

1283-63

TNO Bouw en Ondergrond

Nederlandse Organisatie voor
toegepast-natuurwetenschappelijk
onderzoek / Netherlands Organisation
for Applied Scientific Research



Laan van Westenenk 501
Postbus 342
7300 AH Apeldoorn

www.tno.nl

T 055 549 34 93

F 055 549 98 37

TNO-rapport

B&O-A R 2005/149

**Bijlagen bij de luchtkwaliteitberekeningen in
het kader van de ZSM/Spoodwet; status
november 2005**

Datum	November 2005
Auteurs	J.P. Wesseling P.Y.J. Zandveld
Projectnummer	36507
Trefwoorden	ZSM Luchtkwaliteit
Bestemd voor	RWS/DWW

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook zonder voorafgaande toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd uitgebracht, wordt voor de rechten en verplichtingen van opdrachtgever en opdrachtnemer verwezen naar de Algemene Voorwaarden voor onderzoeksopdrachten aan TNO, dan wel de betreffende terzake tussen de partijen gesloten overeenkomst. Het ter inzage geven van het TNO-rapport aan direct belanghebbenden is toegestaan.

© 2005 TNO

Inhoudsopgave

1.	Inleiding	3
2.	De bepaling van de luchtkwaliteit langs wegen	4
2.1	Inleiding.....	4
2.2	Metten, rekenen, windtunnel	4
2.3	Rekenmodel	6
2.4	Achtergrondconcentraties	7
2.5	Onderliggend wegensnet.....	7
2.6	Natuurlijke variatie en nauwkeurigheid.....	8
3.	Meetregeling luchtkwaliteit 2005: zeezout	9
4.	Emissiefactoren.....	10
5.	Dubbeltellingen.....	11
5.1	Inleiding.....	11
5.2	Correctie-methodiek voor dubbeltellingen	11
5.3	Onzekerheid bij de correctie.....	13
6.	Toetsing aan piekgrenswaarden	14
6.1	Toetsing aan de etmaalgemiddelde grenswaarde voor PM ₁₀	14
6.2	Opmerkingen bij gebruik van de relaties.....	15
6.3	Toetsing aan uurgemiddelde grenswaarde voor NO ₂	16
7.	Toetsing van andere stoffen dan PM ₁₀ en NO ₂	17
7.1	Koolmonoxide, benzeen, benzo(a)pyreen, lood en zwaveldioxide.....	17
7.2	Ozon	17
8.	Concentratiegrids en contouren	19
8.1	Concentratiegrids.....	19
8.2	Concentratiecontouren.....	21
8.3	Concentraties boven het asfalt.....	22
9.	Onzekerheden bij modellering	24
10.	Referenties	28
11.	Verantwoording	30
Bijlage 1 Normen en grenswaarden		

1. Inleiding

Bij een luchtkwaliteitstudie zijn veel aspecten van belang. In dit “Bijlagenrapport” wordt een deel van de meest voorkomende aspecten beschreven. Tevens wordt ingegaan op de recent beschikbaar gekomen techniek om voor de dubbeltelling die optreedt bij luchtkwaliteitstudie te corrigeren.

Dit rapport beschrijft de stand van zaken per november 2005.

2. De bepaling van de luchtkwaliteit langs wegen

2.1 Inleiding

Met modelberekeningen en/of windtunnelmetingen is het mogelijk na te gaan of de luchtkwaliteit rond een (snel)weg in de nabije toekomst aanleiding zal geven tot luchtkwaliteitsproblemen. Beide methodes maken een schatting van de bijdrage van emissies van het verkeer aan de omgeving. Deze geschatte bijdrage wordt gecombineerd met een schatting van de zogenaamde achtergrondconcentratie voor het gebied waar de weg doorheen loopt. De resultaten van de berekeningen worden vaak weergegeven als zogenaamde concentratiegrids. Een concentratiegrid is een verzameling cellen met constante afmetingen, waarbij voor elke cel een concentratie is bepaald. Deze concentraties kunnen worden gepresenteerd met behulp van kleurcontouren. De totale concentraties worden vervolgens getoetst aan de grenswaarden uit het Besluit luchtkwaliteit, zie Bijlage 1 voor een overzicht. Meestal wordt hierbij gekeken naar de stoffen stikstofdioxide (NO_2) en fijn stof (Particulate Matter, PM_{10}). Dit hoofdstuk belicht de verschillende mogelijkheden om aan luchtkwaliteit te rekenen en meten. Vervolgens wordt aangegeven welke aspecten een rol spelen bij de bepaling van de verwachte luchtkwaliteit rond een weg. Voor meer informatie zie de publicaties (Wesseling, 2003a,b).

2.2 Meten, rekenen, windtunnel

Er zijn verschillende manieren om de luchtkwaliteit vast te stellen, te weten door middel van metingen, modelberekeningen en nabootsing in een windtunnel. Metingen zijn vaak nauwkeuriger dan modelberekeningen. In de praktijk beschouwt men de waarde van de meting als maatgevend: een meting van $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wordt niet als overschrijding beschouwd. De waarde van $41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wordt wel als een overschrijding gezien.

Meetstations geven metingen op één locatie; in hoeverre de gemeten concentraties representatief zijn voor andere locaties is niet altijd simpel vast te stellen. Metingen kunnen onmogelijk toekomstige situaties voorspellen. Daarom zijn rekenmethoden bij de beoordeling van de toekomstige luchtkwaliteit noodzakelijk.

Deze rekenmethoden kunnen variëren van eenvoudige extrapolaties van gemeten trends tot zeer gecompliceerde en fundamentele methoden. Eenvoudige, simpele berekeningen, zoals met behulp van CAR II (Teeuwisse, 2003a) (Teeuwisse, 2005) hebben een bezwaar. Ze zijn nogal onnauwkeurig. Fundamentele methoden zijn echter ongeschikt om in de praktijk toe te passen: één jaar doorrekenen is bij fundamentele modellen in de praktijk ondoenlijk in verband met de benodigde rekenkracht. Bovendien ontbreken fundamentele modellen voor bijvoorbeeld de emissie door auto's. In zeer specifieke situaties maakt TNO gebruik van Computational Fluid Dynamics (CFD), zie (Welle, 2001). In de meeste gevallen bieden modellen

als het TNO Verkeersmodel en TNO HEAVEN een goede balans tussen een fundamentele benadering en een praktisch gebruik.

Complexe situaties, waarbij lokale bebouwing in de directe omgeving van de bronnen van belang zijn voor de luchtkwaliteit, kunnen in de windtunnel, zoals TNO die gebruikt, worden nagebootst. Windtunnelexperimenten zijn een uitstekende methode om complexe lokale emissiesituaties in stedelijk gebied (zoals complexe afscherming, bebouwing of tunnelmonden) te onderzoeken. Schaalregels en de vaardigheid van een modelmaker vormen de enige limiet. Door de gebruikelijke schaalregels voor windtunnelexperimenten en de beperkte afmetingen van windtunnels is het mogelijk gebieden van maximaal ongeveer een kilometer in diameter te onderzoeken.

Verspreidingsmodel

Alle verkeer op een weg stoot uitlaatgassen uit. Luchtwerveling van achteropkomend verkeer zorgt dat de uitlaatgassen van alle voertuigen direct gemengd worden. De “wolk” die daardoor ontstaat lijkt sterk op de nevel die achter het verkeer hangt bij opspattend regenwater. De wind zal de verontreiniging die zo boven een weg ontstaat meevoeren en verdunnen. Een verspreidingsmodel kan de verdunning tengevolge van meteorologische omstandigheden bepalen. Sommige verontreinigingen ondergaan nog chemische reacties in de tijd tussen uitstoot en het moment dat zij gevoelige bestemmingen bereiken. De TNO verspreidingsmodellen rekenen deze reacties door. De TNO modellen zijn uitgebreid beschreven (Bultjes, 2001), (Wesseling, 2002, 2003c,d en 2004).

Atmosferische chemie

De lokale luchtkwaliteit (lokale concentraties luchtverontreinigende stoffen) wordt bepaald door drie bijdragen:

1. Achtergrondconcentratie (de reeds aanwezige concentratie in de atmosfeer);
2. Directe emissies (de uitstoot die als zodanig direct uit de uitlaat van een voertuig komt);
3. Fotochemische reactie (NO_2 ontstaat als gevolg van een reactie van stikstofdioxide (NO), afkomstig uit de uitlaat van een auto, met ozon. Voor PM_{10} is dit niet aan de orde).

