



Laan van Westenenk 501  
Postbus 342  
7300 AH Apeldoorn

[www.mep.tno.nl](http://www.mep.tno.nl)

T 055 549 34 93

F 055 549 32 01

[info@mep.tno.nl](mailto:info@mep.tno.nl)

**TNO-rapport**

**R 2003/341**

**Luchtkwaliteitsberekeningen langs en  
boven de A16 ter hoogte van Breda voor  
het jaar 2010**

Datum	augustus 2003
Auteurs	J. Wesseling O. Weinhold
Projectnummer	004.34614
Trefwoorden	luchtkwaliteit verkeer
Bestemd voor	Gemeente Breda

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.

© 2003 TNO

## Samenvatting

In dit rapport worden de resultaten van het onderzoek naar de luchtkwaliteit in 2010 langs en boven de A15 ter hoogte van Breda gepresenteerd.

De concentratieberekeningen zijn uitgevoerd voor de stoffen stikstofdioxide (NO<sub>2</sub>) en fijn stof (PM<sub>10</sub>). De berekeningen zijn uitgevoerd met het TNO Verkeersmodel voor de verspreiding van verkeersemissies. Hierbij is rekening gehouden met de verkeersintensiteit, rijsnelheid, aandeel vrachtverkeer, ligging van de wegvakken en de aanwezigheid van geluidsbeperkende voorzieningen.

De concentraties zijn berekend voor een strook land langs de A16 en op twee overkappingen van de A16. De berekende concentraties zijn getoetst aan de in 2010 geldenden grenswaarden voor jaargemiddelde concentraties.

De verwachte jaargemiddelde NO<sub>2</sub> concentratie op de locatie van de speeltuin bedraagt 34,8 µg/m<sup>3</sup>. De verwachte jaargemiddelde PM<sub>10</sub> concentratie bedraagt 36,1 µg/m<sup>3</sup>. De berekende jaargemiddelde NO<sub>2</sub> en PM<sub>10</sub> concentraties zijn lager dan de wettelijke jaargemiddelde grenswaarden van 40 µg/m<sup>3</sup>.

Door de specifieke ligging van weg en speeltuin wordt de speeltuin slechts een beperkt deel van de tijd substantieel door de weg belast. Gedurende ca. 21% van de tijd wordt de speeltuin direct door de weg belast en worden NO<sub>2</sub> concentraties van 55-70 µg/m<sup>3</sup> verwacht.

## Inhoudsopgave

Samenvatting .....	2
1. Inleiding .....	4
2. Gehanteerde invoergegevens .....	5
2.1 Invoergegevens studiegebied.....	5
2.2 Invoergegevens luchtkwaliteitberekeningen .....	6
3. Resultaten concentratieberekeningen.....	8
3.1 Beperkingen berekeningsmethode.....	8
3.2 Resultaten .....	8
3.3 Nauwkeurigheid en onzekerheid .....	9
4. Conclusies .....	11
5. Verantwoording .....	12
Bijlage 1 Wegliggig en berekende concentraties.	
Bijlage 2 Onzekerheden bij concentratieberekeningen	

## **1. Inleiding**

Doel van het luchtkwaliteitonderzoek is inzicht geven in de aard en omvang van de invloed van het verkeer op de A16 op de luchtkwaliteit boven op een overkapping van de A16 in Breda. De exacte locatie van het te onderzoeken punt, waar een speeltuin is gepland, is in Amersfoortse coördinaten (109035,400983).

Voor de stoffen stikstofdioxide (NO<sub>2</sub>) en fijn stof (PM<sub>10</sub>) zijn de concentraties langs de A16 berekend. De berekeningen zijn uitgevoerd met het TNO Verspreidingsmodel voor verkeeremissies en zijn getoetst aan de vanaf 2005 (voor PM<sub>10</sub>) respectievelijk 2010 (voor NO<sub>2</sub>) geldende grenswaarden.

## 2. Gehanteerde invoergegevens

### 2.1 Invoergegevens studiegebied

De berekeningen van de concentraties in het studiegebied zijn gebaseerd op invoergegevens verstrekt door de opdrachtgever. Deze gegevens zijn, deels in digitale vorm, door de opdrachtgever verstrekt.

