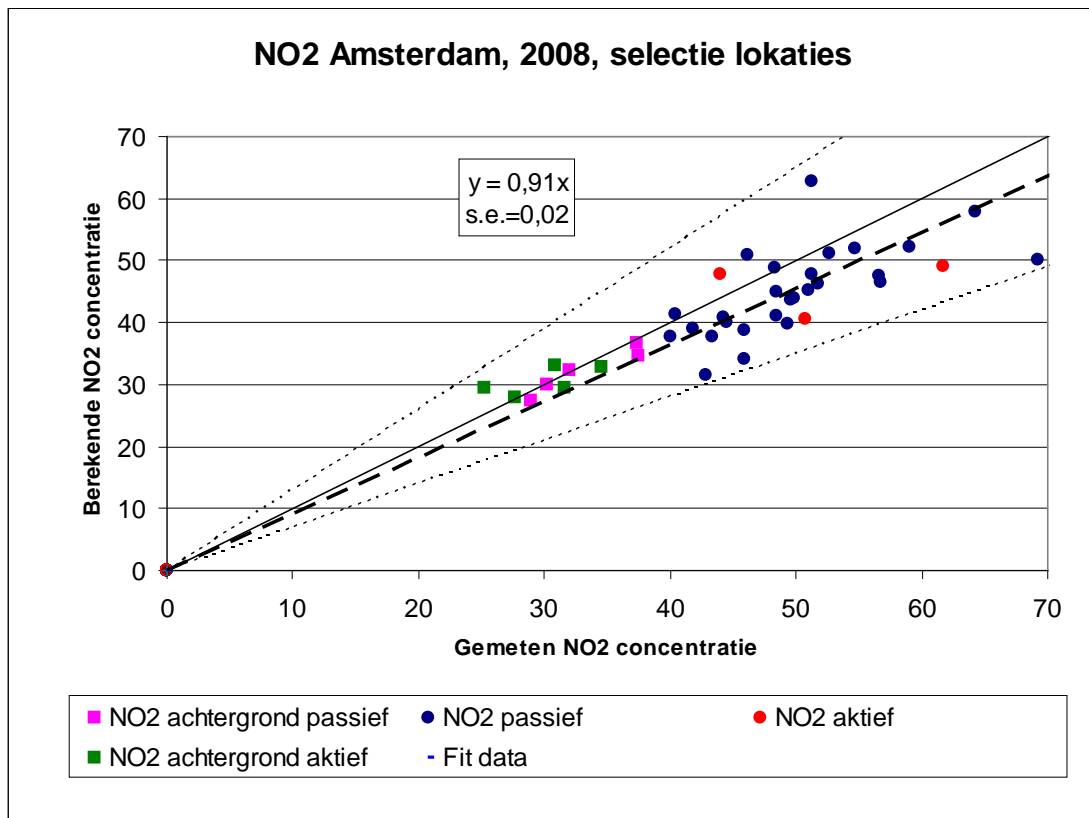
De concentraties die door GCN worden berekend op de achtergrondlocaties zijn in goede overeenstemming met de metingen, de punten variëren enkele microgrammen/m³ rond de diagonaal. De tien achtergrondlocaties zijn ruimtelijk veel meer over de stad gespreid dan de straatlocaties, die vrijwel allemaal binnen de ringweg gelegen waren. Vergelijking van de gemeten concentraties op de achtergrondmeetpunten en GCN laat een goede overeenstemming zien. Een orthogonale fit door de tien dataparen op achtergrondlocaties in Amsterdam laat zien dat de GCN-concentratie gemiddeld 3 % lager uitkomt dan de gemeten concentratie, met een 95 % betrouwbaarheidsinterval dat loopt van -1 % tot 7 %. Het verschil tussen berekende en gemeten achtergrondconcentraties is dus niet significant. Op specifieke locaties kan de achtergrondconcentratie uiteraard nog steeds onder- of overschat worden.

3.4 Analyse en selectie per datapunt

De resultaten in Figuur 5 zijn niet in detail geselecteerd op geschiktheid voor een vergelijking met SRM-1. Om een beter beeld van de overeenkomsten en verschillen te krijgen, is per meetpunt nagegaan in hoeverre de situatie op het meetpunt geschikt is voor het specifieke doel van de huidige studie. Hierbij is eerst nagegaan in hoeverre de straatkenmerken helder en eenduidig binnen het raamwerk van SRM-1 kunnen worden gekozen. Dat betekent dat de twijfelgevallen niet worden geselecteerd. Op enkele meetpunten is er bijvoorbeeld sprake van een parallelweg langs de hoofdrijbaan, soms met bomen daartussen. Die punten zijn niet in de analyse meegenomen. Hetzelfde geldt voor meetpunten die buiten het toepassingsbereik van SRM-1 vallen vanwege de nabijheid van een bushalte of verkeersplein.

Daarnaast geldt voor een aantal straten dat zij niet in de saneringstool 3.1 zijn opgenomen. Voor deze straten is een schatting gemaakt van de verkeersintensiteit op basis van de cijfers over 2007. Omdat deze schatting tot onnauwkeurigheid leidt zijn deze straten niet in de verdere analyse meegenomen. Ook was voor een aantal straten de verkeersintensiteit, zoals die voor 2008 in de saneringstool 3.1 was opgenomen, dermate afwijkend van de intensiteit in voorgaande jaren, dat ook die punten niet in de analyse zijn betrokken (hier is later nog wel mee gerekend, zie paragraaf 3.5). Op één locatie (de De Clercqstraat) lag de straat langere tijd open waardoor door de meting geen voldoende representatief beeld van de jaargemiddelde concentratie geeft. Op een deel van de Stadhouderskade was gedurende twee maanden geen verkeer. Deze punten zijn wel in de vergelijking betrokken, maar met voor de situatie aangepaste verkeerscijfers. Uiteindelijk zaten de gegevens van zes straten niet in de saneringstool en zijn vijf situaties wel erg op de rand van het toepassingsgebied van SRM-1 voor een test van dat systeem. Verder bestaat in vijf gevallen twijfel over de verkeersintensiteit en is in één geval de meting niet voldoende representatief om gebruikt te kunnen worden in een vergelijking.