Om de hoeveelheid gevormd NO_2 te bepalen is een chemische rekenmodule aan de rekenkern van het verspreidingsmodel gekoppeld.

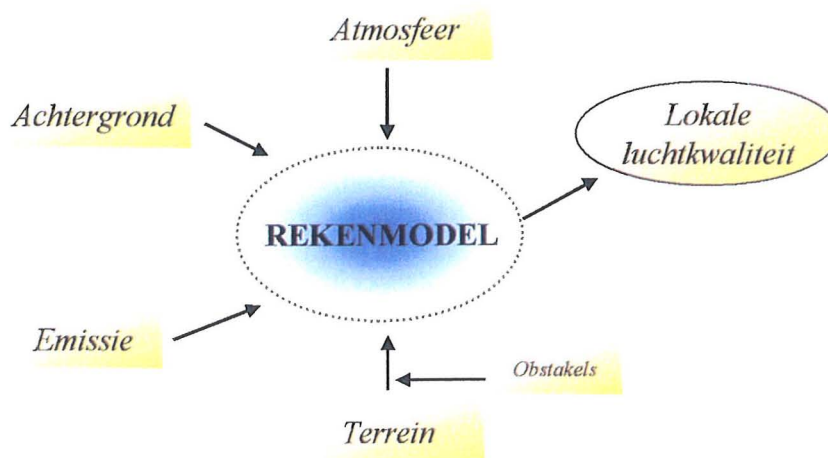
Emissiefactoren

Om de emissies van het verkeer op de weg te bepalen is het nodig zicht te hebben op de uitstoot per gereden kilometer voor verschillende soorten voertuigen. Deze uitstoot wordt beschreven met behulp van de zogenaamde emissiefactoren. De verkeerssnelheid en vooral de dynamiek (onrust) van het verkeer hebben een sterke invloed op de totale emissies. Daarom is het noodzakelijk dat de emissiefactoren voor verschillende verkeerssituaties bekend zijn.

De toekomstige emissies van het verkeer hangen sterk af van technische en economische ontwikkelingen in de nabije toekomst. De visie daarop is continue aan verandering onderhevig. Het toekomstscenario is van grote invloed op de schatting van de emissies. Het RIVM stelt de toekomstschattingen van emissies daarom periodiek bij. Het ministerie van VROM stelt de officiële emissiefactoren vast. Daarnaast is een schatting van de toekomstige verkeersintensiteiten en samenstellingen noodzakelijk. Deze laatste gegevens worden aangeleverd door Rijkswaterstaat. Ook deze ramingen worden van tijd tot tijd bijgesteld.

2.3 Rekenmodel

Het rekenmodel bepaalt op basis van invoergegevens de lokale luchtkwaliteit. Eén en ander laat zich schematisch weergeven in onderstaande figuur:



Schematische weergave van de berekening.

Voor berekeningen aan de verwachte luchtkwaliteit maakt TNO over het algemeen gebruik van het zogenaamde TNO Verkeersmodel (Hout, 1988). In dit model wordt de atmosferische turbulentie aangenomen overeen te komen met een zogenaamd "neutrale atmosfeer", dit is een vereenvoudigende aanname. Toekomststudies worden verricht door gebruik te maken van prognoses voor de langjarige meteorologie. Effecten van andere atmosferische stabiliteiten worden daarin aangenomen redelijk uit te middelen. Voor berekeningen aan kortere termijn (in de orde van uren tot maanden) of studies die specifiek gericht zijn op emissiepatronen die sterk pieken in de tijd, bijvoorbeeld de effecten van spitsmaatregelen, maakt TNO gebruik van een ander model dat uurlijkse meteorologie uitrekent in lijn met internationale modellen alsook conform het Nieuw Nationaal Model (Wesseling, 2002).

2.4 Achtergrondconcentraties

De achtergrondconcentraties zijn het gevolg van de emissies van internationale, nationale en lokale bronnen, zoals industrie, huishoudens; alle verkeer (auto's, schepen, vliegtuigen); natuurlijke emissies, etc. Voor gepasseerde jaren worden de achtergrondconcentraties door het RIVM bepaald met behulp van metingen (Landelijke Meetnet Luchtkwaliteit) en berekeningen. Prognostische berekeningen van de achtergrondconcentraties worden voor geheel Nederland uitgevoerd door het Milieu- en Natuurplanbureau (MNP) met behulp van het programma OPS (Van Jaarsveld, 1995). Hiermee worden alle emissies op een grid met cellen van $5 \times 5 \text{ km}^2$ verdeeld, en worden de concentraties op een grid van $1 \times 1 \text{ km}^2$ uitgerekend. Deze concentraties worden vervolgens toegepast in luchtkwaliteitsstudies.

De verwachting voor de achtergrondconcentraties is sterk afhankelijk van de geschatte economische ontwikkeling. Immers, economische groei zal enerzijds leiden tot meer activiteiten en bijbehorende emissies, maar anderzijds ook tot hogere investeringen in technologieën voor emissiereductie. De bepaling van een toekomstscenario voor verkeersemissies gaat samen met de schatting van de achtergrondconcentraties. De keuze voor een bepaald scenario door het ministerie van VROM legt dan ook zowel de te gebruiken emissiefactoren als de achtergrondconcentraties vast. Een uitzondering wordt gevormd door situaties waarin lokaal meer gedetailleerde gegevens met betrekking tot de achtergrondconcentraties, verkeerssamenstelling en/of leeftijdsopbouw beschikbaar is. Voor de PM_{10} en NO_2 -achtergrondconcentraties zijn de waarden van de Uitwerkingsnotitie van het Referentieramingsscenario 2010 (stand van zaken maart 2005) gehanteerd zoals gepubliceerd bij CAR II versie 4.0 (Teeuwisse, 2005). De achtergrondconcentraties zijn gecorrigeerd voor het optreden van dubbeltelling, zie hoofdstuk 5.

2.5 Onderliggend wegennet

Bij een luchtkwaliteitsstudie in een gebied langs een rijksweg wordt het onderliggende wegennet (gemeentelijke en provinciale wegen) over het algemeen niet expliciet mee gemodelleerd. De voornaamste reden hiervoor is dat de emissies op het onderliggende wegennet al verwerkt zijn in de door het RIVM berekende achtergrondconcentraties. Verder zijn de verkeersemissies op het onderliggende wegennet over het algemeen veel lager dan op het hoofdwegennet, voornamelijk als gevolg van lagere verkeersintensiteiten.

Waar een rijksweg, bijvoorbeeld ten gevolge van een capaciteitsuitbreiding, verkeer van het onderliggende wegennet overneemt, en er dus verkeer van het onderliggende naar het hoofdwegennet gaat, is over het algemeen sprake van een positief effect op de luchtkwaliteit. De emissies per gereden kilometer zijn op de snelwegen lager dan op kleinere wegen. Verder is vanwege de atmosferische chemie (de NO_2 concentraties schalen niet lineair met de NO_x emissies) het effect op de NO_2 con-

centraties van 5000 voertuigen meer of minder op een rijksweg verhoudingsgewijs kleiner dan het effect op van 5000 voertuigen meer of minder kleinere wegen. Tevens rijdt het verkeer op de provinciale en gemeentelijke wegen over het algemeen op aanmerkelijk kortere afstand langs bebouwing dan op de rijkswegen het geval is.

2.6 Natuurlijke variatie en nauwkeurigheid

Bij het maken van een berekening voor een toekomstig jaar wordt er van uitgegaan dat het gemiddelde van het weer, zoals dat gedurende de laatste jaren voorkwam, een redelijke schatting is voor het gemiddelde weer in de nabije toekomst. De meteorologische omstandigheden verschillen echter van jaar tot jaar. Een jaar kan voor de luchtkwaliteit goed zijn (relatief koel en winderig) of juist slecht (zeer warm en minder wind). Deze natuurlijke variatie maakt het noodzakelijk te anticiperen op de mogelijkheid dat de luchtkwaliteit in een jaar iets beter of juist iets slechter kan zijn dan een gemiddeld jaar. Bij een luchtkwaliteitstudie wordt gerekend met een prognose voor gemiddelde omstandigheden. Hiertoe wordt een aanname gedaan van meteorologische gegevens om een goede beschrijving te geven van de gemiddelde situatie in het toetsjaar.