#### *Studiegebied*

Het onderzoeksgebied is een rechthoek begrensd door de Amersfoortse coördinaten (108800,400550) en (109300,401430). In het onderzoek is naast de invloed door het wegverkeer op de A16 ook de invloed door het wegverkeer op de “Backer en Ruebweg”, de “Meester Bierensweg” en de “Valdijk” berekend. Invloed door andere bronnen is in de achtergrondconcentraties verdisconteerd. Het gebruikte wegenmodel is geplot in Bijlage 1, Figuur 1. De locatie van het studiepunt is aangegeven met een zwarte punt.

#### *Verkeersintensiteiten en rijnsnelheid*

Bij de berekeningen is gebruik gemaakt van de etmaalgemiddelde verkeersintensiteiten, zie Tabel 1. De intensiteiten zijn geïnterpoleerd met behulp van door de opdrachtgever aangeleverde intensiteiten voor het jaar 2015. Op de A16 is uitgegaan van een rijnsnelheid van 120 km/uur voor personenauto's en 90 km/uur voor middelzware en zware vrachtwagens. In de Referentie Raming worden aparte categorieën gehanteerd voor middelzwaar en zwaar vrachtverkeer. Omdat het TNO verkeersmodel momenteel echter met slechts één rijnsnelheid voor alle vrachtverkeer kan rekenen is er voor gekozen om voor deze snelheid 90 km/uur te hanteren. Bij deze keuze zullen de actuele emissies mogelijk iets overschat worden. Het totale effect op de emissies van deze overschatting zal naar verwachting beneden 1% liggen.

*Tabel 1 Verkeersintensiteiten voor 2010 op basis van informatie verstrekt door de opdrachtgever.*

wegvak	personen- auto's	vrachtverkeer		rijnsnelheden (km/uur)	
		middel- zwaar	zwaar	personen- auto's	vracht- wagens
A16	65244	6014	8450	120	90
Backer en Ruebweg	32200	1492	2898	70	70
Meester Bierensweg	2313	24	47	50	50
Valdijk	5945	106	206	30	30

## 2.2 Invoergegevens luchtkwaliteitsberekeningen

De volgende stoffen zijn in beschouwing genomen:

- stikstofdioxide (NO<sub>2</sub>), jaargemiddelde en
- fijn stof (PM<sub>10</sub>), jaargemiddelde.

### *Emissiefactoren*

In deze studie is gebruik gemaakt van de Referentie-Raming (RR) emissiefactoren (stand van zaken januari 2003). De belangrijkste emissiefactoren voor de verschillende snelheden en voertuigcategorieën staan weergegeven in Tabel 2.

Tabel 2 *Emissiefactoren (g/km/voertuig) bij verschillende rijnsnelheden (km/uur) in 2010 (Referentie-Raming).*

Voertuigtype	Max. Rijnsnelheid	NO <sub>x</sub>	fijn stof
personenauto's	120	0,28	0,030
	70	0,16	0,030
middelzwaar wegverkeer	90	3,15	0,117
	70	2,84	0,140
zwaar wegverkeer	90	4,73	0,135
	70	4,98	0,160

### *Toetswaarden luchtkwaliteit*

Voor fijn stof (PM<sub>10</sub>) geldt vanaf 2005 een grenswaarde van 40 µg/m<sup>3</sup> voor de jaargemiddelde concentratie, voor NO<sub>2</sub> geldt vanaf 2010 eveneens een grenswaarde van 40 µg/m<sup>3</sup> voor de jaargemiddelde concentratie. Daarnaast bestaan nog grenswaarden voor concentraties, die maar een beperkt aantal keer per jaar mogen overschreden worden. Voor meer informatie omtrent richt-, grens- en toetswaarden wordt verwezen naar staatsblad 2001, 269.

### *Achtergrondconcentraties*

In deze studie is gebruik gemaakt van de achtergrondconcentraties volgens het Referentie-Raming (RR) scenario voor het jaar 2010 van 23,6 µg/m<sup>3</sup> voor NO<sub>2</sub> en 33,0 µg/m<sup>3</sup> voor PM<sub>10</sub>.