Er zijn ook meerdere meetpunten waarbij de Palmes buisjes tegen de gevel aanhingen. Hoewel SRM-1 nooit expliciet voor deze situatie is getest, zijn deze punten wel meegenomen in de vergelijking met berekeningen. De voor verschillende analyses geselecteerde locaties zijn in Bijlage 4 aangegeven. Na weglating van de straatlocaties die niet of minder geschikt zijn voor validatie van SRM-1 blijven 32 straatlocaties over. Het resultaat van de selectie van meetpunten wordt in Figuur 6 getoond.



Figuur 6 Op geselecteerde locaties gemeten en berekende NO₂-concentraties in Amsterdam in 2008.

De figuur laat zien dat, wanneer alleen meetpunten in de analyse worden betrokken die qua structuur geschikt zijn voor vergelijking met SRM-1, het overgrote deel van de meetpunten nog steeds onder de lijn $y = x$ ligt. De vergelijking wordt weergegeven door $y = 0,91x$, met een 95 % betrouwbaarheidsinterval van 0,87 tot 0,95. Dit betekent dat de onderschatting nog 9 % bedraagt (95 % betrouwbaarheidsinterval van 5-13 %). Er is derhalve nog steeds sprake van een onderschatting van de gemeten concentraties.

3.5 Vergelijking met eerdere metingen en berekeningen

Zoals in paragraaf 2.1 beschreven heeft de GGD in 2003 ook een vergelijking gemaakt van de gemeten en met CAR berekende NO₂-concentraties (van der Zee en van Wijnen, 2004) op basis van metingen op 34 meetlocaties. Op achttien van deze straatlocaties en twee achtergrondlocaties wordt sindsdien NO₂ gemeten met Palmes diffusiebuisjes. Tabel 3 geeft een overzicht van de gemiddelde gemeten en berekende concentraties in 2003 en 2008. Ook het gemiddelde van de ratio van de berekende en de gemeten concentratie is in Tabel 3 weergegeven.

Tabel 3 Gemeten en berekende NO₂-concentraties (allen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) op de achttien straatlocaties waar in 2003 en 2008 passieve metingen werden verricht. De berekeningen 2003 zijn ontleend aan van der Zee, 2004.

	2003	2008
Gemeten	53,6 (43,0-66,3)	52,4 (40,0-69,2)
Berekend	59,3 (52,0-66,0)	47,1 (37,7-62,8)
Ratio Berekend/gemeten	1,12 (0,88-1,37)	0,90 (0,72-1,23)
Achtergrond	39,4	34,3
Verkeersbijdrage	15,6	14,7

Tabel 3 laat zien dat de gemeten NO₂-concentratie in 2008 gemiddeld 1,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ lager was dan in 2003, terwijl de berekende NO₂-concentratie gemiddeld 12,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ lager was. In 2003 overschatte de berekende NO₂-concentratie de gemeten NO₂-concentratie met gemiddeld 12 %. In 2008 onderschatte de berekende concentratie de gemeten concentratie met gemiddeld 10 %.

Voor het jaar 2003 zijn de concentraties berekend met CAR 3.0, op basis van de destijds door de gemeente Amsterdam aangeleverde verkeersintensiteiten en wegkenmerken en de destijds geschatte afstanden van het meetpunt tot de wegas. Voor 2008 zijn de concentraties berekend met CAR 8.1, met nogal wat wijzigingen ten opzichte van de in van der Zee en van Wijnen (2004) gerapporteerde berekende concentraties:

- CAR 8.1 verschilt technisch van CAR 3.0 met betrekking tot o.a.: gehanteerde emissiefactoren, aandeel NO₂ in NO_x uitstoot, schaling met ijkfactor van 0,62;
- de wegkenmerken zijn in 2009 door experts van GGD en RIVM vastgesteld en verschillen veelal van de door de gemeente aangeleverde wegkenmerken voor 2003 (en overigens ook 2008);
- de verkeersintensiteit en -samenstelling voor de onderzochte wegvakken verschilt van die in 2003;
- de afstand van het meetpunt tot de wegas is in 2009 opnieuw opgemeten en verschilt op sommige meetpunten van de voor 2003 geschatte afstand.

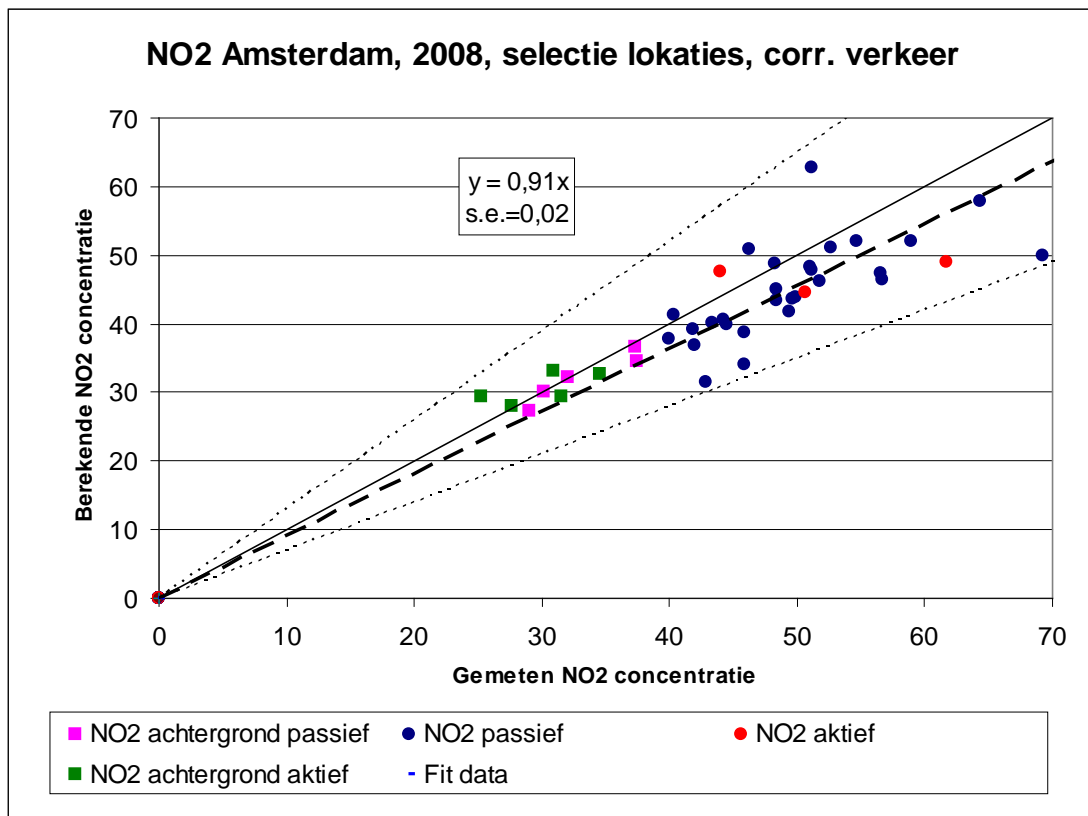
Bovenstaande veranderingen bemoeilijken de vergelijking tussen de voor 2003 en 2008 berekende concentraties.