3. Meetregeling luchtkwaliteit 2005: zeezout

De "Meetregeling luchtkwaliteit 2005" (Staatscourant 26 juli 2005, nr. 142 / pag. 11) geeft een voorschrift voor het corrigeren van de fijn stof concentraties voor het aandeel zeezout hierin. De meetregeling stelt het volgende:

“Voor zwevende deeltjes (PM10) geldt een grenswaarde van 50 microgram per m³ als vierentwintigurgemiddelde concentratie, waarbij geldt dat deze waarde maximaal vijfendertig maal per kalenderjaar mag worden overschreden (artikel 20, onder b. van het besluit). Uit meetgegevens blijkt dat overschrijding van de vierentwintigurgemiddelde concentratie van 50 µg/m³ met name plaats vindt bij oostelijke en zuidelijke windrichtingen, als de concentratiebijdrage van zeezout relatief beperkt is. Zeezout speelt dus vrijwel geen rol in het veroorzaken van de overschrijdingsdagen in een jaar. Dit leidt er toe dat voor de correctie van het aantal overschrijdingsdagen in verband met zeezout een andere berekeningswijze nodig is dan voor de correctie van de jaargemiddelde concentratie van PM10. Het blijkt dat de invloed van de in de buitenlucht aanwezige concentratie zeezout op het aantal dagen waarop de concentratie van PM10 de waarde van 50 µg/m³ overschrijdt, voor geheel Nederland nagenoeg gelijk is. Uitgaande van de niet voor zeezout gecorrigeerde jaargemiddelde concentratie van zwevende deeltjes PM10), wordt het voor zeezout gecorrigeerde aantal overschrijdingsdagen van de vierentwintigurgemiddelde grenswaarde van 50 microgram per m³ verkregen, door het op de gebruikelijke wijze bepaalde aantal overschrijdingsdagen met 6 dagen te verminderen.”

Zoals in hoofdstuk 6 van het voorliggende rapport wordt uitgelegd wordt toetsing aan de etmaalnorm gedaan door de jaargemiddelde concentraties te vergelijken met een toetswaarde. Uit een analyse van meetdata van het RIVM volgt dat het aantal van 35 overschrijdingen van de etmaalnorm per jaar correspondeert met een jaargemiddelde PM₁₀ concentratie van 31,3 µg/m³. Als de zes dagen van de zeezout-correctie worden omgerekend naar een jaargemiddelde toetswaarde voor de etmaalnorm komt deze uit op 32,4 µg/m³.

4. Emissiefactoren

Voor de ZSM studies wordt gebruik gemaakt van emissiefactoren zoals in het Milieu- en Natuurcompendium beschikbaar gesteld door het Milieu Natuur Planbureau (MNP, <http://www.mnp.nl/mnc/index-nl.html>). In oktober 2005 zijn in opdracht van Rijkswaterstaat door TNO emissiefactoren bepaald voor de specifieke situatie van een snelweg met een **niet** strikt gehandhaafde snelheidslimiet van 80 km per uur (Smit, 2005). De hierbij gevolgde procedure is nauw afgestemd met het MNP.

5. Dubbeltellingen

5.1 Inleiding

De luchtkwaliteit rond wegen wordt in Nederland normaliter berekend door de bijdrage van het wegverkeer aan de concentraties verontreinigende stoffen in de lucht op te tellen bij de achtergrondconcentraties zoals die door het RIVM wordt bepaald. Voor stoffen waaraan het wegverkeer een bijdrage levert, leidt deze methode in de nabijheid (binnen 5 km) van wegen tot een overschatting ("dubbeltelling") van de concentraties. Dit komt doordat de bijdrage van het wegverkeer aan de concentraties ook al in de RIVM berekeningen van de achtergrondconcentraties zijn opgenomen. Voor wat de berekeningen van de luchtkwaliteit langs rijkswegen betreft, wordt in de huidige praktijk de bijdrage van het rijkswegverkeer dus meegenomen in de achtergrondconcentratie én in de specifieke bijdrage van het wegverkeer aan de luchtkwaliteit. Deze overschatting in de berekende concentraties treedt op voor zowel PM_{10} als NO_2 . Met name voor NO_2 -concentraties dicht langs de weg is deze overschatting substantieel, gezien de relatief grote bijdrage van het wegverkeer aan de totale NO_2 -concentraties. Om nu de lokale concentraties gedetailleerd en exact in beeld te brengen is ervoor gekozen een zogenaamde dubbeltellingcorrectie uit te voeren voor de NO_2 -concentraties. Voor PM_{10} is deze exercitie niet uitgevoerd, gezien de geringe overschatting.

5.2 Correctie-methodiek voor dubbeltellingen

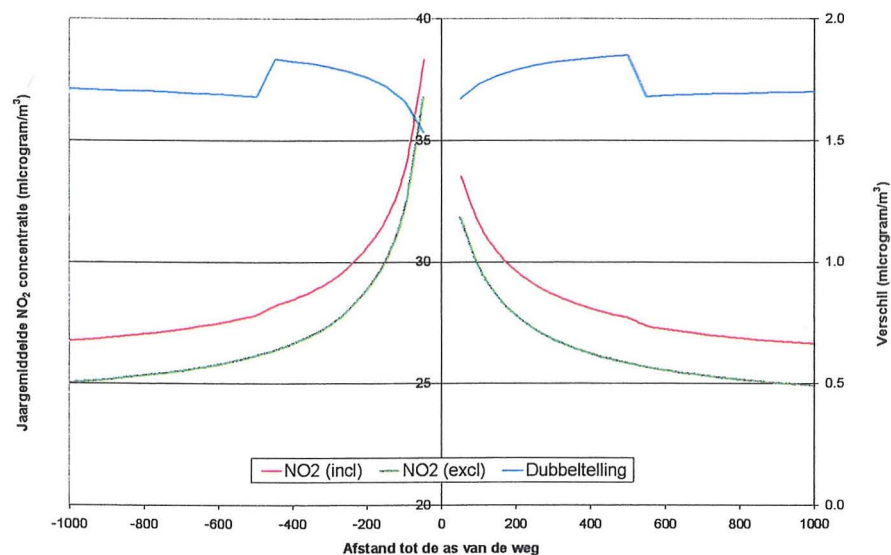
Gezien de substantiële overschatting van NO_2 -concentraties in gebieden in de nabijheid van wegen, is een methode ontwikkeld die in staat is dubbeltelling-vrije concentraties te berekenen op basis van een combinatie van modellen (OPS, URBIS en Verkeersmodel). Eerst worden de bijdragen van de rijkswegen geheel uit de totale concentraties verwijderd, en vervolgens worden de bijdragen van de wegen één voor één weer bij de totale concentraties opgeteld. Op deze manier ontstaan concentraties waarin de lokale bijdrage van het wegverkeer maar één keer voorkomt.

Om een beeld te geven van de globale grootte van de NO_2 -dubbeltelling zijn de concentraties langs een rijksweg bepaald voor de volgende omstandigheden:

- Totale concentratie gecorrigeerd voor de dubbeltelling van de verkeersbijdrage;
- Totale concentratie ongecorrigeerd voor de dubbeltelling van de verkeersbijdrage.