Het RIVM berekent de concentratie voor diverse stoffen met een resolutie van 1x1 km<sup>2</sup> of 5x5 km<sup>2</sup> voor heel Nederland. Bij de berekening van de geografische verdeling van de jaargemiddelde NO<sub>2</sub> concentratieverdeling over Nederland heeft het RIVM rekening gehouden met de verschillende bronnen van NO<sub>x</sub>. Ook de invloed van het wegverkeer is bij de berekening van de concentratieverdeling over Nederland meegenomen. De door het RIVM aangeleverde concentratiebestanden zijn dus in essentie geen achtergrondconcentraties maar totale concentraties. Het TNO Verspreidingsmodel voor wegverkeeremissies berekent de bijdrage van het wegverkeer

aan de totale concentratie. Bij het sommeren van de door TNO berekende bijdrage en de door het RIVM aangeleverde concentraties wordt de bijdrage van het wegverkeer dus twee keer meegenomen. Deze dubbeltelling leidt dus tot iets te hoge berekende totale concentratie. Omdat niet precies bekend is hoe groot de dubbeltelling is kan hier echter niet voor gecorrigeerd worden. Het enige dat opgemerkt kan worden is dat het RIVM de concentraties berekent voor een gebied van 1x1 kilometer voor NO<sub>2</sub> en 5x5 kilometer voor PM<sub>10</sub>. Hiermee wordt de bijdrage van het verkeer in de directe omgeving van de snelwegen significant uitgesmeerd. De verwachting is dat de dubbeltelling voor de jaargemiddelde concentraties maximaal 1 à 2 µg/m<sup>3</sup> bedraagt.

Daar het niet mogelijk is om over ‘echte’ achtergrondconcentraties (dus zonder de bijdrage van de snelwegen) te beschikken, zijn de door het RIVM aangeleverde concentratiebestanden beschouwd als achtergrondconcentraties en zijn de door TNO berekende bijdrageconcentraties hiermee gecombineerd.

#### *Meteorologische gegevens*

Bij de berekeningen is gebruik gemaakt van meerjarige klimatologie (1977-1987) voor de regio Noord Brabant. De gegevens voor deze regio zijn representatief voor het studiegebied. Het meteorologische bestand bestaat uit een tabel met de frequenties van voorkomen van de verschillende combinaties van windrichting en windsnelheid<sup>1</sup>.

---

<sup>1</sup> TNO-MT, Handleiding Pluimplus-programmapakket, versie 1.2, 2e druk, Delft, 1989

### 3. Resultaten concentratieberekeningen

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de concentratieberekeningen gepresenteerd en besproken.

#### 3.1 Beperkingen berekeningsmethode

Bij de berekening van de luchtkwaliteit rond een verdiept liggende weg wordt in het TNO Verkeersmodel normaal een extra verdunning gehanteerd om te compenseren voor de verdiepte ligging. De huidige probleemstelling, van een verdiept liggende weg en gevraagde concentraties *op* een overkapping van de tunnelbak, is echter zo complex dat er voor gekozen is om een conservatieve berekening uit te voeren. Hierbij is de verdiepte ligging van de weg *niet* in rekening gebracht. De aldus berekende concentraties op de overkapping zijn bij deze benadering naar verwachting eerder enkele  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  te hoog dan te laag.

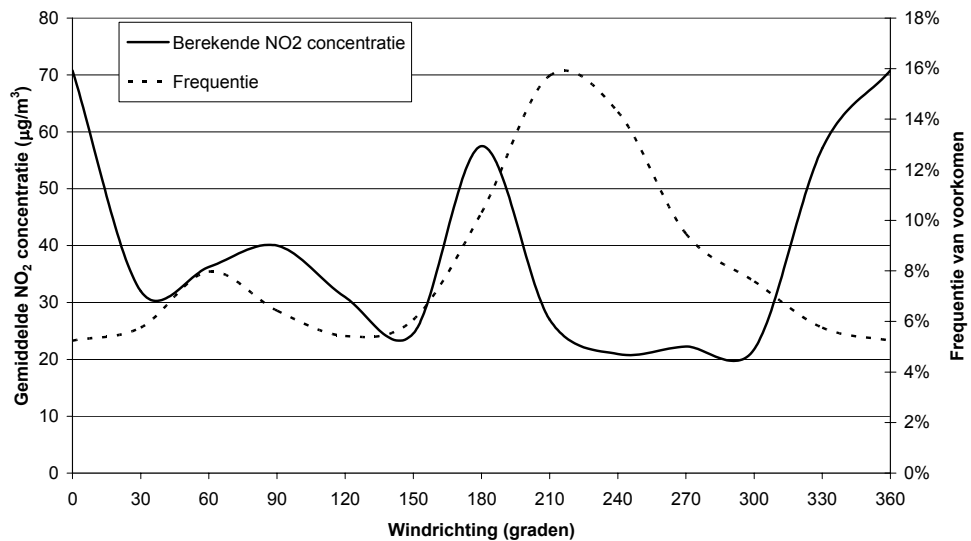
#### 3.2 Resultaten

De berekende  $\text{NO}_2$  en  $\text{PM}_{10}$  concentraties zijn geplot in Bijlage 1, Figuren 2 en 3. De zwarte stip geeft de locatie van de geplande speeltuin aan. De verwachte jaargemiddelde  $\text{NO}_2$  concentratie op de locatie van de speeltuin bedraagt  $34,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , ruim onder de wettelijke jaargemiddelde grenswaarde van  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . De bijdrage van de weg bedraagt derhalve  $11,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

De verwachte jaargemiddelde  $\text{PM}_{10}$  concentratie bedraagt  $36,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , dit komt overeen met een bijdrage van de weg van  $3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ook de jaargemiddelde  $\text{PM}_{10}$  concentratie is onder de wettelijke jaargemiddelde grenswaarde van  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

De concentraties ter plaatse van de speeltuin zijn betrekkelijk laag door de toevallige ligging van de weg en speeltuin. De A16 loopt in het studiegebied grofweg van noord naar zuid terwijl de overheersende windrichting grofweg zuid-west is. Als gevolg wordt de locatie van de speeltuin een substantieel deel van de tijd nauwelijks door de weg belast. Tijdens noorden wind of zuiden wind wordt de speeltuin echter direct door de weg belast en kunnen naar verwachting hoge concentraties voorkomen, dit is in onderstaande figuur geïllustreerd voor  $\text{NO}_2$ . In de figuur is het gepiekte karakter van de bijdrage van de weg op de locatie van de speeltuin duidelijk herkenbaar. De windrichtingen  $0^\circ$ ,  $180^\circ$  en  $330^\circ$  komen bij elkaar statistisch 21% van de tijd voor, bij deze windrichtingen komen volgens de berekeningen  $\text{NO}_2$  concentraties voor in de range  $55\text{-}70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .





*Frequentie van voorkomen van windrichtingen en op de locatie van de speeltuin berekende NO<sub>2</sub> concentratie als functie van de windrichting.*

Gezien de beperkte afmetingen van de overkapping hebben alle locaties last van bovenstaande effecten. Het is dan wellicht het beste om, indien er geen alternatief bestaat, de speeltuin zo ver mogelijk van de noord- en zuid randen van de A16 te plaatsen

### 3.3 Nauwkeurigheid en onzekerheid

Het RIVM gaat uit van een onzekerheid in de achtergrondconcentratie van ongeveer 25%. De onzekerheid in de met het TNO verspreidingsmodel berekende waarden is voor NO<sub>2</sub> ca. 30% (dit is modelonzekerheid, onzekerheden ten gevolge van meteo, omgeving, etc.). Als gevolg hiervan is de totale onzekerheid in de berekende NO<sub>2</sub> concentraties ca. 20% (7 µg/m<sup>3</sup>), dit is opgebouwd uit de kwadratische som van 25% van de *achtergrond* (24 µg/m<sup>3</sup>) en 30% van de berekende *bijdrage* (11 µg/m<sup>3</sup>) van de weg. De onzekerheid in de waarden voor de emissiefactoren binnen scenario's als RR is moeilijk te schatten maar is zeker niet te verwaarlozen. Evenzo moet rekening gehouden worden met onzekerheden in de verkeersintensiteit en andere relevante parameters.