Uitsplitsing van de berekende concentraties in achtergrondconcentratie en verkeersbijdrage laat zien dat het verschil tussen 2003 en 2008 vooral voor rekening komt van de achtergrondconcentratie. Die is in 2008 5,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ lager gemodelleerd dan in 2003. Aangezien in 2003 de berekende totale NO₂-concentraties een lichte overschatting waren van de gemeten concentraties, en in 2008 een onderschatting, kan dit erop wijzen dat de berekende achtergrondconcentraties voor 2008 in Amsterdam te laag zijn ingeschat. Weliswaar komen de gemeten en berekende concentraties op de tien achtergrondstations goed overeen, maar een groot deel van deze locaties (zeven stuks) ligt buiten de ringweg. Het is goed mogelijk dat op de meer centraal gelegen straatlocaties de bijdrage van de berekende achtergrondconcentratie te laag wordt ingeschat. Slechts drie van de tien achtergrondlocaties ligt binnen de ring. De gemiddelde ratio op deze drie locaties was 0,99. Dit duidt niet direct op een te laag ingeschatte achtergrondconcentratie maar het aantal locaties is te klein om hiervan een goed beeld te krijgen. Het zou ook kunnen dat de verkeersbijdrage in 2003 iets te hoog was ingeschat, en in 2008 te laag. Maar de vergelijking van LML meetgegevens met modelberekeningen liet voor 2008 een goede

overeenstemming zien, ook al was het aantal straatstations waarop de vergelijking betrekking heeft gering. Meer metingen op centraal gelegen achtergrondlocaties (naast metingen op straatlocaties) zijn nodig om beter inzicht te krijgen in de vraag of afwijkingen aan verschillen in GCN of in verkeersbijdrage kunnen worden toegeschreven.

3.6 Gebruik van andere verkeerscijfers

Als test zijn de berekeningen van sectie 3.4 opnieuw uitgevoerd, maar nu met aangepaste verkeerscijfers op de locaties waar de verkeerscijfers de afgelopen jaren aanzienlijk lager waren dan in 2003 terwijl de concentraties veel minder sterk zijn afgenomen. Hiervoor zijn berekeningen uitgevoerd met de verkeerscijfers zoals die in de gemeentelijke rapportage voor 2007 zijn vermeld. Het gaat om de het Weesperplein, de van Diemenstraat en de Tasmanstraat. Voor de Molukkenstraat lijkt een factor twee in de verkeerscijfers mis te zijn gegaan bij het invoeren in de Saneringstool, deze is voor deze analyse gecorrigeerd.



Figuur 7 Op geselecteerde locaties gemeten en berekende NO₂-concentraties in Amsterdam in 2008, deels gebruik makende van de verkeerscijfers van 2007.

Vergeleken met Figuur 6 uit sectie 3.5 is de spreiding in de data iets kleiner. Een orthogonale lineaire fit aan de dataset, die gedwongen door de oorsprong gaat, geeft een gemiddelde onderschatting van de meetresultaten door de berekeningen van 9 %, met een 95 % betrouwbaarheidsinterval van 5 % tot 13 %. Er blijft dus sprake van een significante onderschatting van de gemeten concentraties.

Naast het lokale wegverkeer dragen uiteraard ook andere bronnen bij aan de NO₂-concentraties in drukke straten in Amsterdam. Deze zijn opgenomen in de GCN-concentraties, die op 1 x 1 km basis zijn berekend. Het is denkbaar dat de resolutie waarmee de GCNconcentraties worden berekend te groot is om de ruimtelijke variatie in bronnen in Amsterdam goed in rekening te brengen. Lokale scheepvaart en brommer- en scooterverkeer zijn niet in de GCNconcentraties opgenomen. Scheepvaart is een tot voor kort onderschatte bron van luchtverontreiniging. Het is mogelijk dat scheepvaart in de grachten van Amsterdam en op het IJ bijdragen aan de NO₂-concentraties in de binnenstad. Een 'Land Use Regression' analyse met gemeten en berekende NO₂-concentraties uitgevoerd door de GGD Amsterdam, liet zien dat het percentage water binnen een straal van honderd meter van het meetpunt significant bijdraagt aan de NO₂-concentraties (Dijkema, 2009).

De NO_x-emissie van brommers en scooters is volgens studies van TNO beperkt (TNO, 2002, TNO, 2009). Dat brommers en scooters weinig bijdragen aan de lokale NO₂-concentraties is weliswaar aannemelijk, maar voor zover bekend niet op basis van immissiemetingen vastgesteld. Bovendien worden de telgegevens van brommers en scooters niet in de verkeerscijfers en berekeningen opgenomen en vindt de uitstoot doorgaans op fietspaden, dicht bij de meetpunten, plaats.

In onderstaande Tabel 4 staat een overzicht van de gevonden relaties tussen gemeten en berekende concentraties, afhankelijk van de keuzes die in de vergelijking worden gemaakt.