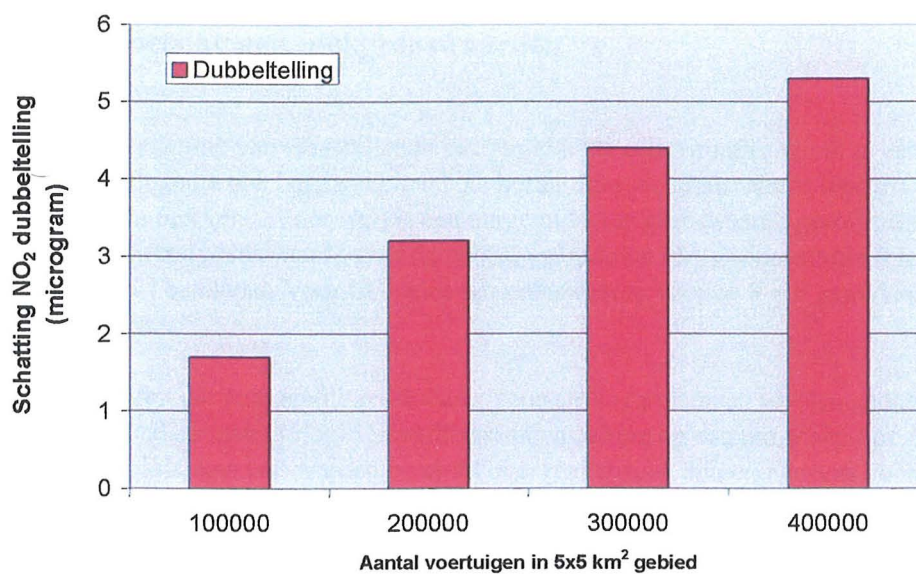
Het verschil tussen beide berekeningen is de bewuste dubbeltelling. Het resultaat voor een weg met 100.000 voertuigen per etmaal met 7,5% middelzwaar en 7,5% zwaar vrachtverkeer is hieronder weergegeven. De berekeningen zijn verder uitge-

voerd met emissiefactoren uit de Referentieramingsscenario (stand van zaken januari 2003) voor 2010, afkomstig van het RIVM.



De rode lijn is de jaargemiddelde NO₂ concentratie **met** dubbeltelling en de groene lijn is de jaargemiddelde NO₂ concentratie **zonder** dubbeltelling (geprojecteerd op de linker y-as). De blauwe lijn (geprojecteerd op een grotere schaal op de rechter y-as) is het verschil hiertussen, dit bedraagt voor de huidige situatie ca. 1,7 – 1,8 µg/m³. De “stap” in de blauwe lijn op +/- 500 meter van de wegas is het gevolg van het passeren van een grens tussen de cellen in het achtergrondconcentratiegrid.

De grootte van de dubbeltelling is afhankelijk van de hoogte van de totale NO_x emissie: hoe groter de emissie, des te groter de dubbeltelling. Rond snelwegen en steden is het daarom zinvol om een dubbeltellingcorrectie uit te voeren. Ter illustratie van de hoogte van de dubbeltelling is in de volgende figuur de dubbeltelling op 200 meter van de wegas weergegeven voor verkeersintensiteiten tussen 100.000 en 400.000 voertuigen per etmaal, met samenstelling zoals hierboven. Duidelijk is te zien dat de dubbeltelling toeneemt met de verkeersintensiteit.



5.3 Onzekerheid bij de correctie

Een onzekerheid in de bepaling van de dubbeltelling is dat de door het RIVM gemodelleerde verkeersemmissie op een rijksweg zelden exact gelijk is aan de meest recente prognose van Rijkswaterstaat voor die weg of dat wegvak. Bij een dubbeltellingcorrectie kan evenwel een schatting worden gemaakt van de door RIVM gemodelleerde wegverkeersemmissie. De onzekerheid in de dubbeltelling blijkt gelijk aan de onzekerheid in de gehanteerde wegverkeersemmissie.

6. Toetsing aan piekgrenswaarden

Naast de berekening van verschillende jaargemiddelde concentraties wordt in een luchtkwaliteitsstudie ook het aantal maal dat korter durende grenswaarde worden overschreden berekend. Voor NO_2 is een uurgemiddelde grenswaarde gedefinieerd en voor PM_{10} een grenswaarde voor de etmaalgemiddelde PM_{10} -concentratie (hierna: dagnorm¹) berekend. Voor CO geldt een grenswaarde voor de 8-uur gemiddelde concentratie.

Wegens het feit dat onmogelijk realistische voorspellingen kunnen worden gedaan voor onder andere meteorologie en verkeerssamenstelling op een uur-tot-uur of dag-tot-dagbasis, kan niet worden beschikt over realistische invoergegevens voor berekeningen van de uur- of etmaalgemiddelde concentraties. Achtergrondconcentraties kunnen, indien toch uurlijkse prognoses gewenst zijn, worden gegenereerd met behulp van software van het Milieu Natuur Planbureau. Het totale resultaat van deze berekeningen is echter zeer onzeker². Toetsing van de resultaten van deze berekeningen aan uur- of etmaalgemiddelde grenswaarden leidt derhalve ook tot substantiële onzekerheden. Een meer robuuste methode is het gebruik van uit langjarige metingen van het RIVM afgeleide relaties tussen de uur- of etmaalgemiddelde concentraties en jaargemiddelde concentraties.

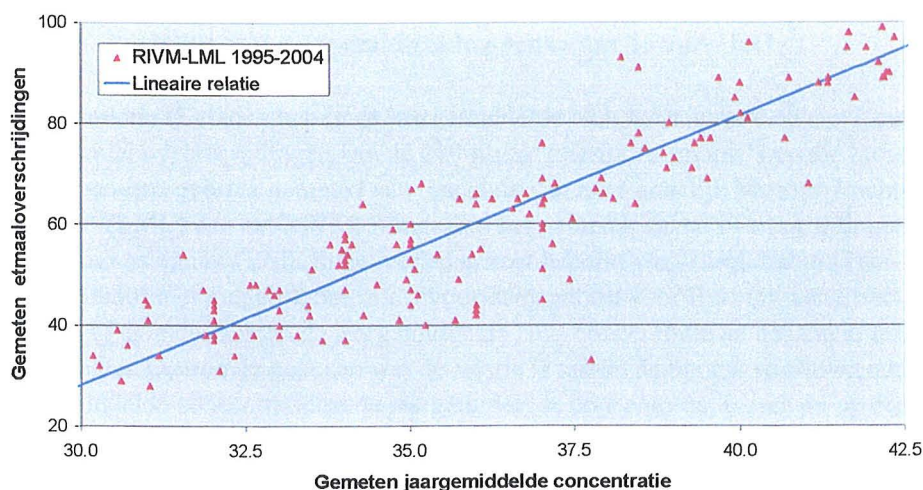
6.1 Toetsing aan de etmaalgemiddelde grenswaarde voor PM_{10} ³

De berekening van het verwachte aantal overschrijdingen van de grenswaarde voor de etmaalgemiddelde PM_{10} -concentratie (dagnorm) wordt gedaan op basis van de jaargemiddelde PM_{10} -concentratie, aan de hand van gemeten etmaalgemiddelde PM_{10} -concentraties van alle RIVM-LML-metstations over de periode 1995-2002 en eveneens gemeten jaargemiddelde concentraties voor dezelfde jaren (Buijsman, 2005) (Teeuwisse, 2003b). Per meetstation is voor elk jaar een telling uitgevoerd van het aantal maal dat de dagnorm wordt overschreden. De resultaten van deze exercitie zijn weergegeven in onderstaande figuur.

¹ In dit rapport zal voor de leesbaarheid steeds worden gerefereerd aan “de dagnorm” als volledigheidshalve wordt bedoeld “toetsing aan het aantal dagen in een jaar waarop de etmaalgemiddelde PM_{10} concentratie hoger is dan $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ”.

² In oktober 2005 is gebleken dat het gebruik van de uurlijkse achtergrondconcentraties zoals in het NNM berekend met behulp van de GCN software van het MNP systematisch tot te hoge aantallen etmaaloverschrijdingen leidt. Bij het schrijven van de voorliggende rapportage was nog geen oplossing beschikbaar.

³ Deze paragraaf is een bewerking van een paragraaf uit (Teeuwisse, 2003b).



Uit de figuur is af te leiden dat er in het gebied tussen 30 en 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ een goede correlatie bestaat tussen het aantal overschrijdingen van de dagnorm en de jaargemiddelde concentratie. Op basis hiervan is een relatie afgeleid tussen het aantal overschrijdingen van de dagnorm en de jaargemiddelde concentratie PM_{10} :

$$\text{Aantal dagen met overschrijding} = 5,34 * \text{Jaargemiddelde} - 132$$

Hieruit volgt dat het aantal van 35 overschrijdingen correspondeert met een jaargemiddelde PM_{10} concentratie van 31,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Als de zes dagen van de zeezoutcorrectie worden omgerekend naar een jaargemiddelde toetswaarde voor de etmaalnorm komt deze uit op 32,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Een nadeel van de beschikbare en beschouwde data is dat er nog niet veel datapunten bij lagere jaargemiddelde concentraties voorkomen.