In het onderhavige geval van berekening van concentraties *op* een overkapping van de weg zijn de onzekerheden in de resultaten groter dan normaal. Echter, zelfs als een fout in de berekende bijdrage van de weg wordt aangenomen van +45% dan blijven de totale jaargemiddelde NO<sub>2</sub> en PM<sub>10</sub> concentraties met 39,8 µg/m<sup>3</sup> en 37,4 µg/m<sup>3</sup> nog net binnen de grenswaarden. Omdat de bijdragen al onder conservatieve aannamen zijn berekend kan in alle redelijkheid worden verwacht dat de jaargemiddelde concentraties onder de wettelijke grenswaarden blijven.

Voor meer inzicht in de concentraties waarbij alle lokale details in rekening worden gebracht, is het sterk aan te bevelen voor de desbetreffende locaties aanvullend gedetailleerd onderzoek te doen, bijvoorbeeld met behulp van windtunnelsimulaties.

Een meer algemene beschouwing over bepaling van concentraties door metingen of berekeningen is te vinden in bijlage 2.

## 4. Conclusies

De verwachte jaargemiddelde NO<sub>2</sub> concentratie op de locatie van de speeltuin bedraagt 34,8 µg/m<sup>3</sup>. De verwachte jaargemiddelde PM<sub>10</sub> concentratie bedraagt 36,1 µg/m<sup>3</sup>. De berekende jaargemiddelde NO<sub>2</sub> en PM<sub>10</sub> concentraties zijn lager dan de wettelijke jaargemiddelde grenswaarden van 40 µg/m<sup>3</sup>.

Door de specifieke ligging van weg en speeltuin wordt de speeltuin slechts een beperkt deel van de tijd substantieel door de weg belast. Gedurende ca. 21% van de tijd wordt de speeltuin direct door de weg belast en worden NO<sub>2</sub> concentraties van 55-70 µg/m<sup>3</sup> verwacht.

## 5. Verantwoording

Naam en adres van de opdrachtgever:

Gemeente Breda

Namen en functies van de projectmedewerkers:

O. Weinhold Projectleider

J. Wesseling Projectmedewerker

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

juli 2002

Ondertekening:

Goedgekeurd door:

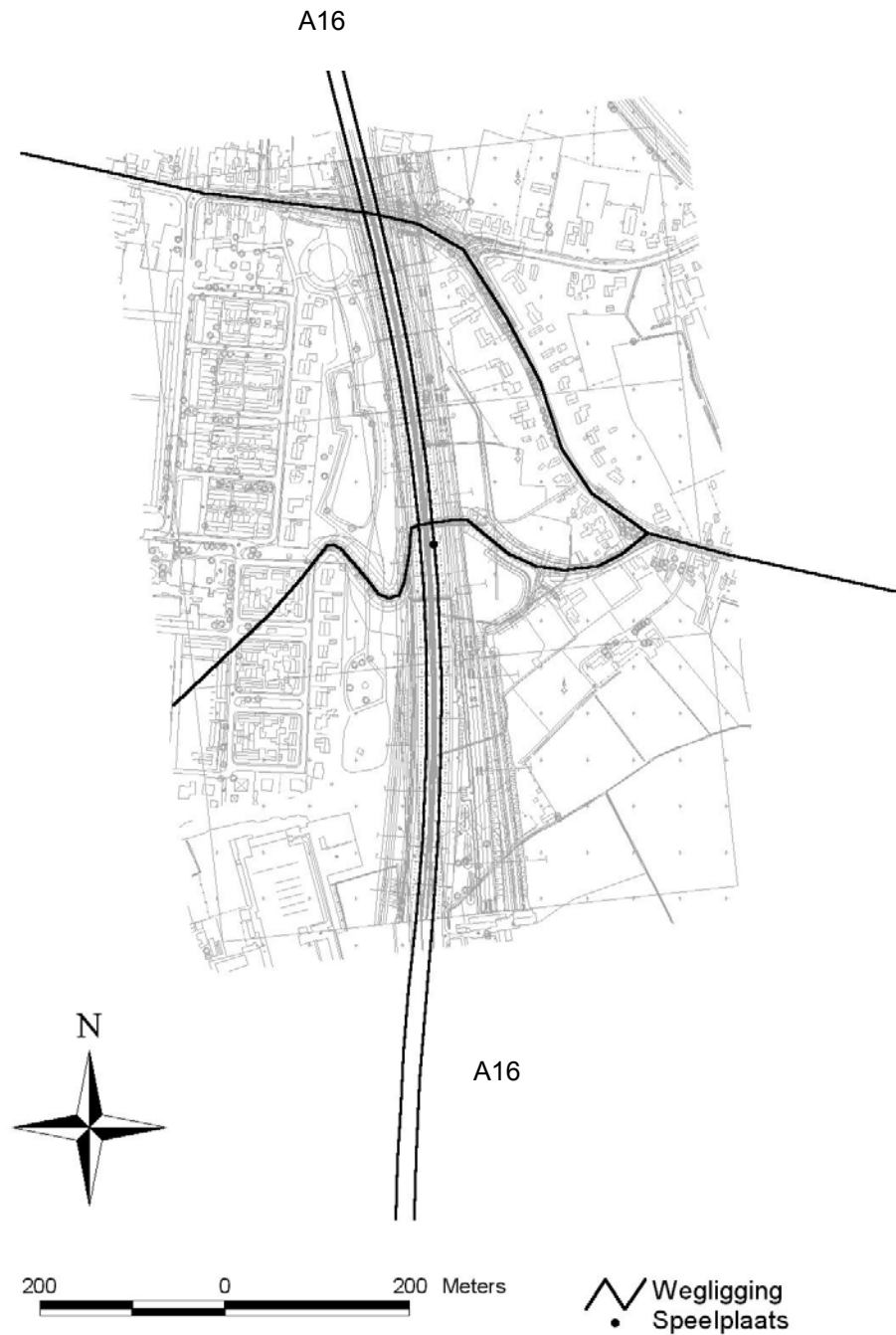


O. Weinhold Dipl. Met.  
Projectleider

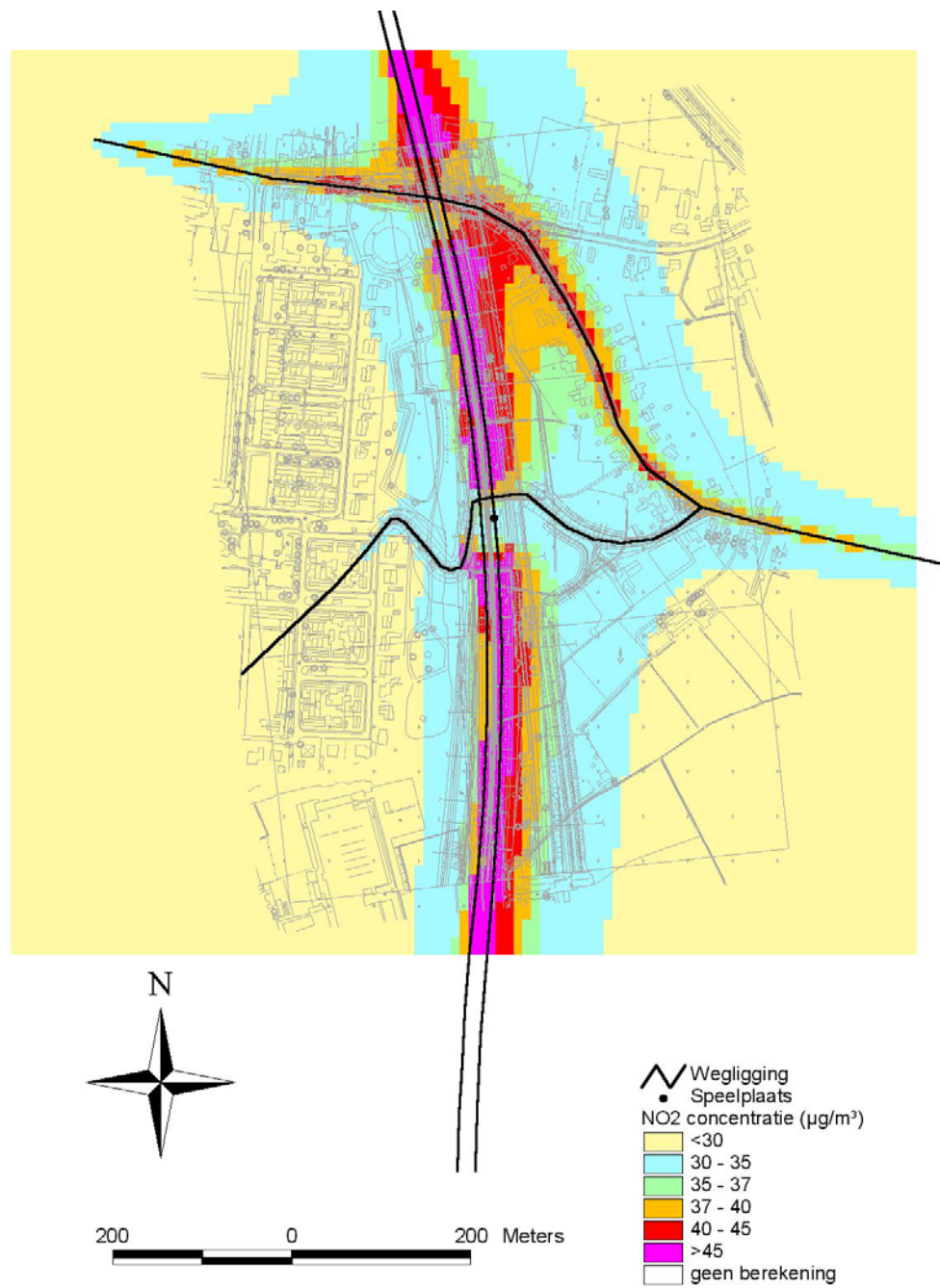


dr. M.P. Keuken  
Afdelingshoofd  
Milieukwaliteit en –analyse

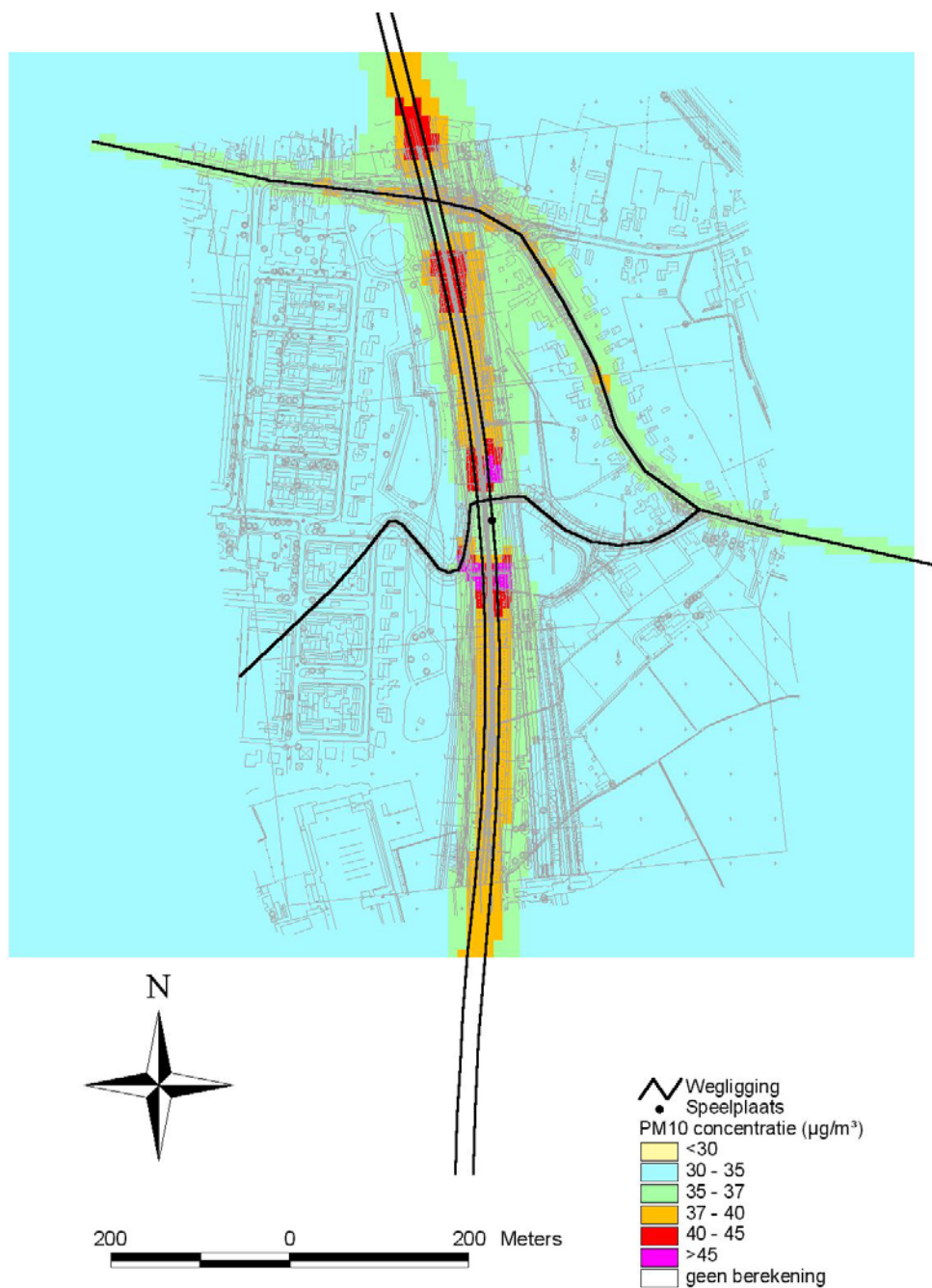
## Bijlage 1 Wegliging en berekende concentraties



*Figuur 1* Wegliging in het studiegebied.



Figuur 2 Berekende NO<sub>2</sub> concentraties voor het jaar 2010.



*Figuur 3*      *Berekende  $\text{PM}_{10}$  concentraties voor het jaar 2010..*

## Bijlage 2 Onzekerheden bij concentratieberekeningen

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. Deze bijlage beoogt de lezer meer inzicht in de onzekerheden te geven.

### Metingen

Metingen zijn vaak nauwkeuriger dan modelberekeningen. Maar ook bij bijvoorbeeld de nauwkeurigheid van 15% die door de nieuwe EU richtlijn voor NO<sub>2</sub> is voorgeschreven – beter is in de praktijk moeilijk haalbaar – is het onzeker of bij een meting van 35 µg/m<sup>3</sup> de grenswaarde van 40 µg/m<sup>3</sup> 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/m<sup>3</sup> wordt als geen overschrijding beschouwd, 41 µg/m<sup>3</sup> als wel een overschrijding.

### Modellen

Meetstations geven puntmetingen in de ruimte; in hoeverre de gemeten concentratie representatief voor andere locaties is kan meestal niet 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 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 zijn 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 verschui-



ving 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.

### **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, 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 en niet-kwantificeerbare elementen. De kwantificeerbare onzekerheden kunnen vaak niet nauwkeurig worden berekend, zodat het meestal weinig zin heeft de onzekerheidsmarge statistisch precies te definiëren. Het resultaat van een kwantitatieve schatting kan als de laagst mogelijke waarde van de totale onzekerheid wor-

worden beschouwd. Als bijvoorbeeld verschillende modellen voor de toekomstige regionale achtergrondconcentratie 10% uiteenliggen, kan deze 10% als ondergrens van de onzekerheid worden bestempeld. Wanneer, zoals vaak het geval is, de diverse modellen van dezelfde toekomstscenario's uitgaan, is de onzekerheid in de scenario's niet in de genoemde 10% verwerkt. Als gevolg van de tendens om basisgegevens, zoals emissiefactoren, in Europa te harmoniseren, lijkt het aandeel van de niet-kwantificeerbare onzekerheid eerder toe dan af te nemen. 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. Deze situatie doet zich vaak in MER-studies voor verkeerssituatie voor: de kwantitatieve schatting geeft dan een ruwe indicatie van de orde van grootte van de totale onzekerheid, maar de niet-kwantificeerbare onzekerheid kan van wezenlijk belang zijn.

### **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 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 waarde<sup>1</sup>, 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 rede-

---

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

lijkerwijs 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 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:

1. een expertschatting van mogelijke probleemsituaties;
2. standaardberekeningen als er mogelijke probleemsituaties zijn;
3. 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 beslisser niet echt geholpen. Daarentegen wordt de beslissing gemakkelijker wanneer de voorspelde concentratie op veilige afstand van de grenswaarde (b)lijkt te liggen.