Tabel 4 Overzicht van de gevonden relaties tussen gemeten en berekende concentraties

Keuze	Verhouding [-]	Onzekerheid (95 % BI) [-]
Alle data	0,89	0,04
Geschikte kernmerken, lokale ijking	0,91	0,04
Als boven, verkeerscijfers 2007	0,91	0,04

4 Conclusies en aanbevelingen

De gerapporteerde vergelijking van met Palmesbuisjes gemeten en met SRM-1 berekende NO₂-concentraties in Amsterdam laat gemiddeld een onderschatting van de gemeten concentraties door de gemeten waarden zien van circa 11 %. Op individuele locaties kunnen de verschillen tussen meting en berekening substantieel zijn.

Het gemiddelde beeld van de Amsterdamse metingen in 2008 wijkt iets af van het resultaat van een ijking van SRM-1 aan alle LML stations gedurende de periode 2003 tot en met 2008. In die ijking is de afwijking tussen berekening en meting gemiddeld praktisch 0 %. In 2008 was de berekende NO₂-concentratie op alle elf straatstations uit het LML waarvoor de vergelijking gemaakt kon worden 2 % lager dan de gemeten concentratie. Het verschil was niet statistisch significant.

Een klein deel van de gevonden verschillen kan worden verklaard uit variaties in de representativiteit van de meetlocaties. Verschillende meetlocaties zijn dermate gecompliceerd dat zij zich op de rand van het toepassingsgebied van SRM-1 bevinden. Bij een vergelijking van de huidige situatie met die van eerdere vergelijkingsstudies in Amsterdam bleek dat op enkele locaties de opgegeven verkeerscijfers in 2008 aanzienlijk lager zijn dan eerder het geval was. Er zijn ook enkele locaties waarop de gevonden verschillen tussen meting en berekening, door een evident gebrek aan verkeer ter plaatse, simpelweg niet aan een verkeerd gemodelleerde verkeersbijdrage kan liggen. Voor een betere vergelijking is een selectie van de voor een vergelijking meest geschikte locaties gemaakt. Verder is gebruik gemaakt van eerder gerapporteerde verkeerscijfers. Met deze selecties en correcties resteert nog steeds een onderschatting van de gemeten concentraties door de gemeten waarden van circa 9 %.

Vergelijking van de gemeten en voor GCN berekende concentratie op tien achtergrondmeetpunten laat een goede overeenstemming zien. Een orthogonale lineaire fit aan een dataset met alleen achtergrondlocaties, die gedwongen door de oorsprong gaat, geeft een gemiddelde onderschatting van de meetresultaten door de berekeningen van 3 %. De onzekerheid hierin is met 95 % zekerheid kleiner dan 4 %. De onderschatting is daarmee niet statistisch significant. Op specifieke locaties kan de achtergrondconcentratie uiteraard nog steeds onder- of overschat worden. De tien achtergrondlocaties zijn ruimtelijk veel meer over de stad gespreid dan de straatlocaties, die vrijwel allemaal binnen de ringweg gelegen waren. Het is niet ondenkbaar dat juist de GCN-concentraties in de oude stad onderschat worden. Op alle meetpunten in de grachtengordel was de gemeten concentratie hoger dan de berekende; het aantal van slechts drie is echter te klein om hierover uitspraken te kunnen doen.

Onderschatting van de verkeersbijdrage kan veroorzaakt worden door te lage emissiefactoren, verkeerd ingeschatte wegkenmerken of te lage verkeersintensiteiten. De ijking van CAR II (SRM-1) aan metingen van gegevens van – een weliswaar beperkt aantal – straatstations uit het LML in 2008 liet een goede overeenstemming zien. Dit duidt niet op onderschatting van de emissiefactoren. Het is evenzo niet waarschijnlijk dat verkeerde inschatting van wegkenmerken, die door experts van het RIVM en GGD zijn uitgevoerd, tot systematische onderschatting van de berekende concentraties zou leiden.

In de huidige studie kan geen duidelijk onderscheid worden gemaakt tussen verschillen, die ontstaan ten gevolge van foutieve invoer of niet representatieve emissiefactoren en verschillen, die het gevolg zijn van onvolkomenheden in de achtergrondconcentraties. Om dit onderscheid wel te maken is het wenselijk dat bij een volgende meetcampagne elke meetlocatie in een straat wordt vergezeld van een meetlocatie om de achtergrond ter plaatse te schatten.

Literatuur

Air Quality Consultants. The Relationship Between Diffusion Tube Bias and Distance From the Road. June 2006. <http://www.uwe.ac.uk/aqm/review/Bias%20Adj%20Dist%20Road%20Rept%20Final.pdf>.

Beijk R., D. Mooibroek, R. Hoogerbrugge (2009) Jaaroverzicht Luchtkwaliteit 2008. RIVM-rapport 680704008, RIVM, Bilthoven.

Bush T., S. Smith, K. Stevenson, S. Moorcroft (2001) Validation of nitrogen dioxide diffusion tube methodology in the UK. *Atmospheric Environment*, 35: 289-296.

Dijkema, M., (2009) GGD-Amsterdam, privé mededeling.

Gair A.J., S.A. Penkett (1995) The effects of wind speed and turbulence on the performance of diffusion tube samplers. *Atmospheric Environment*, 29: 2529-2533.

Palmes E.D., A.F. Gunnison, J. Dimattio, C. Tomezyk (1976) Personal sampler for nitrogen dioxide. *American Industrial Hygiene Association*, 37: 570-577.

Plaisance H., A. Piechocki-Minguy, S. Garcia-Fouque, J.C. Galloo (2004) Influence of meteorological factors in the NO₂ measurements by passive diffusion tube. *Atmospheric Environment*; 38: 573-580.

Hensema A., W. Roeterdink (2009) De effecten van brommers op de luchtkwaliteit in de gemeente Amsterdam. TNO-rapport MON-RPT-033-DTS-2009-00524, TNO, Utrecht.

Stevenson K., T. Bush, D. Mooney (2001) Five years of nitrogen dioxide measurement with diffusion tube samplers at over 1000 sites in the UK. *Atmospheric Environment*, 35: 281-287.

Rijkeboer A. et al. (2002) Inventariserend onderzoek gemotoriseerde tweewielers, TNO-rapport 02.OR.VM.034.1/RR, TNO, Utrecht.