6.2 Opmerkingen bij gebruik van de relaties

De relatering van piekwaarden aan jaargemiddelde concentraties is gevoelig voor overschatting. Zo leidt een verhoging van de jaargemiddelde PM_{10} concentratie met 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ volgens de formule tot ruim vijf extra overschrijdingen van de dagnorm. Volgens het onderzoek in (Teeuwisse, 2003b) bij het opstellen van CAR II worden voor de stoffen PM_{10} en NO_2 de feitelijk gemeten jaargemiddelde concentraties in enige mate door CAR II overschat. Dit is vooral voor PM_{10} het geval. Uit het genoemde onderzoek blijkt dat de gemiddelde overschatting van de totale jaargemiddelde concentratie (bijdrage + achtergrond) voor een testset van straatstations van het LML 21% bedraagt. Als gevolg van deze overschatting wordt het aantal overschrijdingen van de dagnorm te hoog berekend. In hoeverre de geconstateerde overschatting ook in de bij de ZSM studies gehanteerde prognoses optreden is niet geheel duidelijk.

6.3 Toetsing aan uurgemiddelde grenswaarde voor NO₂¹

Om een relatie te vinden tussen de jaargemiddelde NO₂ concentratie op een locatie en het aantal overschrijdingen van de 200 µg/m³ (hierna “uurnorm”) op die locatie wordt eveneens gebruik gemaakt van meetdata van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit² (LML) van het RIVM. Aangezien het gemeten aantal overschrijdingen bij de stations van het LML in het verleden zeer beperkt was, bleek het in (Teeuwisse, 2003b) niet mogelijk om, zoals voor de dagnorm voor fijn stof, een direct verband af te leiden tussen de jaargemiddelde NO₂-concentratie en het aantal overschrijdingen. Daarom is gekeken wat de relatie is tussen de hoogst voorkomende kortgemiddelde concentratie en de jaargemiddelde concentratie, tussen de op één na hoogste kortgemiddelde concentratie en de jaargemiddelde concentratie, etc. In de praktijk blijkt dat de kans dat het aantal overschrijdingen meer dan de toegestane 18 maal per jaar bedraagt zeer klein is. Uit de analyses kan worden geconcludeerd dat meer dan 18 overschrijdingen van de uurnorm statistisch plaats vinden bij een jaargemiddelde NO₂ concentratie van 82 µg/m³ of hoger.

¹ Deze paragraaf is een bewerking van een paragraaf uit (Teeuwisse, 2003b).

² www.lml.rivm.nl.

7. Toetsing van andere stoffen dan PM₁₀ en NO₂

7.1 Koolmonoxide, benzeen, benzo(a)pyreen, lood en zwaveldioxide

Bij een luchtkwaliteitsstudie wordt over het algemeen alleen gekeken naar de concentraties van NO₂ en PM₁₀ omdat de ervaring leert dat de concentraties van de andere stoffen zich ruim onder de grenswaarden bevinden. Ter controle van deze aanname zijn berekeningen uitgevoerd met behulp van het CARII programma dat in het kader van de Besluiten luchtkwaliteit 2001 en 2005 door het Ministerie van VROM ter beschikking wordt gesteld (Teeuwisse, 2003a) (Teeuwisse, 2005). Een berekening op basis van het Referentieramingsscenario (stand van zaken 2005) leert dat de concentraties koolmonoxide, benzeen en zwaveldioxide zich (ruim) onder de grenswaarden bevinden. Voor een testberekening is uitgegaan van de volgende aannames, die de Nederlandse situatie qua intensiteiten en samenstelling sterk overschatten:

- 350000 voertuigen per etmaal;
- 12.5% middelzwaar vrachtverkeer;
- 12.5% zwaar vrachtverkeer;
- toetsing op 15 meter van de middellijn van de weg.

Onder deze omstandigheden worden door het programma CAR II v4.0, voor de jaren 2004, 2010 en 2015, geen overschrijdingen voor koolmonoxide, benzeen en zwaveldioxide gerapporteerd. Omdat de achtergrondconcentraties voor de genoemde stoffen in Nederland niet sterk variëren is bovenstaande algemeen geldig.

Voor toetsing aan de grenswaarde voor lood is door het ministerie van VROM geen informatie voor toetsing in stedelijk gebied met behulp van CARII beschikbaar gesteld. In de Nota van toelichting bij het Besluit luchtkwaliteit wordt echter gesteld dat “Voor de stoffen zwaveldioxide en lood wordt nu reeds in Nederland aan de in de dochterrichtlijn gestelde grenswaarden voldaan”. Dit wordt bevestigd in de Jaaroverzicht Luchtkwaliteit 2002 van het RIVM (rapportnummer 500037004).

7.2 Ozon

Sedert 9 november 2004 bestaat de “Regeling van de Staatssecretaris van Volks-huisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer van 9 november 2004, nr. MJZ 2004116817, houdende regels met betrekking tot het beperken van luchtverontreiniging door ozon (Regeling luchtkwaliteit ozon)”. Deze beschrijft, onder andere, dat

“Bestuursorganen houden, bij de uitoefening van bevoegdheden die gevolgen voor de luchtkwaliteit ten aanzien van ozon kunnen hebben, behoudens voorzover de

betrokken wettelijke regeling zich daartegen verzet, rekening met de volgende richtwaarden voor ozon, opdat die waarden op 1 januari 2010 zo veel mogelijk zijn bereikt:

- a. 120 microgram per m³ als hoogste acht-uurgemiddelde concentratie van een dag, waarbij geldt dat deze gemiddeld over drie jaar op maximaal vijftwintig dagen per kalenderjaar mag worden overschreden;
- b. 18.000 microgram per m³ uur als AOT40-waarde voor de periode van 1 mei tot en met 31 juli, gemiddeld over vijf jaar.”

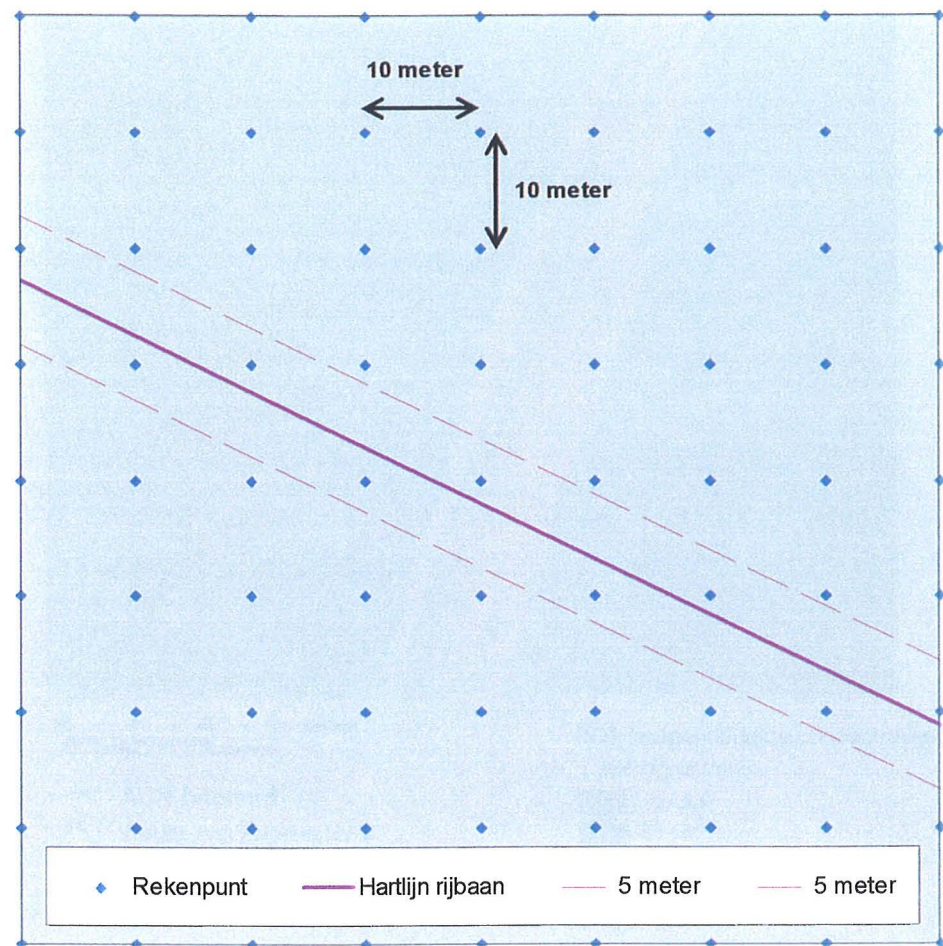
Langs een snelweg geldt in het algemeen dat de door het verkeer uitgestoten stikstofmonoxide (NO) relatief snel (binnen enkele minuten) reageert met in de atmosfeer aanwezige ozon en daarbij stikstofdioxide (NO₂) vormt, zie ook hoofdstuk 2. Als gevolg van de emissies op de weg neemt de ozon concentratie dus af.