Van der Zee S.C., J. van Wijnen (2004) Vergelijking van de gemodelleerde en gemeten stikstofdioxideconcentraties op drukke wegvakken in Amsterdam. GGD-Amsterdam, Amsterdam.

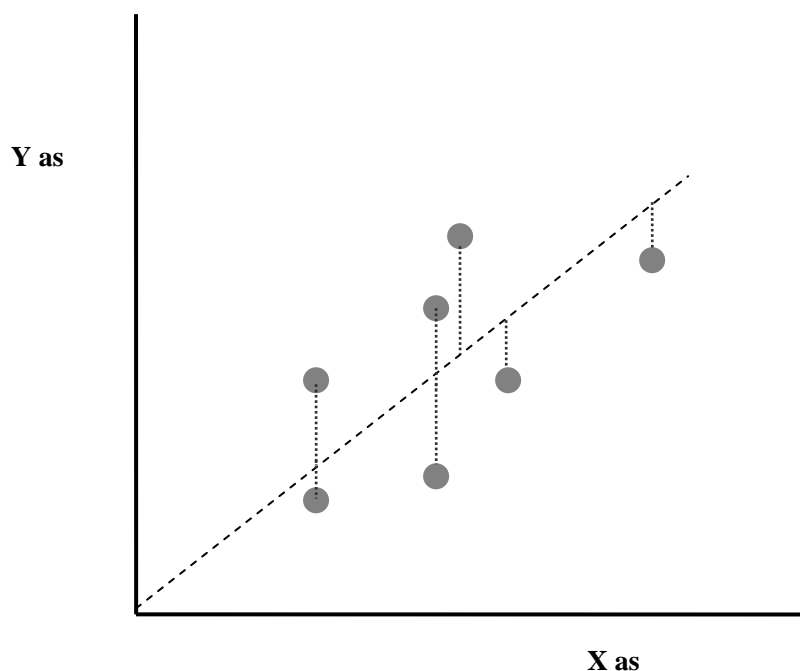
Van der Zee S., J. van Wijnen (2005) Met meten toch meer weten : vergelijking tussen modelresultaten en metingen van concentraties stikstofdioxide. *Arena* 2005:11;21-24.

Wesseling J.P., F.J. Sauter (2007) Kalibratie van het programma CAR II aan de hand van metingen van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit van het RIVM. RIVM-rapport 680705004, RIVM, Bilthoven.

Wesseling J., R. Beijk (2008) Aanpak van gescheiden rijbanen in SRM-1. RIVM-briefrapport 680705008, RIVM, Bilthoven.

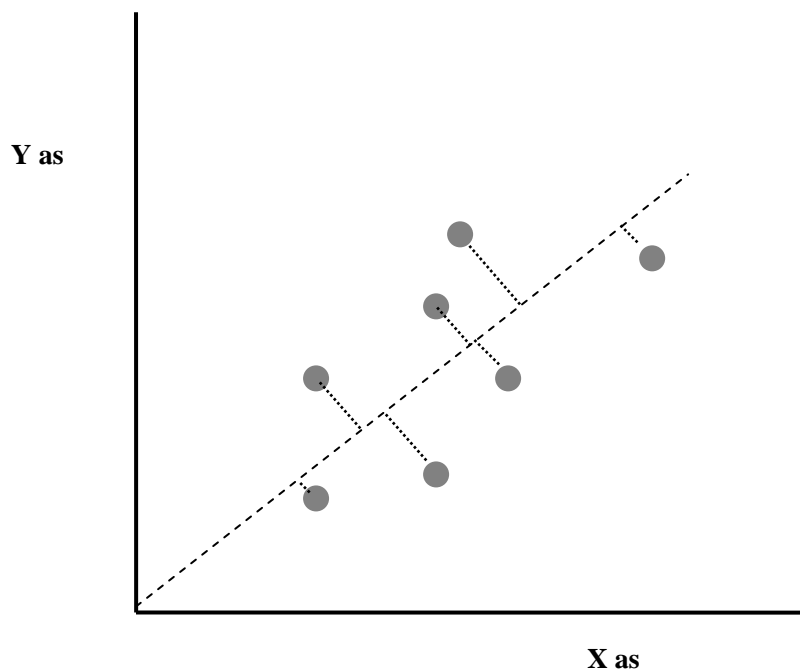
Bijlage 1 Orthogonale regressie

Bij orthogonale regressie wordt, bij het bepalen van de relatie tussen de onafhankelijke en afhankelijke variabele, rekening gehouden met de meetonzekerheid in de onafhankelijke variabele. De ‘standaard’ regressiemethode (least squares regression) is namelijk gebaseerd op de expliciete aanname, dat de onafhankelijke variabele – in ons geval de gemeten NO₂-concentratie – een exacte waarde is die zonder meetfout wordt gemeten. Wanneer de onafhankelijke variabele geen meetfout kent, wordt het residu gedefinieerd als de verticale afstand tussen het datapunt en de gefitte lijn (zie Figuur 8).



Figuur 8 Fit bij traditionele kleinste kwadraten regressie (de gestippelde lijn is het residu).

Bij orthogonale regressie wordt de meet onzekerheid in de onafhankelijke variabele ook in rekening gebracht. De afwijking tussen het datapunt en de gefitte lijn wordt gedefinieerd als de loodrechte afstand tot de lijn (zie Figuur 9). Op deze manier wordt de afwijking tussen y en de op basis van de fit voorspelde waarde van y niet alleen toegeschreven aan de onzekerheid in y , maar wordt een deel van die onzekerheid aan x toegeschreven.



Figuur 9 Fit bij orthogonale regressie (de gestippelde lijn is het residu).

Orthogonale regressie kan worden toegepast wanneer de afhankelijke en de onafhankelijke variabelen in dezelfde eenheid worden gemeten en wanneer de meetonzekerheid in de afhankelijke en de onafhankelijke variabele in dezelfde orde van grootte is. Aan beide voorwaarden wordt in de huidige studie voldaan.

Voor een gedetailleerde beschrijving van orthogonale regressie wordt verwezen naar: EC Working Group on Guidance for the Demonstration of Equivalence ‘Guide to the Demonstration of equivalence of ambient air monitoring methods, van juli 2009’. Dit stuk is via het internet te downloaden via de link <http://ec.europa.eu/environment/air/quality/legislation/pdf/equivalence.pdf>. Een ander bron van informatie is: Golub G.H. and C.F van Loan (1980) An analysis of the Total least squares problem, SIAM Journal of Numerical Analysis 893-899.

Bijlage 2 NO₂-concentraties in het LML in 2008

Nr	LML-Code	Locatie	Meting	Model	Ratio Model/Meting
	Type station				
136	Straat	Heerlen-Looierstraat	43	44,1	1,02
236	Straat	Eindhoven-Genovevalaan	35	36,3	1,04
237	Straat	Eindhoven-Noordbrabantlaan	-	-	
240	Straat	Breda-Tilburgseweg	-	-	
433	Straat	Vlaardingen-Floreslaan	41	37,7	0,92
447	Straat	Leiden-Willem de Zwijgerlaan	34	38,6	1,13
448	Straat	Rotterdam-Bentinckplein	52	47,7	0,92
537	Straat	Haarlem-Amsterdamsevaart	41	36,6	0,89
544	Straat	Amsterdam-Bernhardplein	43	38,0	0,88
636	Straat	Utrecht-de Jongweg	37	39,2	1,06
639	Straat	Utrecht-Erzejstraat	43	41,8	0,97
741	Straat	Nijmegen-Graafseweg	45	48,8	1,08
937	Straat	Groningen-Europaweg	39	34,3	0,88
133	Voorstad	Wijnandsrade-Opfergeltstraat	17,4	20,1	1,16
137	Stad	Heerlen-Deken Nicolayestraat	28,4	26,7	0,94
241	Stad	Breda-Bastenakenstraat	29	28,6	0,99
404	Voorstad	Den Haag-Rebecquestraat	28,2	33,4	1,18
411	Voorstad	Schipluiden-Groenveld	35,7	30,9	0,87
418	Stad	Rotterdam-Schiedamsevest	39,6	37	0,93
441	Voorstad	Dordrecht-Frisostraat	31,3	31,9	1,02
520	Voorstad	Amsterdam-Florapark	32	29,4	0,92
742	Stad	Nijmegen-de Ruyterstraat	28,1	28,3	1,01
938	Voorstad	Groningen-Nijensteinheerd	-	-	-

In de berekende concentraties langs de straten zijn de verkeersbijdragen met 0,95 vermenigvuldigd om te corrigeren voor het hoogteverschil tussen de berekeningen en de metingen.

Bijlage 3 NO₂-concentraties in 2008

Nr	Code	Locatie	Meting	Model	Ratio Model/Meting
	Palmes metingen	Drukke straten:			
1	HDG7	Hugo de Grootstraat 7	49,6	43,7	0,88
2	AVW211	Amstelveenseweg 211	44,5	40,0	0,90
3	AVW390	Amstelveenseweg 390	56,7	46,4	0,82
4	AVW 765	Amstelveenseweg 765	51,2	62,8	1,23
5	BOR79	Borneolaan 79	42,0	36,8	0,88
6	BIJL	Bijlmerdreef	45,9	34,0	0,74
7	CCL137	Churchillaan 137	40,4	41,3	1,02
8	DAM243	Damrak 243	58,8	43,6	0,74
9	DECL106	De Clercqstraat 106	45,0	42,0	0,93
10	DECL40	De Clercqstraat 40	(1)		
11	RTK6	De Ruijterkade 6	49,9	43,8	0,88
12	EUP61	Europaplein 61	57,6	44,7	0,78
13	HLW645	Haarlemmerweg 645	40,0	37,8	0,95
14	HEN68	Prins Hendrikkade 68	61,7	47,8	0,77
15	HEN124	Prins Hendrikkade 124	69,2	50,0	0,72
16	JVG255	Jan van Galenstraat 255	54,7	52,0	0,95
17	LIN98	Linnaeusstraat 98	44,2	40,7	0,92
18	MAUK109	Mauritskade 109	46,2	50,9	1,10
19	MOL101	Molukkenstraat 101	49,4	39,7	0,80
20	NK165	Nassaukade 165	38,8	41,5	1,07
21	OBG75	Oostenburgerstraat 75	49,5	41,9	0,85
22	OVT167	Overtoom 167	48,3	48,9	1,01
23	PKL25	Plantage Kerklaan 25	38,2	(2)	
24	RIJN37	Rijnstraat 37	45,9	38,8	0,85
25	SPD53	Spaarndammerdijk 53	51,8	46,2	0,89
26	SPUI29	Spuistraat 29	50,8	38,0	0,75
27	STDK30	Stadhouderskade 30	56,6	47,4	0,84
28	STDK55	Stadhouderskade 55	64,3	57,9	0,90
29	STD115	Stadhouderskade 115	59,0	52,1	0,88
30	STDK137	Stadhouderskade 137	51,2	47,9	0,94
31	STDK154	Stadhouderskade 154	52,7	51,1	0,97
32	TAS45	Tasmanstraat 45	48,4	41,1	0,85
33	TAS373	Tasmanstraat 373	51,0	45,2	0,89
34	TW	Transformatorweg	42,9	31,6	0,74
35	UT66	Utrechtsestraat 66	46,6	(2)	
36	VLK/HOEK	Valkenburgerstraat/Visserplein	60,3	41,2	0,68
37	VWS56	Van Woustraat 56	42,7	(2)	
38	WSP13	Weesperplein 13	43,4	37,7	0,87
39	WPW35	Willemsparkweg 35	41,8	39,1	0,94
40	ZEIL34	Zeilstraat 34	48,4	45,0	0,93