8. Concentratiegrids en contouren

8.1 Concentratiegrids

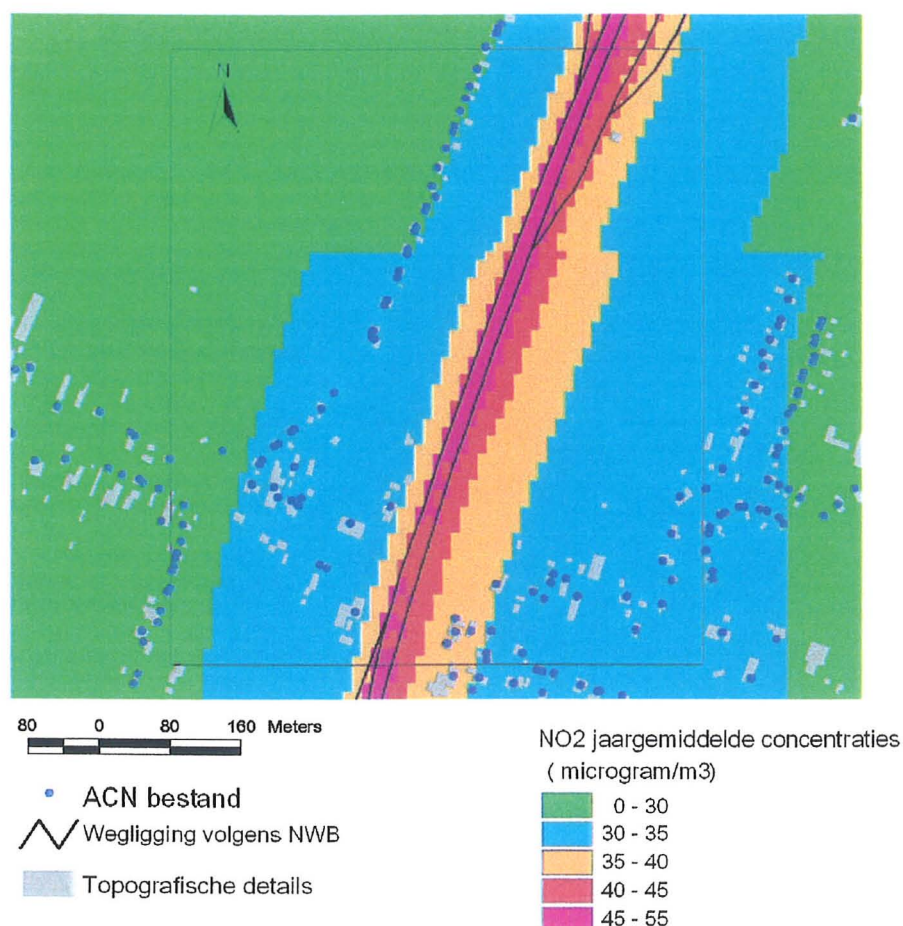
Bij een gebiedsgerichte berekening van de luchtkwaliteit wordt het gehele gebied in een groot aantal cellen (meestal vierkanten) opgedeeld. Voor het middelpunt van elke cel wordt met behulp van een rekenmodel de verwachte luchtkwaliteit bepaald. Op deze manier ontstaat een zogenaamd concentratiegrid. Dit soort grids kan gemakkelijk met geografische informatie zoals wegligging, locaties van huizen, aanduidingen van gebiedsgebruik etc. worden gecombineerd. Tot voor kort werd omwille van de rekentijd gekozen voor rekengrids met cellen van $50 \times 50 \text{ m}^2$ of $25 \times 25 \text{ m}^2$. Op die schaal is de vaststelling van het oppervlak waarop grenswaarden worden overschreden uiteraard minder betrouwbaar dan bij nog fijnere grids het geval is. Verder is het effect van geluidsschermen minder nauwkeurig in rekening te brengen. Als verfijning is bij eerdere ZSM studies aan de A27 gekozen voor rekengrids met cellen van $10 \times 10 \text{ m}^2$.

De gebruikte methode om de locaties van receptoren (=rekenpunten) te bepalen is dat in het rekengebied een rechthoekig grid van rekenpunten wordt gegenereerd met loodrechte tussenafstanden van 10 meter. De ligging van een weg in dit grid is a-priori uiteraard willekeurig. Voor een weglijnstuk is dit schematisch in onderstaande figuur aangegeven. De paarse lijn is de hartlijn van een rijbaan, hier aangenomen als bestaande uit twee rijstroken. De rode lijnen geven het gebied van 5 meter loodrecht op de hartlijn aan waarbinnen geen receptoren worden geplaatst omdat deze midden op de weg liggen. Als een receptor te dicht bij de hartlijn ligt kan dit numerieke problemen geven in de berekening.



Een praktisch voorbeeld van een luchtkwaliteitsberekening met een concentratiegrid is hieronder weergegeven. Getoond wordt de omgeving van de A27 iets ten noorden van Utrecht. In de figuur wordt de volgende informatie gecombineerd getoond:

- geografische informatie;
- informatie over woonlocaties uit het zogenaamde "Adres Coördinaten Nederland (ACN)" bestand;
- wegligging uit het zogenaamde "Nederlands Wegen Bestand (NWB)";
- berekende NO_2 concentraties.



Bij de analyse van de rekenresultaten kan met behulp van de berekende concentratiegrids en de geografische informatie snel en efficiënt worden bepaald hoe groot het oppervlak is waar de concentraties zich boven een grenswaarde bevinden. Het is tevens mogelijk te bepalen of de grenswaarden bij gevoelige bestemmingen worden overschreden.

8.2 Concentratiecontouren

Een gekleurd concentratiegrid is niet goed te combineren met een achtergrond van een luchtfoto. Om op een dergelijke achtergrond toch aan te geven waar de grenswaarde wordt overschreden wordt een contourlijn bepaald en weergegeven. Deze lijn volgt zo goed mogelijk de grens tussen cellen in het rekengrid met concentraties boven/onder de grenswaarde. Door de opbouw van het rekengrid in vierkanten heeft een contourlijn vaak een grillige vorm. Dit kan in enige mate worden gecorrigeerd door toepassing van een algoritme, zodat een vloeiende contour ontstaat. Een voorbeeld van een dergelijke vloeiende contour wordt hieronder getoond.



80 0 80 160 Meters

• ACN bestand

Wegligging volgens NWB

De rode lijn is de 40 microgram NO₂ per kubieke meter contour.

Noodzakelijkerwijs zal de resulterende contour op de hoeken van rekencellen af en toe iets binnen of juist iets buiten cellen lopen waar de grenswaarde net wordt bereikt.

8.3 Concentraties boven het asfalt

De berekende concentraties variëren afhankelijk van o.a. de intensiteiten en samenstelling van het verkeer, de congestie voor het wegvak, de hoogteligging van de weg, de oriëntatie ten opzichte van de windroos, de aan/afwezigheid van schermen en de achtergronden. Alhoewel rekenmodellen voor luchtkwaliteit langs wegen niet primair zijn gebouwd voor berekeningen boven het asfalt en daar ook niet voor gevalideerd zijn, wordt wel een indicatie van de concentratie berekend. Dit kan leiden tot op het eerste gezicht merkwaardige resultaten: waar de berekende concentraties net boven/onder de grenswaarde variëren (dus een stukje erboven temidden van stukjes zonder overschrijding) ontstaan bij het berekenen van de contour gesloten "gebiedjes" boven het asfalt. Dit geeft dus aan dat de grenswaarde in die gebieden net wel of niet wordt overschreden. Dit is een normaal gedrag van een presentatie door middel van een contour. In gebieden waar de berekende NO₂ con-

concentraties onder de grenswaarde liggen, loopt geen bijbehorende contourlijn. Voor alle toetsingen en de telling van het oppervlak dat in overschrijding is, is het verloop van de contouren niet relevant, aangezien deze berekeningen op basis van de concentratiegrids worden verricht.