	Palmes metingen	Achtergrondlocaties:			
41	BIJL/VH	Kortvoort, Bijlmer	29,0	27,4	0,94
42	BLM93	Bloemgracht 93	37,3	36,7	0,98
43	RBS	Recht Boomssloot 28	37,5	34,5	0,92
44	TPBV	Tennispark Buitenveldert	30,2	30,0	
45	VBP148	Van Beuningenplein 148	32,0	32,2	0,94
	Actieve metingen	Straatstations			
	HLW	Haarlemmerweg 77-79	61,7	49,0	0,79
	VDS	Van Diemenstraat t.o. 120	50,7	40,5	0,80
	STD	Stadhouderskade t.o. 127	44,0	47,7	1,08
	JVG	Jan van Galenstraat 105	57,3	60,4	47,8
	ESW	Einsteinweg (A10-West)	64,5	(3)	
	A10Z	A10-Zuid	49,0	(3)	
	Actieve metingen	Achtergrondstations			
	NWD	Nieuwendammerdijk	31,6	28,7	0,90
	OVT	Overtoom (Vondelpark)	30,9	31,9	1,03
	OS	Oude Schans	34,6	32,7	0,95
	OOK	Sportpark Ookmeer	25,2	26,4	1,05
	KANT	Kantershof	27,7	25,3	0,91

NB:

Concentraties op achtergrondstations zijn berekend op basis van gedetailleerde snelwegbijdrage en bijdrage Schiphol.

1. Meting ontbreekt wegens wegwerkzaamheden.
2. Verkeerscijfers ontbreken voor berekening.
3. Buiten toepassingsbereik SRM-1.

Bijlage 4 Straatkenmerken Amsterdam

CODE	Straatnaam	X	Y	Int	Fmz	Fzw	Fbus	Fst
AVW211	Amstelveenseweg	118906	483884	11500	0,023	0,010	0,017	0,2
+	Amstelveenseweg	118906	483884	11500	0,023	0,010	0,017	0,2
AVW390	Amstelveenseweg	118896	483744	14822	0,024	0,021	0,013	0,1
+	Amstelveenseweg	118896	483744	14822	0,024	0,021	0,013	0,1
AVW765	Amstelveenseweg	118896	482620	33127	0,025	0,021	0,012	0,1
BIJL	Bijlmerdreef	126133	481367		0,022	0,013	0,038	0,2
+	Bijlmerdreef	126133	481367		0,022	0,013	0,038	0,2
BOR79	Borneolaan 79	124316	487121	7500*	0,023	0,010	0,005	0
CCL137	Churchillaan	121334	484440	3750	0,024	0,007	0,000	0,3
+	Churchillaan	121334	484440	3407	0,024	0,007	0,000	0,3
DAM 243	Damrak, beursklok	121358	487349	5000*	0,050	0,025	0,150	0
DECL106	De Clerqstraat	119546	487045	6606	0,021	0,006	0,000	0,3
+	De Clerqstraat	119546	487045	6606	0,021	0,006	0,000	0,3
EUP61	Europaplein	121268	483969	13990	0,023	0,010	0,006	0,2
+	Europaplein	121268	483969	9628	0,023	0,010	0,009	0,2
HDG7	2eHugo de Grootstraat	120078	487501	9872	0,022	0,010	0,021	0,2
HEN68	Prins Hendrikkade	121899	487771	21970	0,021	0,006	0,000	0,3
HEN124	Prins Hendrikkade	122176	487486	15405	0,022	0,006	0,107	0,3
+	Prins Hendrikkade			13050	0,022	0,007	0,097	0,3
HLW/OM	Haarlemmerweg (aktief)	120182	488729	12230	0,023	0,010	0,000	0,2
HLW645	Haarlemmerweg	118311	488698	19152	0,023	0,010	0	0,2
JVG/MS	Jan van Galenstraat thv 105	11932	487534					
JVG117	JVG117							
JVG255	JVG255	118484	487371	23118	0,022	0,010	0,009	0,2
LIN98	Linnaeusstraat	123702	485446	15588	0,022	0,010	0,011	0,2
MAUK109	Mauritskade	123603	486506	17303	0,022	0,010	0,010	0,2
MOL101	Molukkenstraat	124511	486140					0,4
NK165	Nassaukade	120088	487103	13388	0,019	0,008	0,000	0,2
OBG75	Oostenburgergracht	123461	486786	7424	0,023	0,007	0,050	0,3
OVT167	Overtoom 167	119874	486105	13300	0,023	0,010	0,002	0,2
+	Overtoom 167			14080	0,023	0,010	0,002	0,2
PKL25	Plantage kerklaan	122636	486640					
+								

NB. Int: totale verkeersintensiteit, Fmz: fractie middelzwaar vrachtverkeer, Fzw: fractie zwaar vrachtverkeer, Fbus: fractie bussen, Fst: fractie stagnatie.

CODE	Straatnaam	X	Y	Int	Fmz	Fzw	Fbus	Fst
RIJN37	Rijnstraat	122131	484512	16626	0,024	0,007	0,000	0,3
RTK6	De Ruyterkade	121524	488355	6672	0,021	0,009	0,013	0,2
+	De Ruyterkade			5354	0,024	0,010	0,016	0,2
SPD29a	Spaarndammerdijk	120280	489522	18748	0,028	0,030	0,016	0,1
SPD53	Spaarndammerdijk	120231	489562	20548	0,032	0,035	0,011	0,1
SPUI29	Spuistraat 29	121110	486871	5000*	0,025	0,010	0,000	0
STD/OM	Stadhouderskade t.o 127	121805	485654	11955	0,023	0,010	0,000	0,2
+	Stadhouderskade t.o 127	121805	485654	11955	0,023	0,010	0,000	0,2
+	Westeinde	121805	485654	11784	0,024	0,007	0,000	0,2
STD30	Stadhouderskade	120689	486092	22134	0,023	0,010	0,000	0,2
STD55	Stadhouderskade	121030	485780	25702	0,023	0,010	0,000	0,2
STD115	Stadhouderskade	121699	485634	28006	0,023	0,010	0,000	0,2
STD137	Stadhouderskade	121892	485697	19925	0,023	0,010	0,000	0,2
STD156	Stadhouderskade	122005	485739	19925	0,023	0,010	0,000	0,2
TAS373	Tasmanstraat	120420	489409	13206	0,032	0,035	0,013	0,1
TAS45	Tasmanstraat	120664	489361	12049	0,028	0,030	0,015	0,1
TW	Transformatorweg	118757	489538	5490	0,032	0,035	0,011	0,1
+	Transformatorweg			5672				
UT66	UT66	121715	486255					
VDS/OM	Van Diemenstraat thv 120	121090	489248	9872	0,024	0,010	0,018	0,2
VLK/hoek	Mr. Visserplein	122101	486850	18626	0,021	0,009	0,000	0,2
VWS56	Van Woustraat 56	121833	485446					
WPW35	Willemsparkweg	120223	485643	9640	0,024	0,007	0,000	0,3
WSP13	Weesperplein	122329	486124	16561	0,024	0,010	0,000	0,2
+	Weesperplein							
ZEIL34	Zeilstraat	118711	484916	14768	0,024	0,007	0,002	0,3