9. Onzekerheden bij modellering

Er bestaan geen zeer precieze methoden om de concentraties van luchtverontreiniging vast te stellen. Bij de interpretatie van de modelresultaten is het dikwijls van belang een goed beeld van de onzekerheden te hebben. Dit hoofdstuk beoogt de lezer meer inzicht in de onzekerheden te geven.

Metingen

Metingen zijn vaak nauwkeuriger dan modelberekeningen. Maar ook daar zit een onzekerheid in. Met bijvoorbeeld de nauwkeurigheid van 15% die door de Eerste dochterrichtlijn luchtkwaliteit voor NO₂ is voorgeschreven (bijlage VIII) – beter is in de praktijk moeilijk haalbaar – is het onzeker of bij een meting van 35 µg/m³ de grenswaarde van 40 µg/m³ al dan niet wordt overschreden. Over de interpretatie van deze onzekerheidsmarge zijn geen procedures afgesproken, maar in de praktijk wordt de waarde van de meting als maatgevend beschouwd: een meting van 40 µg/m³ wordt als geen overschrijding beschouwd, 41 µg/m³ als wel een overschrijding.

Modellen

Meetstations geven puntmetingen in de ruimte; in hoeverre de gemeten concentratie representatief voor andere locaties is kan niet altijd objectief worden vastgesteld. Metingen kunnen bovendien niet in de toekomst worden uitgevoerd. Daarom zijn rekenmethoden bij de beoordeling van de toekomstige luchtkwaliteit noodzakelijk. Berekeningen zijn doorgaans onnauwkeuriger dan metingen. De rekenmethoden kunnen variëren van eenvoudige extrapolaties van gemeten trends tot zeer gecompliceerde en fundamentele methoden. Eenvoudige methoden hebben het bezwaar dat ze nogal onnauwkeurig zijn. Fundamentele methoden zijn echter ongeschikt om in de praktijk toe te passen: een jaar doorrekenen is bij fundamentele modellen in de praktijk ondoenlijk. Bovendien bestaan er geen fundamentele modellen voor bijvoorbeeld de emissie door auto's of de voorspelling van de toekomst. Bij bijvoorbeeld MERs gebruikt men pragmatisch gekozen tussenvormen, waarbij men de aspecten die belangrijk worden geacht in rekening brengt op een manier die de rekenkracht van de huidige computers niet te boven gaat. De verspreiding wordt gewoonlijk met een Gaussisch pluimmodel (TNO-verkeersmodel of HEAVEN model) of met een eenvoudiger semi-empirische methode (CAR) berekend, de emissie door verkeer met uit metingen afgeleide gemiddelden voor een aantal voertuigtypen met een uit metingen geschatte snelheidsafhankelijkheid.

Modelvalidatie door vergelijking met metingen

Een beeld van de nauwkeurigheid kan worden verkregen bij validatie van het model. Daarbij worden de berekeningen vergeleken met metingen. Dit kan alleen op plaatsen waar daadwerkelijk metingen zijn die zo compleet zijn uitgevoerd dat alle voor validatie benodigde gegevens beschikbaar zijn. Dergelijke studies zijn kostbaar, hebben een beperkte representativiteit en verliezen hun houdbaarheid in de

loop der jaren (bijvoorbeeld door veranderde emissiefactoren of door verschuiving van emissie van gestroomlijnde passagiersauto's naar vrachtauto's). Daarom is het niet mogelijk zonder subjectieve veronderstellingen de resultaten van de altijd beperkte validatiestudies te vertalen naar kwantitatieve schattingen van de onzekerheden in andere dan de validatiesituatie.

Modelvalidatie door beoordeling door experts

Een minstens even belangrijke manier om een beeld van de nauwkeurigheid te krijgen is beoordeling van de modelconcepten en de invoergegevens die worden gebruikt. Hierbij geeft een expert een oordeel over de berekeningsmethode in relatie tot de omstandigheden waaronder het wordt toegepast. Het voordeel van deze methode is dat een expert een totaalbeeld van de onnauwkeurigheid kan vormen, maar een bezwaar is de subjectiviteit van de analyse. Interessant is dat de subjectiviteit vaak minder bezwaarlijk wordt gevonden wanneer aan de expertschatting rekenkundige elementen worden toegevoegd; bijvoorbeeld een subjectieve onzekerheidsschatting van de emissie gevolgd door een rekenkundige gevoeligheidsanalyse wordt veel gemakkelijker aanvaard dan een rechtstreekse expertschatting van de onzekerheid van het modelresultaat, ook als de onzekerheid in de emissie dominant is. De procedures en werkwijzen van TNO zijn de laatste jaren meermalen getoetst door experts van, onder andere, het RIVM (Albers, 2004) en het MNP (Brink, 2005). Hierbij is geconstateerd dat de onderzoeksmethoden, inclusief een berekening van de dubbeltelling, goed zijn en voldoen aan de huidige stand der kennis.

Afbakening van het toepassingsgebied van een model

Uit de bovenstaande beschouwing is duidelijk dat er geen scherpe afbakening is van het toepassingsgebied van een model en dat de rol van de toepasser van het model belangrijk kan zijn. Voor berekeningen van luchtverontreiniging door wegverkeer kan uit een spectrum aan mogelijkheden worden gekozen: subjectieve schattingen of/waar er probleemsituaties zouden kunnen zijn, ruwe berekeningen met het CAR-model, nauwkeuriger berekeningen met het TNO-verkeersmodel of HEAVEN model, nog nauwkeuriger berekeningen met fundamentele "Computational Fluid Dynamics" (CFD) modellen of op basis van windtunnelexperimenten. De te kiezen methode wordt vaak niet zozeer bepaald door het toepassingsgebied van het model, maar veeleer door de mate van nauwkeurigheid en/of detaillering die voor de uiteindelijke beoordeling noodzakelijk is. Naarmate de te onderzoeken situaties bijzonderder en gecompliceerder zijn, zijn de standaardmodellen minder geschikt, en is er meer maatwerk nodig. De expert heeft vaak dan twee keuzen: het model aan te passen volgens eigen inzicht of het model ongewijzigd gebruiken en de resultaten achteraf bij te stellen of te relativeren. Enigszins paradoxaal is dat het resultaat door de inbreng van de expert nauwkeuriger wordt, maar dat de subjectiviteit van het expertoordeel het tegelijkertijd moeilijker maakt de onnauwkeurigheid te kwantificeren.

Kwantificeerbaarheid van onzekerheid

De onzekerheid van modellen kan worden gezien als opgebouwd uit kwantificeerbare (bv. het effect van variaties in modelinvoer) en niet-kwantificeerbare elementen (bv. het effect van onderliggende modelaannames). Een groot dilemma bij de analyse van onzekerheden is dat experts meestal wel een idee van de totale onzekerheid hebben, maar alleen een subjectieve, dus “zachte” schatting kunnen geven van de niet-kwantificeerbare onzekerheid.

Het probleem van de niet-kwantificeerbare onzekerheid is principieel niet op te lossen, en daarom zijn experts zeer terughoudend om hier toch cijfers voor te geven. Bij prognostische berekeningen wordt dit in de praktijk als een probleem ervaren. Het feit dat experts het zinvol vinden de kwantitatieve onzekerheid te schatten, maar ook problemen met de niet-kwantitatieve schatting hebben, geeft toch enig houvast: kennelijk zijn beide onzekerheden van dezelfde orde van grootte. Immers, als de kwantificeerbare onzekerheid dominant ten opzichte van de niet-kwantificeerbare zou zijn, zou de expert geen probleem ervaren. Als daarentegen de kwantificeerbare onzekerheid verwaarloosbaar zou zijn ten opzichte van de niet-kwantificeerbare, zou de expert zich de moeite van een kwantitatieve schatting besparen.

Vergelijking met een grenswaarde

Een extra complicatie treedt op wanneer de berekende concentratie met een absolute norm wordt vergeleken. Wettelijk dient te worden vastgesteld of een grenswaarde wel of niet wordt overschreden; een interpretatie in termen van waarschijnlijkheid wordt niet aanvaard. Bij elke rekenmethode kan het verschil tussen voorspelde concentratie en grenswaarde binnen de onzekerheidsmarge blijken te liggen, zodat een externe beslissing nodig wordt om de ja/nee-keuze te doen. Bij nauwkeurige modellen is de kans op een juiste conclusie gewoonlijk groter dan bij onnauwkeurige methoden (maar wanneer de verwachte concentratie grofweg gelijk is aan de grenswaarde geeft zelfs het meest nauwkeurige model geen houvast).

Beslissen in onzekerheid

Er zijn verschillende procedures mogelijk om met deze onzekerheid om te gaan. Men kan zijn beslissing baseren op de meest waarschijnlijke waarde¹, die gewoonlijk midden in het onzekerheidsgebied ligt. Daarmee aanvaardt men een 50% kans dat de werkelijke waarde boven de grenswaarde ligt. Men kan het voorzorgsprincipe toepassen en aan de veilige kant gaan zitten, dat wil zeggen dat men de redelijkerwijs hoogst mogelijke concentratie als uitgangspunt neemt. Het probleem daarbij is, zoals boven aangegeven, dat de hoogst mogelijke concentratie meestal niet objectief kan worden vastgesteld. Uiteraard wordt de beslisprocedure in sterke mate door de consequenties bepaald: wanneer een veilige keuze grote kosten met zich meebrengt zal er neiging zijn de meest waarschijnlijke waarde te kiezen, maar als een toekomstige grenswaarde-overschrijding zwaarwegende consequenties

¹ Daarbij wel rekening houdend met de bekende variabiliteit, met name de variabiliteit van de meteorologie van jaar tot jaar.

heeft kan een veilige keuze beter zijn. Deze keuze in onzekerheid is principieel een politieke keuze; wetenschappelijk onderzoek kan alleen de onzekerheid verkleinen.

Vaak is het doelmatig deze beslissing met een getrapte analyse te ondersteunen, gaande van een ruwe naar een nauwkeurige analyse:

- een expertschatting van mogelijke probleemsituaties;
- standaardberekeningen als er mogelijke probleemsituaties zijn;
- nauwkeurige berekeningen als er bij zwaarwegende beslissingen grote onzekerheden zijn.

De effectiviteit van een meer nauwkeurige analyse is meestal niet te voorspellen. Als de meer nauwkeurige analyse de onzekerheid kleiner maakt, maar de voorspelde concentratie tevens dichterbij de grenswaarde blijkt te liggen, is de beslissers niet echt geholpen. Daarentegen wordt de beslissing gemakkelijker wanneer de voorspelde concentratie op veilige afstand van de grenswaarde (b)lijkt te liggen.

10. Referenties

Albers, R.A.W., Notitie "Aanvullende studie gezondheidseffecten RW 73 en 74", RIVM 135/04 LVM RA/bvp, april 2004.

R.M.M. van den Brink, W.F. Blom, J.A. Annema,, "Second opinion TNO-onderzoek effecten wegverbreding op luchtkwaliteit", MNP, januari 2005

E. Buijsman, J.P. Beck, L. van Bree, F.R. Cassee, R.B.A. Koelemeijer, J. Matthijsen, R. Thomas en K. Wieringa, "Fijn stof nader bekeken", MNP, 2005.

Builtjes, P.J.H., Visser, G.Th., Wesseling, J.P., "Modelling of dispersion around roadways in complex situations", Proceedings Physical Modelling 2001 Workshop, Hamburg, Germany, 3-5 September 2001.

Hout, K.D. van den, and Baars, H.P., 1988: "Development of two models for the dispersion of pollution from traffic: the TNO Traffic Model and the CAR Model". TNO report R88/192.

Jaarsveld, J.A. van. Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales. Proefschrift Universiteit van Utrecht, 30 oktober 1995.

Smit, R., Gense, R. en Eijk, A., TNO Industrie en techniek, Rapport 05.OR.VM.039.1\RS, 2005.

Teeuwisse, S.D., Handleiding bij software pakket CAR II versie 2.0, R 2003/118, 2003a.

Teeuwisse, S.D., CAR II: Aanpassing van CAR aan de nieuwe Europese richtlijnen, R 2003/119, 2003b.

Teeuwisse, S.D., Handleiding bij software pakket CAR II versie 4.0, R 2005/074, 2005.

Welle, R. van der, Wesseling, J.P. en Trini Castelli, S., "A sensitivity study in modelling the pollutant impact of a highway on the surrounding", TNO Rapport R 2001/081, 2001.

J.P. Wesseling, G.Th. Visser and P. Builtjes, "Bouwen langs wegen: luchtkwaliteit", Symposium "Bouwen langs wegen en spoorwegen", Nationale Stuurgroep Windtechnologie, 2003a.

Joost Wesseling, Gerard Visser, "Meten en modelleren aan de A13 bij Overschie", VVM magazine, december 2003b.

Wesseling, J.P. en Visser, G.Th., "An inter comparison of the TNO Traffic Models, Field Data and Wind Tunnel Measurements", TNO Rapport R 2003/207, 2003c; Proceedings PHYSMOD2003 conference, september 2003d, Prato, Italië.

J.P. Wesseling et al., 2002, "Development and validation of the new TNO model for the dispersion of traffic emissions", 8th Int. Conf. On Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, 456, 2002.

Joost Wesseling, Peter Builtjes, Gerard Visser, "A comparison of field data, numerical calculations and wind tunnel measurements in an urban environment", Proceedings of the 9th international conference on harmonisation within atmospheric dispersion modelling for regulatory purposes, Garmisch Partenkirchen, 2004.

11. Verantwoording

Naam en adres van de opdrachtgever:

RWS/DWW

Namen en functies van de projectmedewerkers:

J.P. Wesseling

Peter Zandveld

Namen van instellingen waaraan een deel van het onderzoek is uitbesteed:

-

Datum waarop, of tijdsbestek waarin, het onderzoek heeft plaatsgehad:

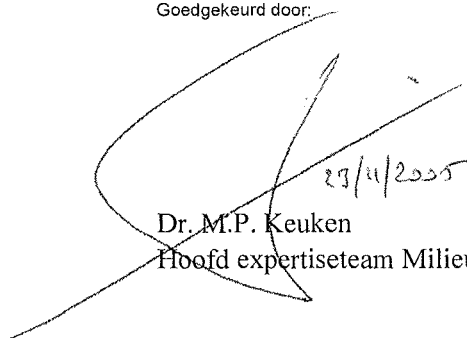
September - november 2005

Ondertekening:



Dr. J.P. Wesseling
Projectleider

Goedgekeurd door:



Dr. M.P. Keuken
Hoofd expertiseteam Milieukwaliteit

Bijlage 1 Normen en grenswaarden

Vanaf 2005 geldende grenswaarden en plandrempels.

Stof	type norm	2005	2006	2007	2008	2009	2010
SO ₂	1	350	350	350	350	350	350
	2	125	125	125	125	125	125
NO ₂	3	200	200	200	200	200	200
	4	250	240	230	220	210	200
	5	40	40	40	40	40	40
	6	50	48	46	44	42	
PM ₁₀	5	40	40	40	40	40	40
	7	50	50	50	50	50	50
	8	50					
CO	9	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6
Benzeen	5	10	10	10	10	10	5

Type normen:

1	grenswaarde (humaan, uur gemiddelde dat 24 keer per jaar mag worden overschreden in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
2	grenswaarde (humaan, 24 uurgemiddelde dat 3 keer per jaar mag worden overschreden in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
3	grenswaarde (humaan, uurgemiddelde dat 18 keer per jaar mag worden overschreden in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
4	plandrempeel voor zeer drukke verkeerssituaties (uurgemiddelde dat 18 keer per jaar mag worden overschreden in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
5	grenswaarde (humaan, jaargemiddelde in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
6	plandrempeel (jaargemiddelde in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
7	grenswaarde (humaan, 24 uurgemiddelde dat 35 keer per jaar mag worden overschreden in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
8	plandrempeel (humaan, 24 uurgemiddelde dat 35 keer per jaar mag worden overschreden in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
9	grenswaarde (humaan, 98 percentiel van 8 uurgemiddelden in mg/m^3) 3,6 mg/m^3 geldt als equivalent van de feitelijke CO grenswaarde (10 mg/m^3 als 8 uurgemiddelde concentratie)