CODE	Straatnaam	V ¹	Type ²	Bomen	Afst ³	Select	Opmerking
AVW211	Amstelveenseweg	c	3A	1,50	8,5	1	Gescheiden rijbanen
+	Amstelveenseweg	c	3A	1,50	37,0		
AVW390	Amstelveenseweg	d	2	1,25	6,0	1	Gescheiden rijbanen
+	Amstelveenseweg	d	2	1,25	25,0		
AVW765	Amstelveenseweg	d	3A	1,50	6,5	1	
BIJL	Bijlmerdreef	c	3A	1,25	3,5		Gescheiden rijbanen
+	Bijlmerdreef	c	3A	1,25	35,0		
BOR79	Borneolaan 79	c	3A	1,00	6,0	0	Niet in ST3.1
CCL137	Churchillaan	d	4	1,25	4,0	1	Gescheiden rijbanen
+	Churchillaan	c	2	1,00	44,0		
DAM 243	Damrak, beursklok	c	4	1,00	4,5	0	Niet in ST3.1
DECL106	De Clerqstraat	c	3A	1,00	4,0	1	Gescheiden rijbanen
+	De Clerqstraat	c	3A	1,00	14,0		
EUP61	Europaplein	d	4	1,00	8,0	0	Te complex
+	Europaplein	c	2	1,00	25,0		
HDG7	2eHugo de Grootstraat	d	3a	1,00	9,0	1	
HEN68	Prins Hendrikkade	d	4	1,25	0,0	0	Bij bushalte
HEN124	Prins Hendrikkade	c	4	1,00	13,0	1	Gescheiden rijbanen
+	Prins Hendrikkade	c	4	1,00	21,0		
HLW/OM	Haarlemmerweg (aktief)	d	4	1,00	5,0	1	
HLW645	Haarlemmerweg	d	2	1,25	25,0	1	Te dicht bij kruising
JVG/MS	Jan van Galenstraat thv 105	d	3a	1,25	0,0	0	Bij bushalte
JVG117	JVG117	d	3a	1,00	8,5	1	
JVG255	JVG255	c	4	1,25	9,0	1	
LIN98	Linnaeusstraat	c	2	1,00	7,5	1	
MAUK109	Mauritskade	d	4	1,25	10,0	1	
MOL101	Molukkenstraat	c	3B	1,00	8,0	0	Verkeerd in ST3.1
NK165	Nassaukade	d	2	1,00	14,0	0	In zijstraat
OBG75	Oostenburgergracht	c	3A	1,50	7,0	0	Te complex
OVT167	Overtoom 167	c	3A	1,00	4,0	1	Gescheiden rijbanen
+	Overtoom 167	c	3A	1,00	14,0		
PKL25	Plantage kerklaan	d	3A	1,25	6,0	0	Niet in ST3.1
+		d	3A	1,00	26,0		

1. Codering snelheid V: c = normaal stadsverkeer, d = stagnerend stadsverkeer.
2. Hier is de 'oude' codering gebruikt zoals die in CAR II wordt ingevoerd.
3. Toetsafstand in meters.

CODE	Straatnaam	V	Type	Bomen	Afst	Select	Opmerking
RIJN37	Rijnstraat	c	3A	1,00	15,5	1	
RTK6	De Ruyterkade	d	4	1,00	5,0	1	Gescheiden rijbanen
+	De Ruyterkade	c	4	1,00	14,0		
SPD29a	Spaarndammerdijk	c	4	1,00	11,0	0	Geen meting
SPD53	Spaarndammerdijk	c	4	1,00	10,0	1	
SPUI29	Spuistraat 29	c	3B	1,00	4,5	0	Niet in ST3.1
STD/OM	Stadhouderskade t.o 127	d	2	1,25	11,5	1	
+	Stadhouderskade t.o 127	c	2	1,25	18,0		
+	Westeinde	d	2	1,00	34,0		
STD30	Stadhouderskade	c	4	1,00	10,0	1	
STD55	Stadhouderskade	c	4	1,25	6,0	1	
STD115	Stadhouderskade	c	4	1,25	12,5	1	
STD137	Stadhouderskade	c	4	1,25	13,0	1	Int * 5/6 ivm afsluiting nov+dec
STD156	Stadhouderskade	d	4	1,00	9,5	1	Int * 5/6 ivm afsluiting nov+dec
TAS373	Tasmanstraat	d	4	1,00	11,0	1	
TAS45	Tasmanstraat	c	4	1,25	12,5	1	
TW	Transformatorweg	c	2	1,00	7,5	0	Bij bushalte
+	Transformatorweg	c	2	1,00	29,0		
UT66	UT66	c	3b	1,00	5,5	0	Niet in ST3.1
VDS/OM	Van Diemenstraat thv 120	c	3B	1,00	8,0	1	
VLK/hoek	Mr. Visserplein	d	2	1,00	12,0	0	Bij verkeersplein
VWS56	Van Woustraat 56	c	3A	1,00	8,0	0	Niet in ST3.1 en op kruising
WPW35	Willemsparkweg	c	3A	1,25	10,0	1	Niet in ST3.1
WSP13	Weesperplein	c	2	1,25	15,0	1	Gescheiden rijbanen
+	Weesperplein	c	2	1,25	29,0		
ZEIL34	Zeilstraat	d	3b	1,00	10,0	1	

RIVM

Rijksinstituut
voor Volksgezondheid
en Milieu

Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl