Ministerie van Infrastructuur en Milieu

De lucht klaren

Over de relatie tussen verkeer, luchtkwaliteit en gezondheid en mogelijke aangrijpingspunten voor beleid

Kennisinstituut voor Mobiliteitsbeleid | KiM

Kennisinstituut
voor
Mobiliteitsbeleid

Inhoud

Samenvatting 7

1 Inleiding 12
1.1 Onderzoeksvragen 13
1.2 Aanpak, scope en doel 13

2 Luchtkwaliteit en gezondheid 14
2.1 Luchtkwaliteit in breder perspectief 14
2.2 Wat is bekend over de gezondheidseffecten van specifieke stoffen? 15
2.2.1 Fijnstof 15
2.2.2 Andere stoffen 17

3 Huidig luchtbeleid 19
3.1 EU/internationaal luchtbeleid 19
3.2 Nationaal luchtbeleid 20
3.3 Beleidsdiscussies binnen de EU 21

4 Emissies door verkeer 22
4.1 Bijdrage van verkeer aan NEC in 2013 22
4.2 Bijdrage verkeer aan verschillende groottefracties van fijnstof 23
4.3 Emissietrends 2004-2013 per modaliteit 24
4.4 Relatie met NEC-plafonds 25
4.5 Projecties verkeersemissies naar 2030 27
4.6 Verwachtingen omtrent methaanuitstoot (CH_4) van verkeer 28

5 Emissies van modaliteiten in het wegverkeer 29
5.1 Emissieverdeling binnen wegverkeer 29
5.2 Effect van Euronormen, verleden en toekomst 31
5.3 Schadelijkheid tussen modaliteiten vergeleken 33

6 Concentraties van stoffen in de lucht 35
6.1 Stand van zaken bij overschrijding grenswaarden NO_2 en PM_{10} 35
6.2 Relatie tussen emissies en concentraties 35
6.3 Huidige bijdrage van verkeer aan concentraties 36
6.3.1 Gemiddeld over Nederland 36
6.3.2 Bijdrage per wegmodaliteit 37
6.3.3 Verkeersdrukke locaties versus andere locaties 37
6.3.4 Samenstelling van fijnstof op verschillende locaties 38
6.4 Prognose concentratiewaarden tot 2030 39

7 Mogelijkheden voor emissieverlaging 41
7.1 Vier typen reductieopties 41
7.2 Reductiepotentieel 42
7.2.1 End-of-pipe-maatregelen 42
7.2.2 Volumereductie, energie-efficiëntie en brandstoftype 43
7.3 Kosten 44
7.4 Kosten voor verlaging concentraties 46

Kennisinstituut
voor
Mobiliteitsbeleid

8 Aangrijpingspunten en indicatoren voor beleid 47
8.1 Beleidsaangrijpingspunten emissies en concentraties 47
8.2 Nieuwe indicatoren voor beleid? 49

Summary 52

Literatuur 57

Bijlagen 61
Bijlage A Herkomst van en meetmethoden voor fracties binnen fijnstof 61
Bijlage B Bestaand beleid 63
Bijlage C Vergelijking emissies en concentraties; bijdrage verkeer 67
Bijlage D Maatschappelijke kosten van emissies 70
Bijlage E Potentieel van end-of-pipe maatregelen 71
Bijlage F Originele data van scenario's voor CO_2-reductie 73

Colofon 76

Kennisinstituut
voor
Mobiliteitsbeleid

Samenvatting

De sector verkeer is een grote uitstoter van gezondheidsschadelijke stoffen als NO_x, vluchtige organische stoffen en fijnstof. Hoe kleiner de fijnstofdeeltjes, hoe meer verkeer hieraan bijdraagt. De uitstoot van verkeer is de afgelopen jaren meer gedaald dan in andere sectoren. De dalingen komen vooral door het Europese beleid op dit gebied. De voor de Euro 6- en Euro VI-normen beschikbare technieken, zoals roetfilters en SCR-katalysatoren, zijn zeer effectief. Als deze technieken goed en blijvend worden toegepast, kunnen ze de uitstoot, en de concentraties van stoffen in de lucht, ook in de toekomst verder terugbrengen. Hiernaast zijn in de binnenvaart en zeescheepvaart nog goedkope technische maatregelen mogelijk. Omdat de concentratie van stoffen in de lucht mede wordt bepaald door de uitstoot in het buitenland en door de vorming van stoffen in de lucht, liggen ook oplossingen in andere sectoren dan (binnenlands) verkeer voor de hand. Er is nog geen beleid dat zich richt op het slijtagestof van het wegverkeer, waaronder metalen uit banden en remmen. Er zijn aanwijzingen van schadelijkheid van dit slijtagestof, al zijn de echte gezondheidseffecten nog niet goed bekend.

Het beleid gericht op de verbetering van de luchtkwaliteit, komt in een volgende fase. De huidige beleidsdoelen, op basis van Europese emissiequota en maximale concentraties van stoffen in de lucht, worden in Nederland inmiddels vrijwel allemaal gehaald. Het ministerie van IenM werkt op dit moment aan een visie op het toekomstige beleid, zowel generiek als voor specifieke sectoren. Hierbij komt gezondheid meer centraal te staan, zoals het kabinet in zijn 'Aanpak modernisering milieubeleid' van maart 2014 heeft aangekondigd.

In deze publicatie gaat het Kennisinstituut voor Mobiliteitsbeleid (KiM) in op de relatie tussen luchtkwaliteit en verkeer. Verkeer is een grote uitstoter van sommige stoffen waarvan bekend is dat ze schadelijk zijn voor de volksgezondheid.

Deze studie geeft globaal inzicht in de huidige en toekomstige bijdrage van verkeer aan de emissies en de concentraties van stoffen in de lucht. Hiernaast gaat de studie in op de gezondheidseffecten van deze stoffen, wat hierover bekend is, en op de vraag hoe en in welke mate emissies door het verkeer (kosteneffectief) kunnen worden verminderd. De sector 'verkeer' wordt hier breed opgevat: behalve wegverkeer, binnenvaart, luchtvaart en spoor verstaan we hieronder ook mobiele machines in de (land)bouw en dergelijke. Voor de zeevaart kijken we alleen naar de bijdrage aan de concentraties in de lucht; de emissies blijven buiten beschouwing omdat deze in de Europese emissiequota niet meetellen. Met deze studie wil het KiM het ministerie van IenM voeding geven voor haar visievorming over het toekomstig luchtkwaliteitsbeleid en specifiek de rol van het verkeer daarbij.

Luchtbeleidsdoelen binnen bereik

Nederland haalt de vier nationale emissiequota (NEC, *national emission ceilings*) voor SO_2, NO_x, NMVOS en NH_3 die gelden voor de periode 2010-2019. De quota begrenzen de uitstoot binnen Nederland van elke stof tot een bepaald aantal kilotonnen per jaar. Daarnaast zijn er Europese normen voor de maximale concentratie van stoffen in de lucht, gemeten in microgram per kubieke meter lucht; deze gelden per jaar of per dag. Ook deze concentratienormen worden in Nederland bijna allemaal gehaald. Wel is er nog een beperkt aantal overschrijdingen op het gebied van NO_2 en fijnstof (PM_{10}). De overschrijdingen van de NO_2-concentratienorm komen vooral voor bij binnenstedelijke wegen in de Randstad met veel verkeer. Bij fijnstof zijn vooral industrie en intensieve landbouw nog een bron van overschrijding.

Dat de huidige wettelijke grenzen worden gehaald, betekent niet dat er geen gezondheidsschade meer is. Over het algemeen bestaan er geen drempelwaarden waaronder een bepaalde stof geen gezondheidseffect meer oplevert. Bij het vaststellen van de concentratienormen en de emissiequota in de EU is een politieke afweging gemaakt die ook rekening houdt met andere effecten dan alleen gezondheid, zoals economische effecten.

Verwacht wordt dat in de EU de concentratienormen weer ter discussie komen te staan. De Europese Commissie wil op termijn de advieswaarden van de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) realiseren, die in bijna alle gevallen strenger zijn dan de huidige Europese concentratienormen.
De emissiequota staan al ter discussie. De Europese Commissie heeft in 2013 voorstellen gedaan voor enerzijds de aanscherping van de bestaande NEC-plafonds voor NO_x, NH_3, SO_2 en niet-methaan vluchtige organische stoffen (NMVOS) en anderzijds de instelling in 2020 en 2030 van twee nieuwe plafonds, namelijk voor $PM_{2,5}$ en CH_4.

Huidige bijdrage van verkeer

De sector 'verkeer' veroorzaakt relatief veel emissies van NO_x, NMVOS en fijnstof. Deze is zelfs de grootste bron van NO_x-uitstoot in Nederland. Binnen de sector is het wegverkeer de grootste bron, en hierbinnen vooral de personen-, vracht- en bestelauto's. Bij fijnstof geldt: hoe kleiner de deeltjes, hoe meer het verkeer bijdraagt aan de totale uitstoot. Aan de emissies van $PM_{2,5}$ draagt het verkeer circa 40% bij, aan die van ultrafijnstof ($PM_{0,1}$) meer dan 90%. Dit is een belangrijk aandachtspunt, omdat de gezondheidseffecten per deeltjesgrootte lijken te verschillen (zie hieronder).

Aan de gemiddelde concentratie van NO_2 in de lucht draagt het binnenlands verkeer momenteel voor 40% bij. De bijdrage aan de concentraties PM_{10} en $PM_{2,5}$ is geringer, circa 10%. Bepaalde fracties van fijnstof, zoals metalen (afkomstig van slijtage van banden en remmen), roet en ultrafijnstof, hebben een grote correlatie met het wegverkeer en komen langs drukke wegen sterk geconcentreerd voor. Met de afstand tot de weg nemen de concentraties hiervan snel af.

Gezondheidseffecten verbonden aan verkeer

Inademing van fijnstof, NO_2 en NMVOS – stoffen waaraan verkeer een substantiële bijdrage levert – kan leiden tot ziekte en vroegtijdige sterfte. Deze stoffen kunnen ook leiden tot een reactie in de lucht waarbij andere gezondheidsschadelijke stoffen ontstaan, zoals ozon of secundair fijnstof. Fijnstof is een mengsel waarvan de componenten een verschillend gezondheidseffect kunnen hebben. Daarbij spelen deeltjesgrootte en chemische eigenschappen een rol. Hoe kleiner de deeltjes, hoe makkelijker ze aan de beschermingsmechanismen van het menselijk lichaam kunnen ontsnappen en hoe makkelijker toxische deeltjes in de lucht eraan kunnen hechten. Eén van de schadelijker fracties binnen fijnstof is roet, dat ontstaat bij verbrandingsprocessen. Waarschijnlijk zijn het vooral de aan roet verbonden stoffen die schadelijk zijn.

Omdat roet deels ultrafijn is, kan het diep in de longen doordringen en zo tot gezondheidsproblemen leiden. Ook voor het slijtagestof, waaronder metalen uit banden en remmen, en het ultrafijnstof afkomstig van het verkeer zijn er aanwijzingen van schadelijkheid, al zijn de echte gezondheidseffecten nog niet goed bekend. Ultrafijnstofdeeltjes zijn zo klein dat ze ook via de longen in de bloedbaan kunnen doordringen en zo andere organen kunnen bereiken. Doordat het oppervlak van ultrafijnstofdeeltjes relatief groot is, hebben toxische stoffen in de lucht meer mogelijkheden om zich eraan te hechten. Naar de gezondheidsrisico's van aldehyden, die in verband worden gebracht met de toepassing van biobrandstoffen, loopt een Europees onderzoek. Maar van een groot aantal andere stoffen in de lucht zijn de gezondheidseffecten nog niet onderzocht; hierover bestaat geen literatuur.

Er is weinig bekend over de specifieke gezondheidseffecten per vervoermiddel of modaliteit. Is het bijvoorbeeld ongezonder om emissies in te ademen van een brommer of van een auto? Beide stoten een mengsel aan stoffen uit. De kennis over de mate van blootstelling aan stoffen en over de daaruit volgende gezondheidseffecten ontbreekt grotendeels. Een complicerende factor is dat er ook binnen modaliteiten grote verschillen zijn in uitstootmengsels, al naar gelang het gebruikte type brandstof, het type motor, de Euroklasse, de ouderdom van het vervoermiddel, het opvoeren (bij brommers) en dergelijke.

Toekomstverwachtingen verkeersemissies en effect op concentraties

De emissies van verkeer van stoffen waarvoor nationale emissieplafonds bestaan zijn bij huidig beleid aan het dalen. De dalingen bij de verkeerssector zijn over het algemeen groter dan bij andere sectoren die onder de NEC-plafonds vallen. De SO_2-emissie door verkeer is al laag. De daling bij de andere stoffen treedt vooral op bij het wegverkeer, met de Europese uitlaatemissienormen voor wegvoertuigen als grootste drijvende kracht. Deze normen gelden voor nieuwe wegvoertuigen en dringen door sloop en

vervanging van oudere voertuigen geleidelijk door in het totale wagenpark. Onder invloed van de Euronormen worden nieuwe dieselauto's (personen-, vracht-, bestel-) uitgerust met roetfilters die zeer effectief zijn om de uitstoot van fijnstof te verminderen. De concentratie van $PM_{2,5}$ komt in 2030 naar verwachting in de buurt van de WHO-advieswaarde, die de helft lager ligt dan de huidige Europese norm. Voorwaarde is wel dat roetfilters niet uit de auto's worden verwijderd. De APK ziet hier nu niet op toe. Met de nieuwe Euro VI-norm worden vrachtwagens voor NO_x een factor tien schoner. Bij personenauto's en bestelauto's is de Euro 6-norm minder effectief om de NO_x-uitstoot te beperken, omdat de praktijkemissies op de weg sterk afwijken van de normemissies. Er loopt een Europees beleidsproces om een nieuwe testprocedure in te voeren. Het is nog onzeker wat hiervan het effect zal zijn. In Nederland is het aandeel dieselauto's in het personenautopark relatief beperkt ten opzichte van dat in de buurlanden.

De meest recente Euronormen voor wegvoertuigen bevatten ook een norm voor het aantal deeltjes (*particle number*, PN) dat uit de uitlaat komt. Deze norm beperkt vooral de uitstoot van ultrafijnstof, omdat dat in aantallen de grootste bijdrage levert aan fijnstof. Roet is een belangrijke component van ultrafijnstof. De PN-norm is te halen met een geavanceerd roetfilter. Verwacht wordt dat, als gevolg van de PN-norm, de roetconcentratie in Nederland het komende decennium zal halveren. Het wegverkeer levert dan net zo'n grote bijdrage aan de roetconcentratie in de steden als de houtstook bij huishoudens.

De slijtage-emissies van het wegverkeer worden met de huidige normen niet aangepakt en stijgen naar verwachting licht, in gelijke tred met de groei van het verkeer. Bij voortzetting van de huidige trend is slijtagestof over een paar jaar een grotere bron van (primair) fijnstof dan de verbrandingsprocessen in voertuigen.

De Euronorm voor brommers wordt in 2017 aangescherpt. Verwacht wordt dat tweetaktbrommers, die relatief veel vluchtige organische stoffen uitstoten, deze norm niet kunnen halen. Viertaktbrommers, die in principe wel aan de eisen kunnen voldoen, zullen onder de aangescherpte norm veel schoner worden dan de huidige generatie brommers. Vooral de uitstoot van fijnstof en ultrafijnstof van brommers zal sterk gaan dalen. Momenteel dragen brommers binnen de stad enkele procenten bij aan de concentraties van fijnstof en NO_x van het wegverkeer.

Mogelijke reductiemaatregelen in de verkeerssector

De technieken die beschikbaar zijn voor de huidige Euro 6- en Euro VI-normen (voor personen-, bestel-, vrachtauto's en bussen), zijn zeer effectief om de uitstoot van NO_x en fijnstof, inclusief ultrafijnstof, door het wegverkeer terug te brengen. Het gaat hierbij vooral om roetfilters en SCR-katalysatoren. Er is geen zicht op technieken die voorbij Euro 6 en Euro VI nog een significante reductie mogelijk maken, voor zover die al gewenst zijn gezien de grote effectiviteit van de huidige beschikbare maatregelen. Voor de emissiereductie is het vooral van belang de huidige beschikbare technieken goed en blijvend toe te passen. Dit kan onder andere door een betere testcyclus bij personenauto's, zodat de emissies in de praktijk (blijvend) voldoen aan de norm, het controleren op de verwijdering van roetfilters en het zorgen voor regelmatige aanvulling van de speciale vloeistof die nodig is voor de werking van SCR-katalysatoren. Bij brommers stimuleren de toekomstige Euronormen een (verdere) verschuiving van tweetakt- naar viertakt- en elektrische brommers.

De goedkoopste overblijvende technische reductiemaatregelen zijn te vinden bij de binnenvaart – waar nog weinig SCR wordt toegepast – en zeescheepvaart. Het verminderen van scheepvaartemissies heeft effect op de buitenluchtconcentraties op land.

Er zijn ook andere mogelijkheden dan motortechniek om de uitstoot van vervuilende stoffen naar de lucht te beperken. Denk aan efficiëntie in het vervoer, logistieke oplossingen en minder autogebruik.

Het is onzeker of het onderdeel mobiliteit van het SER Energieakkoord niet alleen kan leiden tot de reductie van CO_2 maar ook tot die van NO_x en PM_{10} in de verkeerssector. Dit hangt sterk af van de manier waarop het CO_2-doel wordt gehaald. Bij toepassing van alternatieve aandrijfsystemen, zoals elektrische voertuigen, kan een sterke reductie optreden van NO_x en fijnstof, tot wel 50%. Bij toepassing van biobrandstoffen is er nauwelijks effect op NO_x en fijnstof. Substantiële effecten van het SER Akkoord op de luchtkwaliteit, zoals grote aantallen alternatieve voertuigen, zijn pas na 2030 te verwachten.

Beleidsaangrijpingspunten en (nieuwe) indicatoren

Emissieplafonds versus concentraties in de lucht

De beleidsaangrijpingspunten voor het halen van nationale emissiequota en concentratienormen verschillen op onderdelen. Emissiereducties in Nederland heeft soms maar een beperkt effect op de concentratie van een stof in de lucht. Dat komt doordat die concentratie ook wordt bepaald door buitenlandse bronnen en door de secundaire vorming van stoffen uit andere stoffen.

Voor het halen van de NEC-emissieplafonds voor 2030 die de Europese Commissie voorstelt, ligt in Nederland emissiereductie in andere sectoren meer voor de hand dan in de verkeerssector. Dit komt omdat in andere sectoren goedkopere maatregelen te vinden zijn. Een uitzondering is de toepassing van SCR-katalysatoren in de binnenvaart, die relatief goedkoop is en waarmee nog een groot effect te behalen is. Dit is de enige verkeersmaatregel die is meegenomen in de recente kostenbatenanalyse (KBA) door het PBL van de voorgestelde emissieplafonds. Deze KBA heeft een positieve uitkomst (Smeets et al., 2015). Als zeevaartemissies mee zouden tellen in de nationale plafonds, conform het voorstel van de Europese Commissie, zouden ook hier nog kosteneffectieve maatregelen te vinden zijn.

De grootste maatschappelijke baten in de KBA komen van reducties die in het buitenland worden gerealiseerd, onder invloed van de daar geldende emissieplafonds. Dit type luchtbeleid, op basis van emissieplafonds per EU-lidstaat, is voor Nederland dus kosteneffectief omdat het Europees wordt gevoerd; emissiereductie alleen in Nederland is dat mogelijk niet.

Voor een verlaging van de fijnstofconcentratie in Nederland wordt een vermindering van de uitstoot van NO_x en NH_3 (in binnen- en buitenland) als de meest effectieve manier gezien, effectiever dan een vermindering van het rechtstreeks uitgestoten fijnstof. Dit geldt niet specifiek voor verkeer. NO_x en NH_3 veroorzaken secundair fijnstof, dat een achtergrondconcentratie vormt van fijnstof in Nederland. Secundair fijnstof vormt momenteel ongeveer één derde van de totale fijnstofmassa.

Geografisch schaalniveau van beleidsmaatregelen

De Europese uitlaatemissienormen richten zich op de emissies van *nieuwe* voertuigen in Europa; ze werken vertraagd door in het totale Europese wagenpark. Voor rechtstreekse effecten op het *bestaande* park zijn nationaal of decentraal beleid beter geschikt, bijvoorbeeld fiscaal beleid, subsidies, het instellen van milieuzones en dergelijke.

Maatregelen die plaatselijk worden getroffen voor emissiereductie (bijvoorbeeld verkeersomleiding of een plaatselijke snelheidsbeperking) hebben maar weinig invloed op de concentratie van PM_{10} en $PM_{2,5}$. Op de concentratie van ultrafijnstof ($PM_{0,1}$) en roet langs de betreffende wegen kunnen ze een groter effect hebben, omdat die sterker zijn gecorreleerd aan het verkeer op die wegen. De gezondheidswinst van dit type maatregelen betreft dus vooral personen die direct in de buurt van deze wegen verblijven.

Nieuwe stoffen of fracties van stoffen

Slijtagestof van het wegverkeer, waaronder metaaldeeltjes afkomstig van banden en remmen, worden met de bestaande uitlaatemissienormen niet aangepakt. Ze tellen wel mee in de nationale emissieplafonds. De omvang is gerelateerd aan de verkeersomvang en stijgt licht. Gezondheidseffecten zijn nog niet goed bekend.

Er is behoefte aan een goede probleembeschrijving voor slijtage-emissies, zowel de omvang van de emissies als de gezondheidseffecten. Over oplossingsrichtingen voor vermindering van de slijtage-emissies is nog weinig nagedacht.

Er zijn literatuurbronnen die pleiten voor specifiek beleid voor roet. De nieuwe eisen die de Euronormen stellen op het gebied van deeltjesaantallen (PN), komen hieraan al tegemoet.

We zijn in de literatuur geen nieuwe stoffen tegengekomen die buiten de huidige regulering vallen en wel dringend om regulering vragen. Hierbij geldt de kanttekening dat de gezondheidseffecten van veel stoffen in de lucht überhaupt niet zijn onderzocht. De WHO acht de huidige kennis over ultrafijnstof nog onvoldoende om een veilige concentratiewaarde te bepalen. Er loopt momenteel Europees onderzoek naar aldehyden, omdat biobrandstof steeds vaker wordt toegepast. Aldehyden vallen onder NMVOS en hebben specifieke gezondheidseffecten.

In de literatuur zijn evenmin pleidooien gevonden om onderdelen van de huidige regulering te laten vervallen. De WHO pleit er expliciet voor om de concentratienormen voor zowel PM_{10} als $PM_{2,5}$ in stand te houden, omdat de mogelijke gezondheidseffecten van het grove en het fijne deel van fijnstof van elkaar verschillen.

1 Inleiding

De tijd dat de Raad van State bouwprojecten stil legde omdat de normen voor luchtkwaliteit werden overschreden, ligt ver achter ons. De concentraties van fijnstof en NO_2 – twee stoffen die voor luchtkwaliteitsproblemen zorgen – dalen in Nederland al jaren. In het grootste deel van Nederland liggen de (berekende) concentraties fijnstof en NO_2 inmiddels onder de Europese grenswaarden. Bij andere stoffen, zoals CO en benzeen, liggen de concentraties zelfs ver onder de Europese grenswaarde. Nederland voldoet sinds 2011 ook aan de vier nationale emissieplafonds die de Europese Unie sinds 2010 stelt voor stikstofoxiden, ammoniak, zwavel-dioxide en niet-methaan vluchtige organische stoffen.

De Europese emissieplafonds en concentratienormen hebben als doel het verbeteren van de luchtkwaliteit. De luchtkwaliteit heeft effect op zowel de volksgezondheid als de natuur en de ecosystemen. Het halen van de wettelijke grenzen betekent niet dat er geen gezondheidsschade meer is. Bij het vaststellen van die grenzen is een politieke afweging gemaakt die ook rekening houdt met andere effecten dan alleen gezondheid, zoals economische effecten.

Verkeer is voor veel stoffen die in het luchtkwaliteitsbeleid een rol spelen, een relatief grote uitstoter. De overschrijdingen van de NO_2-normen die zich nog voordoen, zijn bijna allemaal verkeersgerelateerd: ze komen vooral voor in de Randstad, bij binnenstedelijke wegen met veel verkeer. Tegelijk zorgt bestaand beleid ervoor dat de luchtvervuilende emissies van verkeer dalen. Over het algemeen gebeurt dit in een hoger tempo dan in andere sectoren.

Het Europese luchtkwaliteitsbeleid blijft in beweging. De Europese Commissie heeft in 2013 en 2015 voorstellen gedaan voor nieuwe nationale emissieplafonds in de periode na 2020, wanneer de huidige nationale plafonds aflopen. Ook over de concentratiegrenswaarden valt binnenkort binnen de Europese Unie (EU) een discussie te verwachten: moeten deze worden aangescherpt en in lijn worden gebracht met de aanbevelingen van de Wereldgezondheidsorganisatie? Zijn er nog 'nieuwe' stoffen in het vizier gekomen die negatieve gezondheidseffecten hebben, maar tot nu toe om een of andere reden buiten de regulering zijn gebleven?

Het luchtkwaliteitsbeleid bestaat niet alleen maar uit Europese normstelling. Nederland heeft ook eigen beleid ontwikkeld om aan de Europese normen te kunnen voldoen, zoals het Nationale Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit waarin overheden samenwerken, fiscaal beleid en subsidies voor een schoner wagenpark. Het kabinet heeft recent aangegeven het milieubeleid te willen moderniseren en daarin gezondheid centraal te willen stellen.

1.1 Onderzoeksvragen

Tegen de hierboven geschetste achtergrond is het Directoraat-generaal Milieu en Internationaal (DGMI) van het ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM) bezig met visievorming op het gebied van het luchtkwaliteitsbeleid in de sector verkeer en vervoer voor de periode na 2020.

De afdeling Voertuigemissies en Brandstoffen van DGMI heeft het KiM gevraagd op een rij te zetten wat er bekend is over de relatie tussen verkeersemissies, luchtkwaliteit en mogelijke gezondheidseffecten, en daarbij ook eventuele 'nieuwe' stoffen te betrekken waarvoor nu nog geen beleid bestaat.

In deze publicatie worden de volgende onderzoeksvragen behandeld:

- Wat zijn gezondheidseffecten van verkeersgerelateerde stoffen, zowel de gereguleerde als de (nog) niet-gereguleerde?
- Wat is de bijdrage van het nationaal verkeer aan de uitstoot en de concentraties van luchtvervuilende stoffen ten opzichte van andere Nederlandse sectoren?
- Wat zijn (technische) mogelijkheden om de bijdrage van het nationale verkeer aan de luchtvervuilende emissies en concentraties te verminderen? In hoeverre kan worden meegelift met de nationale doelen voor CO_2-reductie voor verkeer?
- Wat zijn mogelijke aangrijpingspunten en indicatoren voor (toekomstig) beleid?

1.2 Aanpak, scope en doel

De bovengenoemde onderzoeksvragen zijn beantwoord aan de hand van bestaande literatuur en nationale databases van CBS en Emissieregistratie. Een eerdere versie van dit rapport is besproken in een sessie met experts van binnen en buiten IenM.

'Nationaal verkeer' is in deze notitie ruim opgevat. We verstaan hieronder alle mobiele bronnen in Nederland, dus wegverkeer, binnenvaart, railverkeer, maar ook mobiele machines in de (land)bouw, zoals tractoren en graafmachines. Zeevaartemissies daarentegen blijven buiten beschouwing. Dit is conform de methodiek van de Europese richtlijn voor nationale emissieplafonds (*national emission ceilings*, NEC), die de zeevaartemissies ook niet meetelt in de nationale emissies. Wel wordt aandacht besteed aan de bijdrage die de zeevaart levert aan de buitenluchtconcentraties op land en aan manieren om de zeevaartemissies te reduceren (in vergelijking tot emissiereducties op land).

Op verzoek van de afdeling Voertuigemissies en Brandstoffen van DGMI is extra aandacht besteed aan de bijdrage van bromfietsen aan de emissies/concentraties en de gezondheidseffecten daarvan. Voor de vervuiling door bromfietsen bestaat een grote maatschappelijke belangstelling. Zie bijvoorbeeld de discussie over de wenselijkheid om snorfietsen van het fietspad te weren omwille van de veiligheid én de gezondheid van fietsers.

De hoofdlijnen zijn belangrijker dan de details. Deze publicatie van het KiM heeft tot doel een *globaal* overzicht te geven van de relatie tussen verkeer, luchtkwaliteit en gezondheid. Hiermee beogen we de kennisbasis te versterken van waaruit beleidsafdelingen van IenM verder kunnen nadenken over toekomstig luchtkwaliteitsbeleid op het gebied van verkeer.

2 Luchtkwaliteit en gezondheid

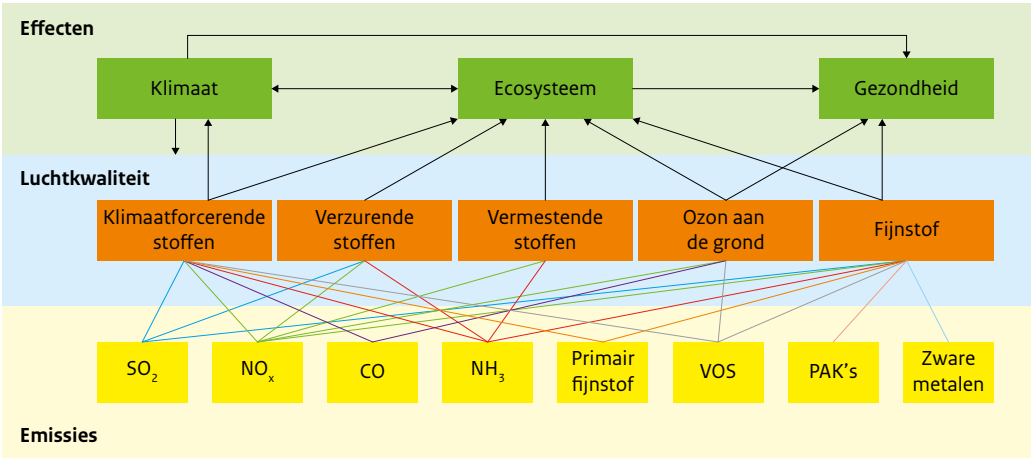
In dit hoofdstuk staat de vraag centraal wat er bekend is over de gezondheidseffecten van stoffen die een relatie hebben met verkeer. Het gaat zowel om stoffen die in het huidige luchtbeleid al worden gereguleerd, als om 'nieuwe' stoffen, die (nog) niet onder de regulering vallen.

2.1 Luchtkwaliteit in breder perspectief

De reden voor het voeren van luchtkwaliteitsbeleid zijn de negatieve effecten van bepaalde chemische stoffen in de lucht op de volksgezondheid, op ecosystemen en op het klimaat. Gezien de onderzoeksvraag richten we ons in dit rapport op de effecten die de luchtkwaliteit op de gezondheid heeft.

Chemische stoffen in de lucht vormen een complex mengsel; zie figuur 2.1. Vaak is er sprake van een interactie tussen stoffen die nieuwe stoffen of effecten oplevert. Zo wordt ozon gevormd uit stikstofoxiden (NO_x), reageert ozon met NO tot NO_2 en wordt uit NO_x, onder invloed van zonlicht, fijnstof gevormd. Fijnstof is een verzamelbegrip: het bestaat uit alle vaste en vloeibare deeltjes die in de lucht zweven, waarbij het woord 'fijn' naar de deeltjesgrootte verwijst.[1] Zowel fijnstof als ozon en NO_2 hebben een effect op de gezondheid.

Figuur 2.1 Effecten van emissies van luchtvervuiling. *Bron: EEA (2011).*



[1] Vaak geldt een deeltjesgrootte van 10 micrometer als bovengrens. Een andere benaming voor fijnstof is PM_{10}, waarbij PM verwijst naar *particulate matter*, en '10' naar de maximale deeltjesdiameter in micrometer. Een fijnere fractie van fijnstof is bijvoorbeeld $PM_{2,5}$: deeltjes met een maximale diameter van 2,5 micrometer.

<< Terug naar inhoud

Van alle ziektelast in Nederland is circa 4% milieugerelateerd (Hänninen & Knol, 2011; bewerkt in RIVM, 2013b). Ter vergelijking: dit is ongeveer evenveel als de ziektelast van te weinig lichaamsbeweging. De ziektelast van roken is circa 13%. Ziektelast betreft zowel verloren levensjaren door sterfte als verloren gezonde levensjaren.

Van de milieugerelateerde ziektelast werd in 2004/2005 in Nederland drie kwart veroorzaakt door luchtverontreiniging (Hänninen & Knol, 2011; bewerkt in RIVM, 2013b). Deze luchtverontreiniging wordt veroorzaakt door vele bronnen, waarvan verkeer er één is. Gezondheidseffecten die optreden, zijn bijvoorbeeld een vergrote kans op hart- en vaatziekten, irritatie van de luchtwegen, het verergeren van luchtwegklachten en vroegtijdige sterfte.

Hänninen & Knol merken fijnstof aan als schadelijkste component van luchtvervuiling, op grote afstand gevolgd door ozon. Het effect van ozon op de ziektelast is in Nederland ongeveer 1% van dat van fijnstof (RIVM, 2013b). NO_2 is in de betreffende studie niet apart meegenomen, maar meegeteld binnen het gezondheidseffect van fijnstof en ozon.

In principe geldt hoe lager de concentratie van luchtvervuilende stoffen in de lucht, hoe beter het is voor de gezondheid. Er bestaan over het algemeen geen drempelwaarden waaronder geen negatieve gezondheidseffecten meer optreden.

De relatie tussen de concentratie van luchtvervuilende stoffen in de lucht en gezondheidseffecten is overigens niet vanzelfsprekend evenredig. Verschillende disciplines vinden verschillende effecten. Zo kijken epidemiologen terug in de tijd en zien de huidige effecten van stoffen die jaren geleden zijn uitgestoten, terwijl de samenstelling van het luchtmengsel inmiddels is veranderd. Toxicologen kijken naar de effecten van specifieke componenten. Beide typen kennis – epidemiologisch en toxicologisch – zijn belangrijk om de gezondheidseffecten in beeld te krijgen, evenals kennis over de samenstelling van het luchtmengsel.

2.2 Wat is bekend over de gezondheidseffecten van specifieke stoffen?

Door de interacties tussen stoffen is het moeilijk aan te geven welke gezondheidsrisico's afzonderlijke emissies van stoffen opleveren. Een stof kan een direct maar ook een indirect gezondheidseffect hebben. Hieronder gaan we in op de effecten van verschillende stoffen.

2.2.1 Fijnstof

Fijnstof is de verzameling van alle vaste en vloeibare deeltjes die in de lucht zweven, waarbij het woord 'fijn' naar de deeltjesgrootte verwijst. Fijnstof draagt bij aan het risico van het ontwikkelen van morbiditeit (ziekte), waaronder hart- en vaatziekten, ademhalingsziekten en longkanker, en van mortaliteit (sterfte) (WHO, 2014). Er is geen veilige dosis van fijnstof (WHO, 2013; RIVM, 2013b). Diverse studies wijzen bij fijnstof op een vrijwel lineair verband tussen concentraties en gezondheidseffecten (WHO, 2013). In Nederland schat het RIVM het gezondheidseffect van fijnstof in op een levensduurverkorting van negen maanden.

Fijnstof is een verzamelterm. Niet alle fracties binnen fijnstof zijn even schadelijk voor de gezondheid (RIVM, 2013b). Fijnstof kan op verschillende manieren worden ingedeeld:

1. Naar deeltjesgrootte, bijv. PM_{10}, $PM_{2,5}$, $PM_{0,1}$, $PM_{2,5\text{-}10}$ enzovoort. Hierbij geeft het getal de doorsnede van de deeltjes in micrometers aan. $PM_{2,5\text{-}10}$ duidt dus op deeltjes met een doorsnede tussen 2,5 en 10 micrometer.
2. Primair versus secundair fijnstof. Secundair fijnstof wordt gevormd uit andere (gasvormige) stoffen, zoals SO_2, NO_x, NH_3 en VOS.
3. Verbrandingsgerelateerde deeltjes versus slijtagedeeltjes (in het Engels: *exhaust* versus *non-exhaust particles*).

Onderscheid naar deeltjesgrootte

Hoewel een zeer strikte scheiding niet te maken is, wordt $PM_{2,5}$ vooral verantwoordelijk gehouden voor de effecten op hart- en vaatziekten (Brook et al., 2010) en de fijnstofdeeltjes tussen 2,5 en 10 micrometer vooral voor die op de ademhaling, inclusief een toename van het aantal ziekenhuisopnamen en van sterfte als gevolg daarvan (Brunekreef & Forsberg, 2005). Deze verschillen komen ten minste deels door de verschillende manier waarop deeltjes met verschillende groottes in het menselijk lichaam binnenkomen en verschillen in biologische mechanismes die een rol spelen (WHO, 2013).

Het valt niet precies te zeggen welke deeltjesgrootte de grootste gezondheidsrisico's oplevert. Hoewel het aantal studies over de effecten van fijnstof toeneemt, zijn er bijvoorbeeld nog maar weinig studies gedaan naar langetermijneffecten van de grovere fijnstofdeeltjes ($PM_{2,5-10}$). Toxicologische studies lijken aan te geven dat een kortetermijnblootstelling aan het grovere fijnstof even toxisch kan zijn als die aan $PM_{2,5}$ (WHO, 2013). Het gaat dan om de schadelijkheid op massabasis.

Er is meer zekerheid over de schadelijkheid van $PM_{2,5}$ dan van PM_{10} (WHO, 2013), omdat nog onzeker is wat de risico's van de grovere deeltjes zijn. Vanwege die onzekerheid heeft de WHO de aanbevolen concentratiewaarde voor PM_{10} via een vaste vermenigvuldigingsfactor van twee afgeleid uit die van $PM_{2,5}$ (WHO, 2006).

De laatste tijd is er veel belangstelling voor ultrafijnstof, als mogelijk gezondheidsschadelijke fractie van fijnstof. Officieel gaat het bij ultrafijnstof om deeltjes kleiner dan 100 nanometer, dus $PM_{0,1}$. Hoewel fijnstof in aantallen deeltjes een grote bijdrage levert aan het totale fijnstof, telt het in de massa nauwelijks mee, omdat de deeltjes zo licht zijn.

De WHO zegt in een recente (2013) overzichtsstudie dat er steeds meer, hoewel nog beperkt, epidemiologisch bewijs is voor de relatie tussen de kortetermijnblootstelling aan ultrafijnstof en de gezondheid van longen, hart, bloedvaten en centraal zenuwstelsel. Ook zouden klinische en toxicologische studies laten zien dat de optredende mechanismen bij ultrafijnstof anders zijn dan bij de grotere deeltjes die de massa van fijnstof domineren (WHO, 2013).

Volgens het RIVM wijst toxicologisch onderzoek in de richting dat de gezondheidsrisico's van ultrafijnstof groter zijn dan die van $PM_{2,5}$ of PM_{10} (RIVM, 2013a), maar er is op dit punt (nog) geen zekerheid. Ultrafijnstofdeeltjes zijn zo klein dat ze ook via de longen in de bloedbaan kunnen doordringen en zo andere organen kunnen bereiken (RIVM, 2013a). In vergelijking met grotere stofdeeltjes worden ze door het lichaam minder snel opgeruimd. Ze ontsnappen dus aan de beschermingsmechanismen van het lichaam. Tegelijkertijd is het oppervlak van ultrafijnstofdeeltjes relatief groot, waardoor toxische stoffen in de lucht meer mogelijkheden hebben om zich eraan te hechten.

Verbrandingsgerelateerde deeltjes versus slijtagedeeltjes

Een andere indeling van fijnstof is die naar deeltjes die vrijkomen bij verbrandingsprocessen – het kan overigens ook gaan om onverbrande deeltjes – en deeltjes die ontstaan uit slijtage. Verbrandingsgerelateerde deeltjes zijn over het algemeen wat kleiner dan slijtagedeeltjes. In de literatuur wordt verbrandingsgerelateerd fijnstof soms ook wel als gezien een proxy voor $PM_{2,5}$ (bijvoorbeeld Keuken & Ten Brink, 2009).

Gezien de verbrandingsprocessen die plaatsvinden in voertuigmotoren, is verkeer een belangrijke bron van verbrandingsgerelateerd fijnstof. Andere bronnen zijn de industrie, de energiesector (kolencentrales) en huishoudens (openhaarden).

Slijtagedeeltjes ontstaan bij wrijving van het ene oppervlak tegen het andere. Verkeer is in vergelijking tot andere sectoren een grote bron van deze soort fijnstof, vooral wegverkeer en in mindere mate railverkeer. De slijtagedeeltjes komen van remmen, banden, wegdek, rails en bovenleidingen.

Verbrandingsgerelateerde deeltjes

Een bekend type verbrandingsgerelateerde deeltjes is roet. Roet bestaat uit koolstofhoudende deeltjes. Er zijn twee soorten koolstofhoudende deeltjes: elementair koolstof (EC) en organisch koolstof (OC). EC wordt vaak als proxy gebruikt voor roet. Een deel van het roet wordt uitgestoten als ultrafijnstof. Roet is een methodebepaald deeltje. Andere deeltjes, die lijken op roet maar niet helemaal hetzelfde zijn, zijn bijvoorbeeld zwarte rook en *black carbon*.

Het gezondheidseffect van EC (roet) is waarschijnlijk indirect: het is niet het EC zelf dat de gezondheidseffecten veroorzaakt, maar het EC is drager voor toxische stoffen (WHO, 2012). Het relatieve gezondheidsrisico van EC per massa-eenheid is een factor tien hoger dan dat van $PM_{2,5}$ (Janssen et al., 2011). Een levenslange verhoging/verlaging van de blootstelling aan EC van 0,5 µg/m^3 heeft een mortaliteitseffect van ongeveer drie maanden kortere/langere levensverwachting (Janssen et al., 2011).

Ook PAK's (polyaromatische koolwaterstoffen) zijn verbrandingsdeeltjes. Ze ontstaan bij onvolledige verbranding. Ze hebben kankerverwekkende eigenschappen. De meeste PAK's worden gasvormig uitgestoten; bij omgevingstemperatuur slaan ze neer op kleine deeltjes in de lucht (EFCA, 2014). Ze tellen daarom mee als fijnstof. PAK's kunnen verschillende deeltjesgroottes hebben, variërend van de grovere fractie van fijnstof tot ultrafijn.

In het luchtbeleid wordt één specifieke PAK, benzo(a)pyreen (B(a)P), wel als proxy voor alle PAK's beschouwd. Zo is er een Europese concentratiegrenswaarde voor B(a)P. B(a)P is één van de twintig PAK's en het meest giftig van alle PAK's.

Slijtagedeeltjes

Hoewel er nog relatief weinig onderzoek naar is gedaan, zijn er aanwijzingen dat slijtagedeeltjes gezondheidsrisico's met zich meebrengen die van vergelijkbare orde kunnen zijn als de risico's van verbrandingsemissies (Amato et al., 2014). Volgens Amato et al. bestaat het gezondheidseffect van slijtagedeeltjes uit de mogelijkheid dat er oxidatie plaatsvindt (het oxidatief potentieel, *oxidative potential*). Het oxidatief potentieel, en dus het potentiële gezondheidseffect, neemt wel sterk af met de afstand: volgens een bron in Amato et al. reikt het effect 50 tot 100 meter van de bron.

Toxicologische effecten, bijvoorbeeld een ontsteking in de longen, die ontstaan bij ratten nadat deze aan fijnstof zijn blootgesteld, worden in verband gebracht met componenten zoals koper dat afkomstig is van remslijtage (Gerlofs-Nijland et al., 2007; Happo et al., 2010).

Onderzoeken zijn voornamelijk in laboratoria gedaan, door cellen bloot te stellen aan de betreffende stoffen en de reactie van de cellen hierop te onderzoeken. Epidemiologische studies, die aangeven of mensen ziek worden of vroegtijdig overlijden, zijn schaars.

Bijlage A gaat nader in op de herkomst van en meetmethoden voor enkele fracties van fijnstof, zoals ultrafijnstof, *black carbon* en metalen.

2.2.2 Andere stoffen[2]

Ozon (O_3)

Ozon leidt tot luchtwegklachten (ontstekingsreacties) en vermindering van de longfunctie. Bij mensen met astma neemt de longcapaciteit af en het medicijngebruik toe. Verder heeft ozon een verband met vroegtijdige sterfte. Ozon is een reactieproduct van met name koolwaterstoffen (KWS of HC) en NO_2.

NO_2

NO_2 leidt tot de vorming van secundair fijnstof; zie de gezondheidseffecten van fijnstof. NO_2 heeft ook een direct gezondheidseffect. Het speelt een rol bij astma, bronchiale symptomen, longontsteking en

[2] Algemene informatie over de gezondheidseffecten in deze paragraaf is gebaseerd op WHO (2014).

verminderde longfunctie. Kinderen met astma hebben bij langdurige blootstelling aan NO_2 meer symptomen van bronchitis. Volgens recent onderzoek van het RIVM heeft de langdurige blootstelling aan NO_2 de huidige populatie in Nederland vier maanden levensduur gekost (NRC, 2015).

SO_2

Ook SO_2 leidt tot de vorming van secundair fijnstof; zie de gezondheidseffecten aldaar. Er is ook een direct gezondheidseffect. SO_2 beïnvloedt het ademhalingssysteem en de longfunctie en veroorzaakt oogirritatie. Ontstekingen van het ademhalingskanaal veroorzaken hoesten, verergering van astma en chronische bronchitis en vergroten de gevoeligheid voor infecties van het ademhalingskanaal.

Koolwaterstoffen of vluchtige organische stoffen (KWS, HC, VOS)

Koolwaterstoffen kunnen onder invloed van zonlicht worden omgezet in het gezondheidsschadelijke ozon. Hiernaast kunnen ze een rechtstreeks gezondheidseffect hebben. Koolwaterstoffen zijn ook wel bekend onder de naam vluchtige organische stoffen (VOS). Verkeer is een relatief grote uitstoter van VOS, omdat verkeersbrandstoffen, zoals benzine, kerosine en diesel, voor het grootste deel uit een mix van diverse vluchtige organische stoffen bestaan. De eigenschappen van vluchtige organische stoffen lopen zeer uiteen: van vrij onschuldig tot hinderlijk, schadelijk, giftig of kankerverwekkend. Voorbeelden van kankerverwekkende VOS zijn benzeen, vinylchloride, tetrachlooretheen (per) en 1,3-butadieen. Een speciale groep van koolwaterstoffen zijn de PAK's: polycyclische aromatische koolwaterstoffen. Deze zijn hierboven beschreven bij verbrandingsgerelateerd fijnstof.

Internationaal is er ook belangstelling voor het mogelijke gezondheidseffect van aldehyden, als speciale groep van vluchtige organische stoffen. Zo doet het Joint Research Centre (JRC) van de Europese Commissie metingen aan aldehyden. Aanleiding is mogelijk het feit dat alcoholen als biobrandstof, zoals ethanol, hogere concentraties van aldehyden in de buitenlucht hebben veroorzaakt. De meest voorkomende klachten van aldehyden zijn irritatie van ogen, neus en vooral luchtwegen. Bij astmapatiënten of mensen die al last hebben van hun luchtwegen, kan contact met aldehyden de symptomen erger maken. Er zijn aanwijzingen dat sommige aldehyden kankerverwekkend zijn, maar dit staat nog niet wetenschappelijk vast. Alleen van formaldehyde zijn kankerverwekkende eigenschappen aangetoond.[3]

In het luchtbeleid wordt methaan vaak apart beschouwd van de overige vluchtige organische stoffen. De laatste groep wordt treffend 'niet-methaan vluchtige organische stoffen' (NMVOS) genoemd. Methaan komt in hogere concentraties voor dan NMVOS, maar heeft een lager ozonvormend vermogen en draagt in belangrijke mate bij tot het broeikaseffect. Daarom bestudeert (en reguleert) men methaan meestal afzonderlijk onder het thema klimaatverandering.[4]

[3] Bron: http://www.gezondheidenmilieu.be/nl/subthemas/aldehyden-283.html

[4] Bron: MIRA (2013). Milieurapport Vlaanderen, Themabeschrijving Verspreiding van niet-methaan vluchtige organische stoffen (NMVOS). www.milieurapport.be

3 Huidig luchtbeleid

Het huidige beleid op het gebied van de luchtkwaliteit bestaat uit internationaal en nationaal beleid. Hieronder volgt een beknopte opsomming van de belangrijkste bouwstenen van het luchtbeleid. Het gaat hierbij niet om een evaluatie.

3.1 EU/internationaal luchtbeleid

De Wereldgezondheidsorganisatie WHO stelt richtlijnen (AQG, *air quality guidelines*) op voor de concentraties van een aantal stoffen in de lucht. De meest recente update voor deze richtlijnen vond plaats in 2005. De WHO-richtlijnen zijn niet bindend, maar worden wel vaak beschouwd als referentiepunt.

In de EU is een aantal wetten van kracht op het gebied van de luchtkwaliteit. Deze wetten werken op het hele grondgebied van de EU. Dit Europese wettelijke kader bestaat uit vier pijlers:
1. Nationale emissieplafonds per EU-lidstaat, in kton/jaar (*national emission ceiling*, NEC);
2. EU-grenswaarden voor concentraties van stoffen in de lucht, in $\mu g/m^3$; deze gelden over het hele grondgebied van de EU;
3. Normen voor de uitlaatemissies van voer- en vaartuigen:
   a. EU-uitlaatemissienormen voor nieuwe wegvoertuigen en niet voor de weg bestemde machines, in g/km respectievelijk g/kWh;
   b. Emissienormen voor binnenschepen in Rijnoeverstaten en België, in g/kWh;
   c. Internationale emissienormen voor zeeschepen;
4. Brandstofnormen: eisen aan het maximale zwavelgehalte van de brandstof enzovoort.

Deze instrumenten richten zich deels op dezelfde en deels op verschillende stoffen; zie tabel 3.1. Bijlage B beschrijft het huidig beleid in meer detail.

Ultrafijnstof ($PM_{0,1}$)

Zoals te zien in tabel 3.1, bestaat er voor ultrafijnstof, $PM_{0,1}$, geen Europese concentratiegrenswaarde. Hiervoor bestaat ook geen WHO-advies, omdat op basis van de huidige kennis nog geen goede grenswaarde te bepalen is. In Euro 5 en Euro 6 voor personenauto's en Euro VI voor vrachtauto's is wel een norm opgenomen voor de uitstoot van het aantal deeltjes per gereden kilometer. De verwachting is dat hierdoor de concentratie ultrafijnstof in de lucht de komende jaren sterk gaat dalen (Velders et al., 2014). Voor niet voor de weg bestemde machines heeft de Europese Commissie in 2014 een aantal-deeltjesnorm voorgesteld.[5]

[5] COM(2014) 581 final, gepubliceerd 25 september 2014.

Tabel 3.1 Targetstoffen per beleidsinstrument.

	SO_2	NO_x ($NO + NO_2$)	NO_2	CO	O_3	NH_3	PM_{10}	$PM_{2,5}$	#deeltjes ($\approx PM_{0,1}$)	CH_4	KWS/HC, VOS	PAK's	metalen
NEC	x	x				x		x [1)]		x [1)]	Niet-methaan-VOS		
EU-concentratie-grenswaarden	x	x [2)]	x	x	x		x	x			benzeen	BaP [3)]	Pb, As, Cd, Ni
EU-emissienormen voor wegvoertuigen en niet voor de weg bestemde machines		x		x			x [4)]		x [5)]	x [6)]	HC+ NO_x		
Brandstofnormen	S										x	x	Pb

1) Voorstel EC (december 2013).
2) Deze norm is niet gericht op de volksgezondheid maar op de natuur.
3) In de luchtkwaliteitsregelgeving wordt B(a)P gebruikt als indicator voor alle PAK's. PAK's worden deels als vluchtige component, deels deeltjesvormig uitgestoten. De monitoring richt zich op B(a)P in de deeltjesvormige luchtverontreiniging.
4) Alleen uitlaatemissies, geen slijtagedeeltjes van remmen en banden.
5) Met ingang van Euro 5 voor personenauto's en bestelauto's en Euro VI voor vrachtauto's.
6) Voorstel EC (september 2014) m.b.t. niet voor de weg bestemde machines. Stelt grens aan methaanslip (o.a. binnenvaart). Geoperationaliseerd via aanscherping van de HC-eis.

3.2 Nationaal luchtbeleid

Nationaal beleid op het gebied van luchtkwaliteit is in de loop der jaren heel divers geweest. Het wordt gevoerd door verschillende overheidslagen. Enkele bekende elementen zijn (sommige uit het verleden):
- Fiscaal beleid (accijnzen, BPM, MRB). Dit heeft onder andere effect op de samenstelling van het wagenpark. Het aandeel van dieselauto's in het Nederlandse wagenpark is bijvoorbeeld relatief laag in verhouding tot dat in andere EU-landen.
- Stimulering van affabriek-roetfilters via BPM-korting en retrofit-roetfilters via subsidies.
- Het Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit (NSL).
- Gemeentelijke milieuzones.
- Gemeentelijk beleid met parkeervergunningen.
- Stimulering van de aanschaf en het gebruik van elektrische auto's.
- Maximumsnelheid 80 km/u op snelwegen rond grote steden.
- Inperken van de MRB-vrijstelling voor oldtimers.
- Uitstroom van bestaande dieselpersonenauto's uit het park als gevolg van BPM-teruggave bij export.

IenM modernisering milieubeleid (2014)

In haar brief over de modernisering van het milieubeleid (IenM, 2014a) stelt het ministerie van IenM gezondheid centraal. Tegelijk stelt ze een nieuwe manier van werken voor, die de samenhang zoekt met andere beleidsvelden (bijvoorbeeld tussen economie en 'groene groei') en de samenwerking tussen overheden en maatschappelijke 'stakeholders'. Luchtkwaliteit blijft in dit nieuwe milieubeleid een belangrijk aandachtsgebied, gezien de grote bijdrage die omgevingsfactoren leveren aan de ziektelast. Het verbeteren van de luchtkwaliteit in steden, waar meer gezondheidswinst te halen is vanwege de grotere blootstelling aan luchtvervuilende stoffen én een grotere impact van maatregelen, krijgt extra accent. Aan deze beleidsbrief zijn nog geen beleidsvoornemens gekoppeld.

Roetmeetnet

Mede op aandringen van de Tweede Kamer zal het landelijk meetnet voor roet worden vernieuwd (IenM, 2014b). Roet heeft een sterke correlatie met het wegverkeer. Er bestaat al een meetnet voor zwarte rook dat sinds de jaren 1960 functioneert. Zwarte rook wordt met een wat eenvoudiger methode gemeten dan roet.

3.3 Beleidsdiscussies binnen de EU

Binnen de EU lopen beleidsdiscussies op een aantal terreinen, of staan deze op het punt om van start te gaan.

1. Nationale emissieplafonds (NEC)

De Europese Commissie heeft in december 2013 voorstellen gedaan[6] voor aanscherping van de nationale emissieplafonds en toevoeging van twee nieuwe plafonds, beide na 2020. Voor methaan is het plafond nog een punt van discussie. Het $PM_{2,5}$-plafond gaat er wel komen, omdat in het Gotenburg-protocol van de UNECE al een $PM_{2,5}$-plafond is opgenomen. De voorstellen van de EC worden momenteel behandeld in de Europese Raad en het Europees Parlement. Het Planbureau voor de Leefomgeving heeft in een recente kosten-batenanalyse kritiek geuit op het Commissievoorstel, mede omdat het verkeerde uitgangspunten over de Nederlandse situatie hanteert (Smeets et al., 2015).

2. Concentratiegrenswaarden

In 2016 zal naar verwachting binnen de EU de discussie worden gestart over aanscherping van de concentratiegrenswaarden. Het langetermijnperspectief van de Europese Commissie is om aan te sluiten bij de door de WHO geadviseerde grenswaarden (EC, 2013, p.6). Deze zijn in bijna alle gevallen strenger dan de huidige EU-grenswaarden.

3. Uitlaatemissienormen voor wegvoertuigen

Recent zijn voor vrachtauto's de Euro VI-emissienormen ingegaan; voor personenauto's en bestelauto's volgen de Euro 6-normen (voor nieuwe automodellen die voor het eerst op de markt worden gebracht, geldt Euro 6 al). In de EU vindt nu overleg plaats over invoering van een Real Driving Emission (RDE) test als onderdeel van Euro 6 voor personenauto's en bestelauto's, om de praktijkuitstoot van NO_x door dieselpersonenauto's en dieselbestelauto's terug te brengen. Uit onderzoek is namelijk gebleken dat, ondanks de aanzienlijke aanscherping van de NO_x-norm, bij de huidige testcyclus (NEDC) de praktijkuitstoot van NO_x door deze voertuigen maar beperkt is gedaald. Bij de industrie bestaat grote weerstand tegen invoering van NO_x-normen onder praktische rijomstandigheden. Voor vrachtwagens Euro VI maakt een praktijkemissietest al onderdeel uit van de typekeuring (Vermeulen et al., 2014).

4. Uitlaatemissienormen voor niet voor de weg bestemde machines

De Europese Commissie heeft op 25 september 2014 een voorstel gedaan om de NO_x-, PM- en HC-grenswaarden[7] aan te scherpen en een grenswaarde voor het aantal deeltjes (PN) in te voeren. Het gaat hierbij om een grote range aan machines, van bladblazers en kettingzagen, tot graafmachines, binnenvaartschepen en locomotieven.

[6] 'A Clean Air Programme for Europe' (EC, 2013a). Begin 2015 is er een bijstelling geweest (IIASA, 2015).

[7] De aanscherping bij HC betreft machines die deels of geheel gasvormige brandstoffen gebruiken, met het oog op o.a. methaanslip.

4 Emissies door verkeer

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de huidige en verwachte emissies van NEC-stoffen door de sector verkeer, in verhouding tot de andere sectoren in de Nederlandse economie. Er wordt gekeken naar zowel de huidige NEC-stoffen, NO_x, NMVOS, NH_3 en SO_2, als de stoffen die volgens het voorstel van de Europese Commissie na 2020 onder de NEC-richtlijn gaan vallen: $PM_{2,5}$ en CH_4. In het geval er geen gegevens beschikbaar zijn over $PM_{2,5}$, gebruiken we gegevens over PM_{10}. De PM-emissies zijn inclusief slijtage-emissies. Daarnaast geven we, in paragraaf 4.2, een overzicht van de bijdrage van de sector verkeer aan de verschillende groottefracties van fijnstof.

De emissies zijn berekend conform de methodiek van de NEC-richtlijn.
'Verkeer' is ruim opgevat: het gaat om alle mobiele bronnen, dus ook landbouwvoertuigen en voertuigen in de bouwsector. Alleen de zeevaart telt niet mee. Van de luchtvaart tellen alleen de emissies in de LTO-fase, dat wil zeggen bij stijgen en landen, mee.

Het gaat om de *tank-to-wheel*-emissies. Dit betekent dat emissies die het gevolg zijn van de elektriciteitsopwekking voor elektrisch vervoer en van raffinage van brandstoffen buiten beschouwing zijn gelaten. Deze komen in de huidige systematiek op het conto van de energie- en raffinagesector en niet op dat van de sector verkeer.

4.1 Bijdrage van verkeer aan NEC in 2013

De verkeerssector in Nederland stoot een deel van de luchtvervuilende emissies uit. Andere sectoren, zoals industrie, energiesector, huishoudens en landbouw, zijn goed voor de rest van de uitstoot. In 2013 varieerde de bijdrage van de verkeerssector aan de binnenlandse emissies van de verschillende NEC-stoffen van een paar procent (SO_2, NH_3, CH_4) tot 41% ($PM_{2,5}$) à 55% (NMVOS en NO_x). De bijdrage aan PM_{10} was 28%. Binnen de sector verkeer in Nederland leveren met name het wegverkeer, de binnenvaart en mobiele bronnen in de bouw, de landbouw en de visserij een grote bijdrage aan de emissies. De bijdrage van de luchtvaart en het railverkeer is veel kleiner. Zie tabel 4.1.

<< Terug naar inhoud

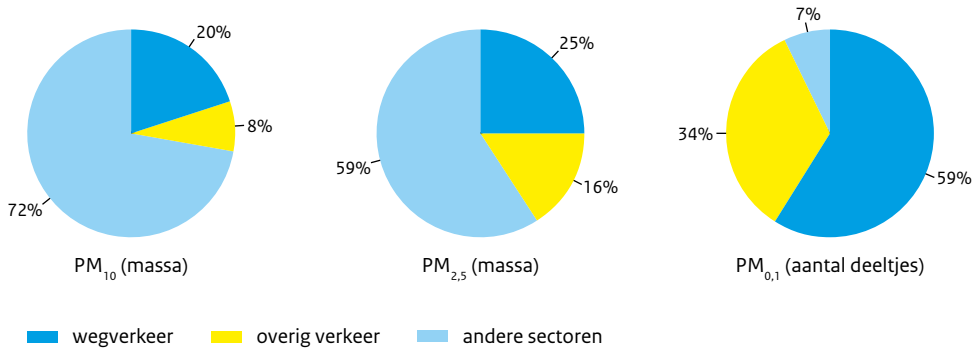
Tabel 4.1 Bijdrage van verkeer aan de totale uitstoot NEC-stoffen en uitsplitsing binnen verkeer, 2013.
Bron: CBS Statline en Emissieregistratie.nl.

	NEC huidig				NEC voorstel	
	NMVOS	SO_2	NO_x	NH_3	$PM_{2,5}$	CH_4
Bijdrage verkeer aan totaal NL	**55%**	**1%**	**55%**	**2%**	**41%**	**<1%**
Verdeling binnen verkeer (100%):						
Totaal verkeer	**100%**	**100%**	**100%**	**100%**	**100%**	**100%**
Wegverkeer	73%	75%	59%	99%	62%	86%
Binnenvaart	15%	0%	20%	0%	17%	6%
Mobiele bronnen landbouw/visserij/overig	11%	0,0%	18%	0,4%	19%	7%
Railverkeer	0,2%	0,0%	1,1%	0,0%	0,9%	0,0%
Luchtvaart LTO	1,2%	25%	2,1%	0,0%	0,9%	1,2%

4.2 Bijdrage verkeer aan verschillende groottefracties van fijnstof

Zoals we zagen in hoofdstuk 2, zijn de mogelijke gezondheidseffecten van fijnstof deels gelieerd aan de deeltjesgrootte. Zo kunnen kleinere deeltjes makkelijker ontsnappen aan de beschermingsmechanismen van het lichaam, en kunnen andere (schadelijke) deeltjes zich makkelijker aan hun oppervlak hechten. Dit maakt het onderscheid in deeltjesgrootte bij fijnstof zeer relevant. Figuur 4.1 geeft de bijdrage weer van het wegverkeer, het overig verkeer en andere sectoren aan drie fracties van fijnstof: PM_{10}, $PM_{2,5}$ en $PM_{0,1}$ (ultrafijnstof). Voor PM_{10} en $PM_{2,5}$ gaat het om dezelfde data als in paragraaf 4.1, voor $PM_{0,1}$ zijn de gegevens ontleend aan RIVM (2013a).[8]

Figuur 4.1 Verdeling van de emissies van PM_{10}, $PM_{2,5}$ en $PM_{0,1}$ over wegverkeer, overig verkeer en andere sectoren.
Bron: CBS Statline, Emissieregistratie.nl en RIVM (2013a).



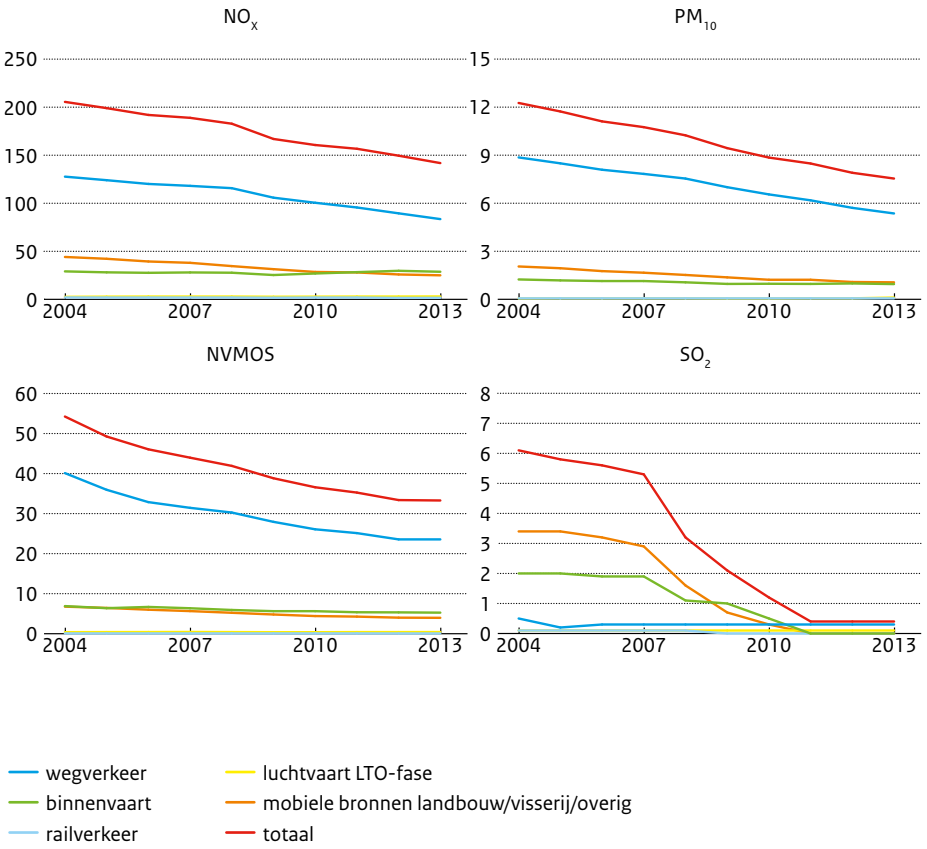
[8] Zie bijlage A voor de originele data.

4.3 Emissietrends 2004-2013 per modaliteit[9]

Bij alle (beoogde) NEC-stoffen vertoonden de emissies van het verkeer het laatste decennium een dalende trend. Deze daling kwam bij NO_x en fijnstof vooral op het conto van het wegverkeer en, in mindere mate, van de mobiele bronnen in de bouw, de visserij en dergelijke; zie figuur 4.2. Bij de binnenvaart namen de emissies van NO_x en fijnstof het afgelopen decennium nauwelijks af. De SO_2-emissies daalden vooral bij de binnenvaart en bij de overige mobiele bronnen. De SO_2-emissies van het wegverkeer waren de hele periode relatief laag.

Bij wegverkeer worden de dalingen vooral toegeschreven aan de voortschrijdende Euronormen (RIVM, 2014b). De dalende trend werd al eerder dan in het laatste decennium ingezet. Sinds 1990 zijn de dalingen bij het wegverkeer: 87% voor NMVOS, 66% voor fijnstof, 64% voor NO_x en 98% voor SO_2, ondanks een groei van het wegverkeer met 23% (RIVM, 2014b).

Figuur 4.2 Emissies (miljoenen kilogram) per modaliteit, 2004-2013. *Bron: CBS Statline.*



[9] De emissies van NH_3 en CH_4 worden in deze paragraaf vanwege de geringe verkeersbijdrage buiten beschouwing gelaten.

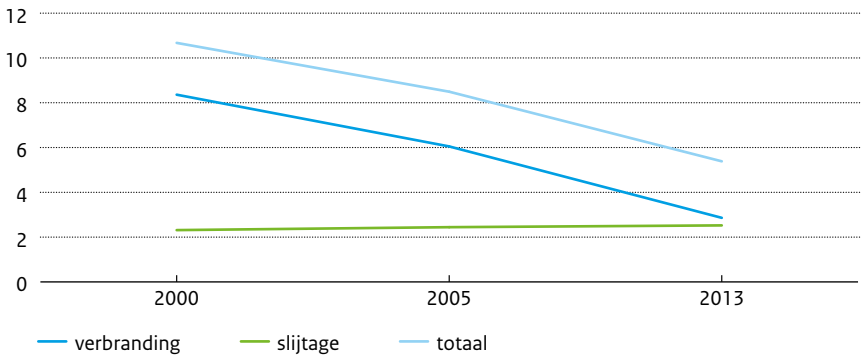
<< Terug naar inhoud

Verhouding slijtagestof en verbrandingsgerelateerd stof

Het wegverkeer is één van de weinige modaliteiten, naast railverkeer, waar de fijnstofemissies niet alleen bestaan uit stof in de uitlaatgassen van voertuigen, maar ook uit slijtagestof. In het geval van wegverkeer gaat het om slijtagestof dat afkomstig is van remmen, banden en wegdek; bij railverkeer om slijtage van bovenleidingen.

De omvang van de slijtage-emissies is gerelateerd aan het aantal gereden voertuigkilometers. Deze emissies zijn in de afgelopen periode licht gestegen. De daling van de totale fijnstofemissies van het wegverkeer wordt dan ook alleen veroorzaakt door een daling van de verbrandingsemissies, zoals figuur 4.3 laat zien. De slijtage-emissies en de verbrandingsemissies zijn bij het wegverkeer nu van dezelfde orde van grootte.

Figuur 4.3 Emissies van fijnstof (PM_{10}) (miljoenen kilogram) bij wegverkeer, uitgesplitst naar verbrandingsgelateerd stof en slijtagestof (van banden, remmen en wegdek), 2000-2013. *Bron: Emissieregistratie.nl.*



4.4 Relatie met NEC-plafonds

Voor de periode tot 2020 gelden de bestaande NEC-plafonds. Voor de periode daarna heeft de Europese Commissie voorstellen gedaan voor aanscherping van de bestaande plafonds en voor instelling van twee nieuwe plafonds.[10]

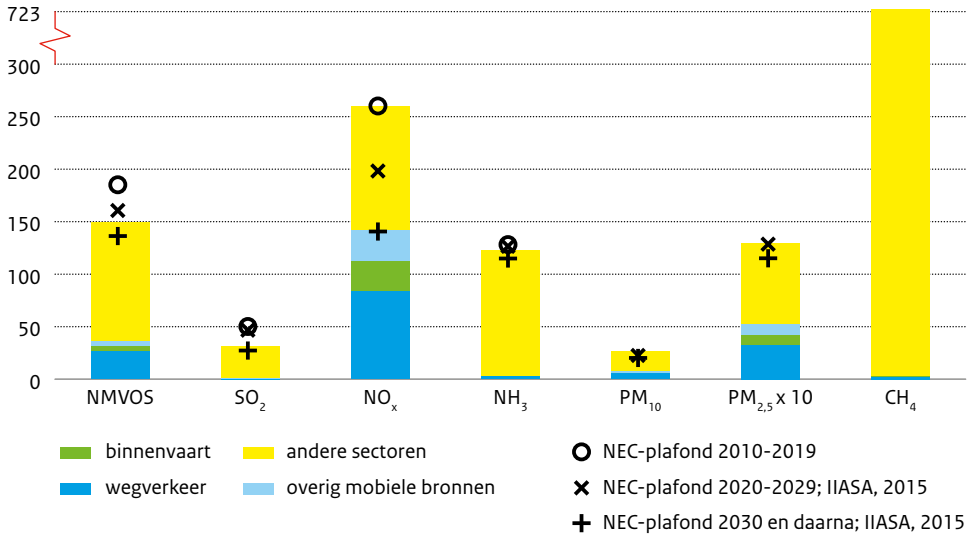
Figuur 4.4 geeft de huidige uitstoot van de NEC-stoffen en de afstand tot het huidige NEC-plafond (geldigheidsduur 2010 t/m 2019) en de door de Europese Commissie voorgestelde NEC-plafonds voor de periode 2020 t/m 2029 en vanaf 2030. Zoals gebruikelijk bij NEC tellen zeevaartemissies niet mee. De Europese Commissie stelt wel voor dat vanaf 2030 emissiereductie van NO_x, SO_2 en $PM_{2,5}$ bij zeeschepen die in de territoriale wateren van een lidstaat of in een emissiebeheersgebied (*Emission Control Area*) varen, tot maximaal 20% als 'offset' voor landemissies mag meetellen in de plafonds.[11] Emissiereductie in de zeevaart zou vanaf 2030 dus wel kunnen helpen om de NEC-plafonds te halen. Dit levert overigens andere gezondheidseffecten op dan bij de reductie van emissies op land, vanwege een andere blootstelling.

Zoals te zien in figuur 4.4 worden sommige van de voor 2020-2029 voorgestelde NEC-plafonds nu al gehaald, namelijk die voor NMVOS, SO_2 en NH_3. De NEC-plafonds voor 2030 en daarna vergen wel extra reductie. Het voorgestelde NO_x-plafond vergt zowel voor de periode 2020-2029 als daarna een (grote) reductie. De tekstbox gaat kort in op de kosten en baten van de 2030-plafonds voor Nederland.

[10] Een eerste versie van de voorstellen dateert van december 2013 (EC, 2013). Begin 2015 heeft de Europese Commissie de voorgestelde plafonds voor 2030 en daarna aangepast (IIASA, 2015). Voor Nederland betreft de wijziging bij de meeste stoffen een afzwakking van het oorspronkelijke voorstel, alleen bij $PM_{2,5}$ is er sprake van een (lichte) aanscherping.

[11] Artikel 5, 'Flexibiliteiten', van de voorgestelde richtlijn COM(2013) 920.

Figuur 4.4 Emissies in 2013 (miljoenen kilogram) van huidige en (mogelijk) toekomstige NEC-stoffen door verkeer en andere sectoren, in relatie tot NEC-plafonds.



Kosten en baten van de 2030-plafonds voor Nederland

Recent hebben PBL, ECN en RIVM de kosten en baten voor Nederland onderzocht van de NEC-plafonds die de Europese Commissie in 2013 voorstelde voor 2030 en daarna (EC, 2013a). Voor Nederland zijn de baten van het Commissievoorstel hoger dan de kosten (Smeets et al., 2015). De baten voor Nederland worden grotendeels veroorzaakt door emissiereductie in het buitenland. Als batenposten zijn meegenomen: een gestegen arbeidsproductiviteit en een langere levensduur door een betere gezondheid, en verminderde schade aan natuur en landbouwgewassen. De berekende levensduurverlenging is gemiddeld bijna een maand per Nederlander. Omdat Nederland dichtbevolkt is, profiteren relatief veel mensen hiervan. Dit levert de grootste batenpost op.

De emissiereductiemaatregelen die aan de kostenkant in de kostenbatenanalyse zijn meegenomen liggen vooral buiten de verkeerssector, bijvoorbeeld in de industrie en de landbouw. De enige maatregel binnen de sector verkeer is de toepassing van selectieve katalytische reductie (SCR) in de binnenvaart.

Smeets et al. hebben kritiek op het Commissievoorstel omdat hierin verkeerde uitgangspunten over de Nederlandse situatie worden gehanteerd. Het plafond voor NMVOS achten ze technisch niet haalbaar. Ze pleiten voor soepeler plafonds voor NMVOS, SO_2, NO_x en NH_3, en juist een scherper plafond bij $PM_{2,5}$ (ten opzichte van het Commissievoorstel). Daarmee zou de kosten-batenverhouding veel gunstiger worden dan in het Commissievoorstel. In het Commissievoorstel zijn de kosten 410 miljoen euro en de baten 744 miljoen euro per jaar. In de PBL-variant zijn de kosten 78 miljoen euro en de baten 624 miljoen euro per jaar.
De Europese Commissie heeft haar voorstel begin 2015 aangepast (IIASA, 2015). Het gaat voor Nederland om versoepelingen bij NMVOS, SO_2, NO_x en NH_3, en een aanscherping bij $PM_{2,5}$.
Deze nieuwe voorstellen zijn verwerkt in figuur 4.4.

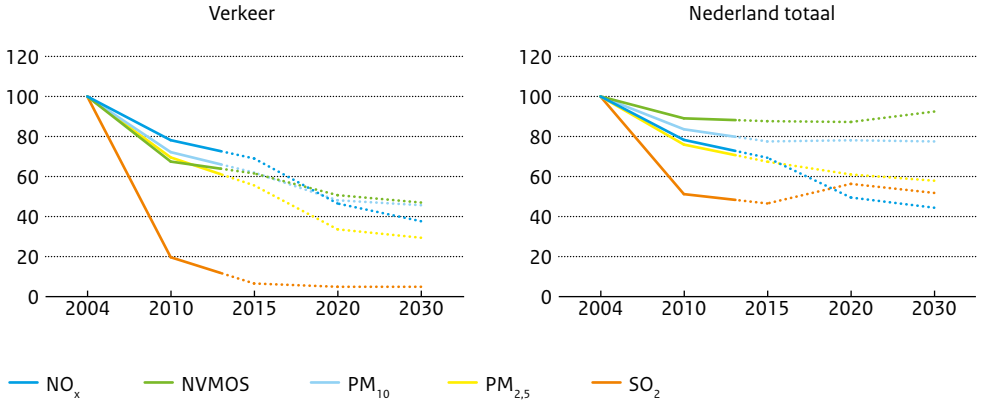
4.5 Projecties verkeersemissies naar 2030

Bij voortzetting van bestaand beleid zullen de totale verkeersemissies van NO_x, PM_{10} en $PM_{2,5}$, NMVOS en SO_2 tussen 2010 en 2020 afnemen en tussen 2020 en 2030 nog verder dalen of stabiel blijven, hoewel het volume van het wegverkeer in die periode naar verwachting zal stijgen. Deze verwachtingen zijn ontleend aan de 'Referentieraming energie en emissies: actualisatie 2012' van PBL en ECN, die de emissies van verschillende stoffen tot 2030 raamt voor verschillende sectoren in de economie (Verdonk & Wetzels, 2012).

De emissiedalingen komen vooral op het conto van het bestaande beleid met emissienormen voor nieuwe wegvoertuigen en mobiele werktuigen, de Euronormen, en de zwavelnorm voor verkeersbrandstoffen. Deze zorgen ervoor dat de emissies per gereden kilometer sterk dalen en de groei van het verkeer, het aantal gereden kilometers, meer dan gecompenseerd wordt. Alleen de uitlaatemissies van het wegverkeer nemen af; slijtage-emissies worden met de Euronormen niet aangepakt. Dit verklaart ook waarom de emissies van $PM_{2,5}$ procentueel meer afnemen dan van PM_{10}: slijtagestof bestaat over het algemeen uit grovere deeltjes, met een deeltjesgrootte tussen 2,5 en 10 micrometer.

De emissies in de verkeerssector dalen harder dan in andere sectoren. Voor Nederland als geheel zijn de emissiedalingen tussen 2010 en 2030 bij vastgesteld beleid procentueel veel kleiner dan in de verkeerssector; nationale SO_2-emissies blijven gelijk en emissies van NMVOS stijgen zelfs. Zie figuur 4.5.

Figuur 4.5 Links: NEC-emissies voor de sector verkeer; rechts: nationale NEC-emissies (inclusief verkeer); beide geïndexeerd (2004=100). *Bron: CBS Statline, Verdonk & Wetzels (2012), Hekkenberg & Verdonk (2014), Hoen et al. (2014), Emissieregistratie.nl.*



Uitsplitsing naar modaliteiten

In de Referentieraming (Verdonk & Wetzels, 2012) worden verkeersemissies niet uitgesplitst over modaliteiten. De Nationale Energieverkenning 2014 (Hekkenberg en Verdonk, 2014) geeft voor het energiegebruik wel een uitsplitsing naar modaliteiten. Hieruit valt af te leiden[12] dat de emissies door de binnenvaart tussen 2010 en 2030 juist gaan toenemen, en dat de bovengenoemde daling dus alleen wordt veroorzaakt door het wegverkeer.

[12] NEV2014 rapporteert voor de binnenvaart tussen 2010 en 2030 een stijging van het energiegebruik met 9%. In NEV2014 zijn geen specifieke emissiereductiemaatregelen in de binnenvaart voorzien (bron: Anco Hoen, mondeling 4/11/14). De emissies van de binnenvaart stijgen tussen 2010 en 2030 dan naar schatting eveneens met 9%.

Actualisatie emissieramingen voor 2030

Een recentere studie, Velders et al. (2014), geeft geen uitsplitsing naar sectoren, maar komt voor Nederland als geheel met vaststaand beleid op vrijwel dezelfde emissies voor 2030 als Verdonk en Wetzels (2012). Binnen de verkeerssector zijn wel enkele verschuivingen opgetreden. Sinds 2012 is een tegenvaller aan het licht gekomen voor de NO_x-uitstoot van dieselpersonenauto's (een discrepantie tussen test- en praktijkemissies) en een meevaller voor de NO_x-uitstoot van vrachtwagens (Velders et al., 2014). Velders et al. waarschuwen dat de emissies van de verkeerssector relatief onzeker zijn.

4.6 Verwachtingen omtrent methaanuitstoot (CH_4) van verkeer

In Nederland levert de landbouwsector, met name de veeteelt, verreweg de grootste bijdrage aan de methaanuitstoot. De verkeersbijdrage aan CH_4 is momenteel minder dan 1% (CBS Statline). Dit verkeersaandeel kan in de toekomst gaan stijgen als het aantal aardgasvoertuigen (CNG, LNG) in het wegverkeer en de binnenvaart sterk toeneemt, zoals in één van de scenario's van Cuelenaere et al. (2014)[13] en in de Brandstofvisie (IenM, 2014c). Het probleem is dan het ontsnappen van de brandstof, in dit geval aardgas. Dit ontsnappen van aardgas wordt ook wel methaanslip genoemd. Voorbeelden zijn het ontsnappen van LNG uit brandstoftanks of het niet volledig verbranden van aardgas in een gasmotor. Dit laatste speelt vooral bij de binnenvaart.

In Euro VI geldt voor LNG-vrachtauto's een zeer strenge methaannorm, zodat methaanslip daar geen probleem vormt. In hoeverre methaanslip in de scheepvaart in de toekomst wordt opgelost, hangt ervan af of een groei van de inzet van aardgas als transportbrandstof ook een groei betekent van de methaanuitstoot van verkeer.

[13] In het referentiescenario van Cuelenaere et al. (2014) rijden in 2050 alleen personen- en bestelauto's op methaan, respectievelijk 3 en 4% van de gereden kilometers. In het scenario 'Biofuels and efficiency' stijgen die aandelen met een factor drie (naar respectievelijk 10 en 12% in 2050), rijden vrachtwagens en bussen in 2050 voor 5% op methaan en de binnenvaart zelfs voor 26%.

5 Emissies van modaliteiten in het wegverkeer

In het vorige hoofdstuk kwam de bijdrage van het wegverkeer aan de emissies van de verschillende NEC-stoffen aan bod. In dit hoofdstuk wordt ingezoomd op de bijdragen van de verschillende wegmodaliteiten aan deze emissies en de achterliggende verklaringen.

5.1 Emissieverdeling binnen wegverkeer

De verdeling van de uitstoot van het wegverkeer over de verschillende wegmodaliteiten hangt sterk af van de beschouwde stof. We kijken hier alleen naar NO_x, PM_{10} (alleen verbrandingsfijnstof, dus geen slijtagefijnstof) en NMVOS. Zie de taartdiagrammen in figuur 5.1.

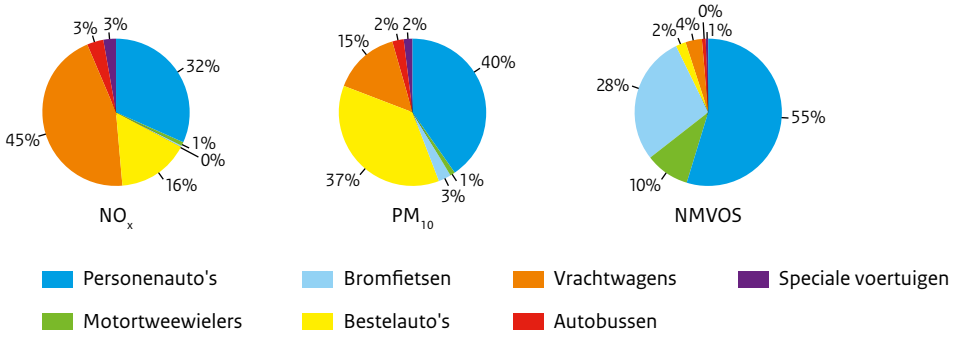
Voor NO_x en verbrandings-PM_{10} geldt dat op dit moment met name personenauto's, vrachtauto's en bestelauto's de grote uitstoters zijn, met kleinere bijdragen van autobussen, bromfietsen, speciale voertuigen en motoren. Onder bromfietsen wordt verstaan: scooters, brommers, snorfietsen en dergelijke. Bij NO_x zijn vrachtwagens de grootste veroorzaker, bij fijnstof leveren personenauto's de grootste bijdrage terwijl die van vrachtwagens juist relatief klein is (ook kleiner dan de bijdrage van bestelauto's).

Bij NMVOS zijn de emissies heel anders over de wegmodaliteiten verdeeld dan bij fijnstof en NO_x. NMVOS draagt bij aan de vorming van secundair fijnstof en ozon. Na personenauto's zijn het op dit moment de bromfietsen die de grootste bijdrage aan NMVOS leveren, terwijl hun aandeel in de afgelegde wegkilometers veel kleiner is dan dat van personenauto's. De NMVOS-uitstoot per kilometer is bij brommers dus hoog.

Er is een overlap tussen NMVOS en fijnstof. Fijnstof betreft alle kleine vaste en vloeibare deeltjes die in de lucht zweven. Vluchtige organische stoffen zijn stoffen die bij omgevingstemperatuur makkelijk verdampen. Als ze vrijkomen in vloeibare vorm, vallen ze ook onder fijnstof. Bij tweetaktbrommers is de overlap tussen NMVOS en fijnstof zelfs zeer groot, omdat het fijnstof grotendeels bestaat uit kleine druppeltjes afkomstig uit de smeerolie, dus een vluchtige organische stof. Tweetaktbrommers stoten veel meer vluchtige organische stoffen uit dan viertaktbrommers van dezelfde euroklasse (bronnen in Gerlofs-Nijland et al., 2011). Het fijnstof van bijvoorbeeld personenauto's bestaat vooral uit vaste deeltjes.

Figuur 5.1 geeft een heel algemeen beeld per stof, voor het totale park van een modaliteit. Voor bijvoorbeeld een fietser die in de buurt van een brommer of personenauto fietst, is vooral relevant aan welk mengsel van stoffen hij wordt blootgesteld. Paragraaf 5.3 gaat dieper in op wat er bekend is over de verschillen in schadelijkheid van het uitstoot*mengsel* van verschillende modaliteiten, zoals brommers en personenauto's.

Figuur 5.1 Verdeling emissies NO_x, PM_{10}-verbranding en NMVOS binnen wegverkeer, 2013. *Bron: CBS Statline, 2014.* PM_{10}-verbranding is te zien als een proxy voor $PM_{2,5}$ (Keuken & Ten Brink, 2009).

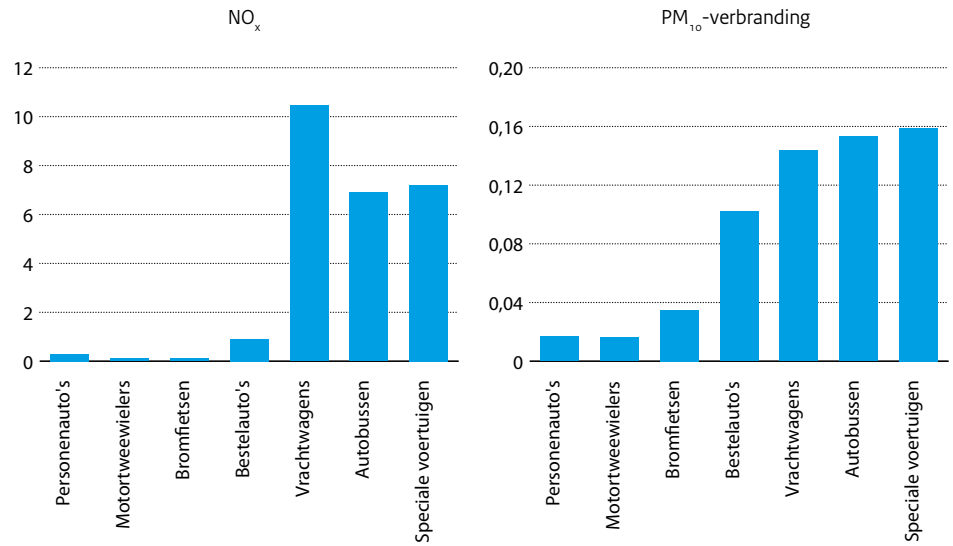


De taartdiagrammen in figuur 5.1 zijn een momentopname voor 2013. Door de regelgeving op het gebied van uitlaatemissies (Euronormen) is er veel in beweging op het gebied van fijnstof en NO_x. Paragraaf 5.2 gaat hier dieper op in.

Uitstoot per voertuigkilometer

Voor een vergelijking tussen wegmodaliteiten is niet alleen de totale uitstoot in Nederland interessant, maar ook de uitstoot per kilometer. Figuur 5.2 geeft voor de wegmodaliteiten de uitstoot per kilometer binnen de bebouwde kom. Binnen de bebouwde kom zijn de emissies per kilometer over het algemeen hoger dan erbuiten, vanwege lagere rijsnelheden gecombineerd met vaak afremmen en accelereren. Binnen de bebouwde kom is de blootstelling aan stoffen het grootst, omdat hier veel mensen verblijven, waaronder fietsers en voetgangers. De figuur geeft een momentopname voor 2013: het park per modaliteit op dat moment.

Figuur 5.2 Emissiefactoren (g/km) van NO_x en PM_{10}-verbranding per wegmodaliteit binnen de bebouwde kom in 2013.
Bron: CBS Statline.



Een aantal zaken valt op. Zo verschillen bestelauto's en vrachtauto's sterk in hun NO_x-uitstoot per kilometer, maar veel minder op het gebied van fijnstof. Bij het personenvervoer valt de relatief grote fijnstofuitstoot van brommers op. Binnen de bebouwde kom, waar bromfietsen bijna al hun kilometers afleggen, stoten bromfietsen per kilometer drie keer meer PM_{10} uit dan personenauto's en motoren.

Overigens is het fijnstof van de verschillende wegmodaliteiten verschillend van samenstelling. De verhouding in PM_{10}-uitstoot zegt dus nog niet direct iets over het gezondheidseffect. Zoals hiervoor al is genoemd, stoten met name tweetaktbrommers hun fijnstof grotendeels uit in de vorm van onverbrande koolwaterstoffen. Paragraaf 5.3 gaat hier nader op in. De NO_x-uitstoot per kilometer van bromfietsen is vergelijkbaar met die van personenauto's.

5.2 Effect van Euronormen, verleden en toekomst

De dalende emissies van het wegverkeer in de laatste decennia worden, meer dan aan iets anders, toegeschreven aan het beleid met Euronormen: voortschrijdende eisen aan de uitlaatemissies (dus geen slijtage-emissies) per kilometer van nieuwe voertuigen. De Euronormen hebben ervoor gezorgd dat bij wegvoertuigen technische aanpassingen zijn doorgevoerd, zoals roetfilters en katalysatoren. De normen gelden voor nieuwe voertuigen, maar werken door vervanging van bestaande voertuigen uiteindelijk door in het totale wagenpark.

De resulterende daling van de uitstoot *per kilometer* heeft de groei van het wegverkeer (in kilometers) meer dan gecompenseerd: de totale emissies zijn gedaald.

Bij personen-, bestel- en vrachtauto's zijn de normemissies recent aangescherpt. Hierdoor worden in nieuwe voertuigen meer (en betere) affabriek-roetfilters toegepast en gaat de fijnstofuitstoot van het wagenpark naar verwachting de komende tijd sterk dalen, zowel in massa als in aantal deeltjes (het ultrafijnstof). Bovendien worden vrachtwagens met Euro VI voor NO_x een factor 10 schoner. De NO_x-emissiereductie bij dieselpersonen- en bestelauto's valt tegen (Velders et al., 2014), ondanks de normaanscherping. De praktijkemissies zijn veel hoger dan de normemissies, doordat fabrikanten inspelen op gebreken in de testprocedure.

Bij brommers zijn verschillende normaanscherpingen voorzien, waardoor de emissies vanaf 2017 gaan dalen en tweetaktbrommers waarschijnlijk van de markt verdwijnen. In onderstaande tekstbox staan meer details per wegmodaliteit.

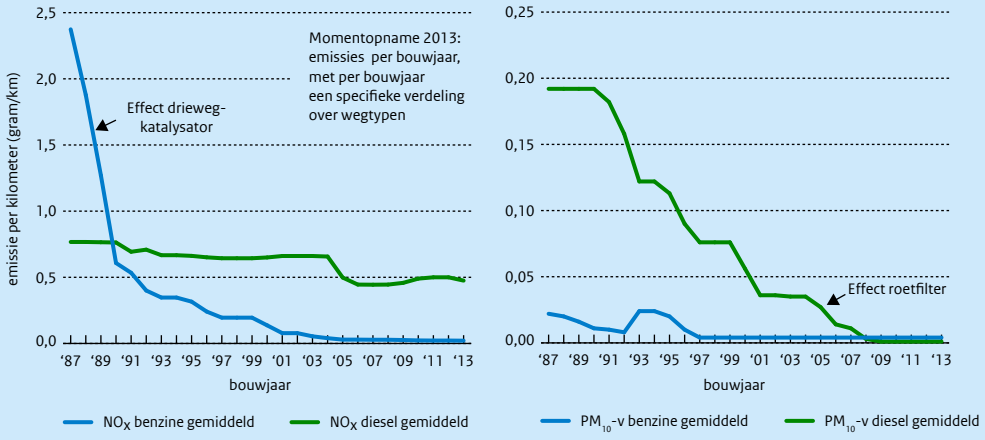
Ontwikkelingen met Euronormen voor verschillende wegmodaliteiten

Personenauto's

Figuur 5.3 geeft de NO_x- en fijnstofuitstoot per kilometer in 2013 van personenauto's met een bepaald bouwjaar. Het gaat dus om een momentopname van het wagenpark, waarbij van elk bouwjaar één auto is meegenomen. Het bouwjaar reflecteert de Euronorm die gold in het betreffende bouwjaar. Hierdoor geeft de figuur ook een soort tijdlijn van het effect van de Euronormen voor personenauto's. (Dit gaat overigens niet helemaal op, want in een aantal dieselauto's is retrofit een roetfilter ingebouwd, waardoor ze schoner zijn dan de Euronorm die gold in hun bouwjaar.) Op dit moment geldt voor nieuwe personenauto's Euro 6.

Figuur 5.3

Gemiddelde emissiefactoren personenauto's per bouwjaar vanaf 1987 (Traa & Geilenkirchen, 2013; bewerking van de ruwe data door het KiM). Er is gerekend met de karakteristieke rijpatronen per bouwjaar-brandstofcombinatie.



Het Euronormenbeleid heeft bij dieselauto's minder effect gesorteerd dan verwacht: op papier zou de NO_x-uitstoot van deze auto's nu in de buurt van benzineauto's moeten liggen, in de praktijk liggen hun emissies hier nog ver boven. Dit komt doordat de praktijkemissies en typekeuringsemissies bij diesels ver uiteenlopen. Er wordt in de EU gewerkt aan invoering van een nieuwe Europese testcyclus (Real Driving Emissions, RDE). Het is nog afwachten wanneer die in werking treedt en hoeveel effect die zal hebben. Bij PM_{10} is het Euronormenbeleid wel succesvol gebleken. Vooral de opmars van het roetfilter heeft veel effect gesorteerd.

Het Nederlandse personenautopark bestaat voor ruim 80% uit benzineauto's. Dieselauto's rijden wel (veel) meer dan gemiddeld. Het aandeel diesel in de afgelegde kilometers is dus hoger dan in het totale personenautopark.

Rond de toepassing van retrofit-roetfilters in dieselauto's ontstond in 2007 een maatschappelijke discussie over de mogelijke vorming van PAK's (met name oxy-PAK en nitro-PAK). Metingen van TNO en RIVM wezen er echter op dat deze stoffen bij toepassing van dergelijke roetfilters juist afnemen (Verbeek et al., 2007).

Vrachtwagens
Vrachtwagens rijden vrijwel uitsluitend op diesel. De NO_x-emissiefactor van vrachtwagens gaat de komende jaren verder dalen, door het positieve effect van de nieuwe Euro VI-vrachtwagennorm.

Bij vrachtwagens Euro VI is de RDE-wetgeving al van kracht en is een praktijkemissietest onderdeel van de typekeuring (Vermeulen et al., 2014). Euronormen gelden voor nieuwe voertuigen. Bij vrachtwagens werkt een aanscherping van de Euronorm snel door in het totale wagenpark, omdat vrachtwagens relatief snel worden vervangen.

Brommers
Voor brommers die nieuw op de markt komen, geldt op dit moment een Euro 3-norm. Bestaande type brommers die voldoen aan Euro 2, mogen nog wel worden verkocht. Euro 3 stelt ten opzichte van Euro 2 ook eisen aan de emissies bij een koude start. Er zijn nog geen praktijkmetingen van Euro 3-brommers beschikbaar (Eijk & Stelwagen, 2015).
Brommeremissies gaan in de toekomst omlaag. Euro 4 wordt in 2017 van kracht. Er wordt al gewerkt aan Euro 5-normen die per 2020 moeten ingaan. Daarin is ook een PM-limiet opgenomen die gelijk is aan de norm voor personenauto's, en voor NO_x zelfs lager.

De verwachting is dat de Euro 4-norm het einde betekent van de tweetaktmotoren. Met name de Euro 4-eis dat het voertuig ook na enkele duizenden kilometers nog aan de eisen moet voldoen, is voor tweetaktbrommers moeilijk te halen, omdat de gebruikte smeerolieadditieven de katalysator aantasten. Hierdoor zal de uitstoot door het brommerpark van zowel fijnstof als ultrafijnstof naar verwachting sterk gaan dalen. Het aantal tweetaktbrommers is de laatste tijd al zeer sterk afgenomen ten gunste van viertakt. Bij een recente meting in Utrecht bleek het plaatselijke brommerpark voor circa 20% uit tweetaktbrommers te bestaan, 70% was viertakt en van 10% kon het type niet worden vastgesteld (Eijk & Stelwagen, 2015). Tweetaktmotoren stoten relatief meer en kleinere deeltjes uit dan viertaktmotoren (Gerlofs-Nijland, 2011). Tweetaktmotoren stoten bovendien meer koolwaterstoffen uit dan viertaktmotoren, maar minder NO_x (Gerlofs-Nijland et al., 2011).

5.3 Schadelijkheid tussen modaliteiten vergeleken

De gegevens in paragraaf 5.1 over de omvang van de emissies van een bepaalde stof per modaliteit, geven geen inzicht in de gezondheidseffecten van die modaliteit. Bijvoorbeeld heel concreet: ondervindt een fietser meer gezondheidsschade van een passerende brommer of van een passerende auto?

Gezondheidseffecten van een bepaalde modaliteit hangen niet alleen af van de *omvang* van de emissies, maar ook van de *samenstelling* van het fijnstof en de VOS en het totale luchtmengsel en de *blootstelling* eraan door mensen.

Er zijn ons geen studies bekend die ingaan op de *samenstelling* van fijnstof (met uitzondering van de ruwe indeling naar deeltjesgrootte) en die van VOS voor de verschillende (weg)modaliteiten en die deze met elkaar vergelijken.
De samenstelling van het luchtmengsel per modaliteit is niet simpel te bepalen. Voertuigen in het park van een modaliteit kunnen onderling sterk verschillen, door verschil in Euroklasse, brandstof en dergelijke. Fijnstof en VOS zijn beide containerbegrippen, die ook nog deels onderling overlappen (zie vorige paragraaf). Vluchtige organische stoffen zijn in het algemeen irriterend voor ogen en luchtwegen, maar een aantal ervan zijn ook nog kankerverwekkend, zoals sommige PAK's, benzeen en formaldehyde. PM_{10} bevat een scala aan deeltjes met allerlei verschillende chemische en fysische eigenschappen. Ultrafijnstof, waarover vermoedens bestaan van schadelijkheid, is in de PM-massa amper terug te vinden omdat de deeltjes zo licht zijn.

Verder is voor de schadelijkheid van belang of de uitstoot gebeurt op plekken waar mensen verblijven. Ook over deze mate van blootstelling aan stoffen ontbreekt kennis.

De enige studie die we zijn tegengekomen die in de buurt komt van een schadevergelijking tussen modaliteiten, is Gerlofs-Nijland et al. (2011). Deze studie vergelijkt brommers met personenauto's, op basis van nationale en internationale literatuur. De conclusie is dat brommers van bepaalde stoffen, met name koolwaterstoffen en daarbinnen het kankerverwekkende formaldehyde en benzeen, per gereden kilometer meer uitstoten dan personenauto's. Maar ook dat geen adequate gegevens beschikbaar zijn om te bepalen of de emissies van brommers tot meer gezondheidsproblemen kunnen leiden dan de emissies van personenauto's. Ook van het fijnstof dat brommers uitstoten, is onbekend of de schadelijkheid gelijk is aan die van personenauto's.

Gerlofs-Nijland et al. merken op dat er maar weinig onderzoeken zijn gedaan naar de schadelijkheid van brommeremissies. Wel zijn er studies gedaan naar de brommeremissies zelf, maar ook dat aantal is beperkt. Sterk bepalend voor de emissies van brommers zijn de Euroklasse van het voertuig, of de brommer tweetakt of viertakt is, en of de brommer is opgevoerd. Een aantal opmerkelijke feiten uit deze studie staan in tabel 5.1. Een algemene conclusie uit de studie is dat er nog veel onbekend is.

Tabel 5.1 (Gezondheidseffecten van) emissies van brommers ten opzichte van personenauto's. *Bron: Gerlofs-Nijland et al. (2011).*

Fijnstof	De samenstelling van het fijnstof dat brommers uitstoten, is anders dan die van dieselauto's. Bij tweetaktbrommers bestaat het fijnstof voornamelijk uit vloeibare deeltjes, terwijl het bij dieselauto's om vaste deeltjes gaat. De bijdrage van brommers aan de verkeersgerelateerde uitstoot is gering. Het is onbekend of de schadelijkheid van de fijnstoffractie van brommers gelijk is aan die van personenauto's.
VOS [1)]	De VOS-uitstoot van van Euro 2-brommers is 10 tot 200 keer hoger dan van Euro 3-personenauto's. Er zijn echter geen adequate gegevens beschikbaar om te bepalen of de emissies van brommers tot meer gezondheidsproblemen kunnen leiden dan die van personenauto's. Er is zeer weinig bekend over de samenstelling van de VOS-uitstoot door brommers. Hoewel brommers aanzienlijk bijdragen aan de VOS-uitstoot, is niet bekend of het ozonvormende potentieel van deze bijdrage gelijk is aan die van personenauto's.
Formaldehyde en benzeen (beide vallen binnen VOS)	Bij Euro 2-brommers zijn de emissies van formaldehyde en benzeen per kilometer veel hoger (10-300 keer) dan die van Euro 3/4-personenauto's. Er zijn echter geen adequate gegevens beschikbaar om te bepalen of de emissies van brommers tot meer gezondheidsproblemen kunnen leiden dan die van personenauto's.
PAK's	Euro 2-brommers stoten per kilometer ongeveer 50 keer zoveel PAK's/B(a)P uit dan een Euro 4-dieselpersonenauto. De uitstoot van PAK's door brommers neemt af bij toenemende Euroklasse. De schadelijkheid van PAK's bij brommers is per gereden kilometer groter dan van personenauto's. De totale bijdrage van brommers aan de totale verkeersemissie van PAK's is onbekend.

1) In Nijland et al. (2009) wordt de term 'koolwaterstoffen' gehanteerd. Dit is hetzelfde als VOS.

6 Concentraties van stoffen in de lucht

Dit hoofdstuk gaat in op de bijdrage van het verkeer aan de concentraties van NO_2, PM_{10}, $PM_{2,5}$ en EC (roet) in de lucht en de relatie die er bestaat tussen emissies en concentraties. Voor de concentraties van NO_2, PM_{10} en $PM_{2,5}$ bestaan Europese grenswaarden, voor EC niet.

6.1 Stand van zaken bij overschrijding grenswaarden NO_2 en PM_{10}

Van de meer dan 1.000 kilometer weg waarop in 2009 de NO_2-norm werd overschreden, bleef in 2013 nog maar 42 kilometer over. De verwachting is dat dit aantal in 2015 is gedaald tot 9 kilometer (RIVM, 2014a). Bij NO_2 hebben overschrijdingen een duidelijke link met verkeer: ze komen voor bij enkele binnenstedelijke wegen in de Randstad met veel verkeer. Bij fijnstof zijn de bronnen van overschrijding vaker de industrie en de intensieve landbouw; in 2013 had nog maar 2,5 kilometer weg een overschrijding van de PM_{10}-norm (RIVM, 2014a).

6.2 Relatie tussen emissies en concentraties

Voor NO_2 volgen de *gemiddelde* concentraties in Nederland min of meer dezelfde trend als de binnenlandse jaaremissies van NO_x, dat bestaat uit NO_2 en NO. Lagere jaaremissies van NO_x leiden tot een lagere gemiddelde concentratie van NO_2 in de lucht. De werkelijke concentratie van NO_2 verschilt per locatie en tijdstip, en is afhankelijk van de specifieke omstandigheden, zoals de omvang en de samenstelling van de verkeersstroom ter plekke. Ook speelt een rol in welke verhouding NO_2 en NO worden uitgestoten en wat de totale hoeveelheid NO_x is. Zie onderstaande tekstbox voor meer uitleg.

Factoren die van invloed zijn op de verhouding NO_2/NO in NO_x (EEA, 2012)

Voertuigen stoten zowel NO_2 als NO uit. NO reageert uiteindelijk, via fotochemische reacties in de atmosfeer, met ozon tot NO_2. Voor concentraties van NO_2 op een specifieke locatie, bijvoorbeeld langs een drukke weg, telt vooral de primaire uitstoot van NO_2.

Dieselauto's met een oxidatiekatalysator hebben een hoog aandeel NO_2 in de uitlaatgassen: 20 tot 70%, terwijl benzineauto's meestal minder dan 5% van hun NO_x uitstoten als NO_2.

In steden wordt relatief veel op diesel gereden, denk aan bussen, bestelbussen en taxi's. Dieselvoertuigen hebben steeds vaker een oxidatiekatalysator, als onderdeel van hun roetfilter. Hierdoor is in de stad de emissie van primair NO_2 vaak hoger dan in de niet-stedelijke gebieden. Zeker op drukke verkeerslocaties waar de NO_2-concentratie rond de wettelijk toegestane grenswaarde ligt, kan een andere verhouding tussen NO en NO_2 van het plaatselijk verkeer uitmaken of de grenswaarde net wel of net niet wordt gehaald.

Een andere factor die de verhouding tussen NO_2 en NO beïnvloedt, is de totale hoeveelheid NO_x. Bij weinig NO_x is er verhoudingsgewijs meer ozon beschikbaar om met NO te reageren tot NO_2 dan bij veel NO_x, en neemt de verhouding NO_2/NO toe. Bij minder NO_x-uitstoot kan de concentratie NO_2 dus paradoxaal genoeg stijgen.

Bij fijnstof is de relatie tussen jaaremissies en buitenluchtconcentraties minder eenduidig, omdat fijnstof zoveel verschillende bronnen heeft: het kan secundair worden gevormd uit NO_x, NH_3, SO_2 en VOS, het waait uit het buitenland ons land binnen en bijvoorbeeld zeezout is een belangrijke component. Een lagere binnenlandse emissie betekent dus niet per se een lagere concentratie.[14]

Zo was de daling van de fijnstofconcentratie tussen 1993 en 2007 voor twee derde het gevolg van minder uitstoot van SO_2, NO_x en NH_3 (Mathijsen & Koelemeijer, 2010). Voor de *toekomstige* verlaging van de concentratie fijnstof is volgens Mathijsen en Koelemeijer verlaging van de emissies van NO_x en NH_3 het meest effectief, effectiever dus dan het verlagen van de (primaire) fijnstofemissies.

Bijlage C geeft de verhouding tussen emissies en concentraties in Nederland sinds 1990.

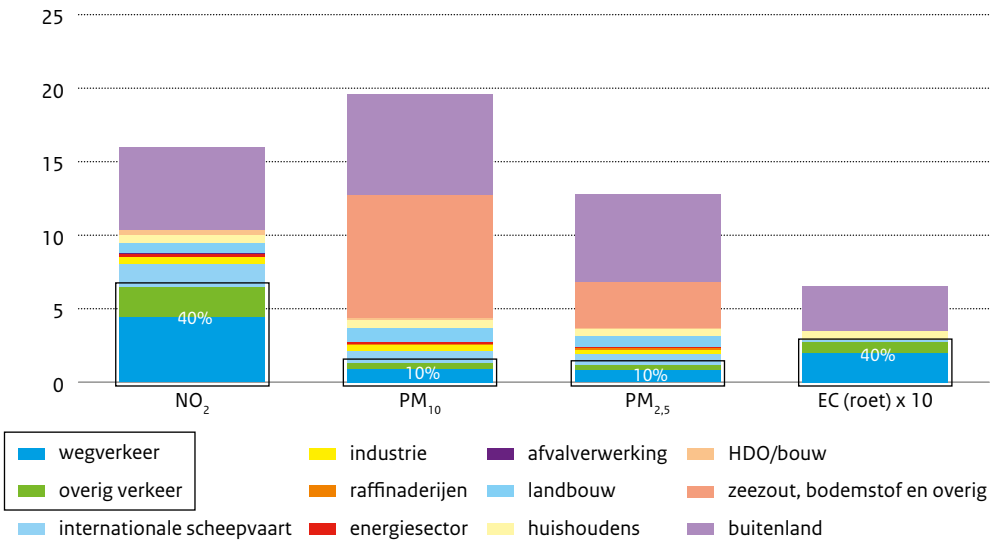
6.3 Huidige bijdrage van verkeer aan concentraties

6.3.1 Gemiddeld over Nederland

Binnenlands verkeer draagt voor circa 40% bij aan de grootschalige concentratie van NO_2 en roet en circa 10% aan de grootschalige concentratie van $PM_{2,5}$ en PM_{10} in Nederland, zoals figuur 6.1 laat zien. De bijdrage van het verkeer aan de concentraties van deze stoffen is dus procentueel veel kleiner dan de bijdrage aan de binnenlandse emissies van stoffen. Dat is logisch, omdat bij de concentraties de totale 'taart' groter is: ook het buitenland en, in het geval van fijnstof, zeezout en secundair fijnstof leveren hieraan een bijdrage. De 'taartpunt' die het binnenlands verkeer levert aan de concentratie, wordt daarmee relatief kleiner.

[14] Voor het voldoen aan de wettelijke concentratiegrenswaarden bestaat overigens een 'zeezoutaftrek'.

Figuur 6.1 Bijdrage van diverse bronnen, internationale scheepvaart en het buitenland aan de gemiddelde concentraties (microgram/m^3) van stoffen in de lucht in Nederland in 2013. Let op: de bijdrage van roet is voor de zichtbaarheid een factor tien vergroot. *Bron: Velders et al. (2014).* De bijdrage van het verkeer in Nederland is omkaderd. Het percentage geeft de relatieve bijdrage weer.



6.3.2 Bijdrage per wegmodaliteit

We hebben geen literatuurbron gevonden die de bijdrage van het wegverkeer aan de buitenluchtconcentraties systematisch verder uitsplitst over wegmodaliteiten, zoals personenauto's of bestelauto's.

Brommers

Een recente bron die ingaat op de bijdrage van brommers, in verhouding tot het totale wegverkeer, aan de concentratie binnen de stad (Utrecht) is Eijk en Stelwagen (2015). Op verkeersbelaste locaties vinden de onderzoekers een bijdrage van brommers aan de NO_2-concentratie van 0,02 à 0,04 µg/m^3 en aan de PM_{10}-concentratie van 0,05 à 0,1 µg/m^3. De bijdrage van het wegverkeer op die verkeersbelaste locaties is 10 microgram NO_2 per m^3 en 2 microgram PM_{10} per m^3. Voor PM_{10} geldt dat de bijdrage van brommers hieraan vergelijkbaar is met hun bijdrage in de totale verkeersintensiteit van 3 à 5%, bij NO_x is de bijdrage van brommeremissies kleiner dan hun bijdrage aan de verkeersintensiteit. Bij PM_{10} wordt meer dan de helft van de brommeremissies veroorzaakt door tweetaktmotoren, die minder dan een kwart van het brommerpark vormen (Eijk & Stelwagen, 2015).

Eijk en Stelwagen zijn uitgegaan van normaal afgestelde, dus niet-opgevoerde, brommers. Opvoeren zorgt voor hogere emissies (Gerlofs-Nijland et al., 2011), zodat de werkelijke bijdrage van brommers aan de concentraties stoffen in de lucht hoger zou kunnen zijn.

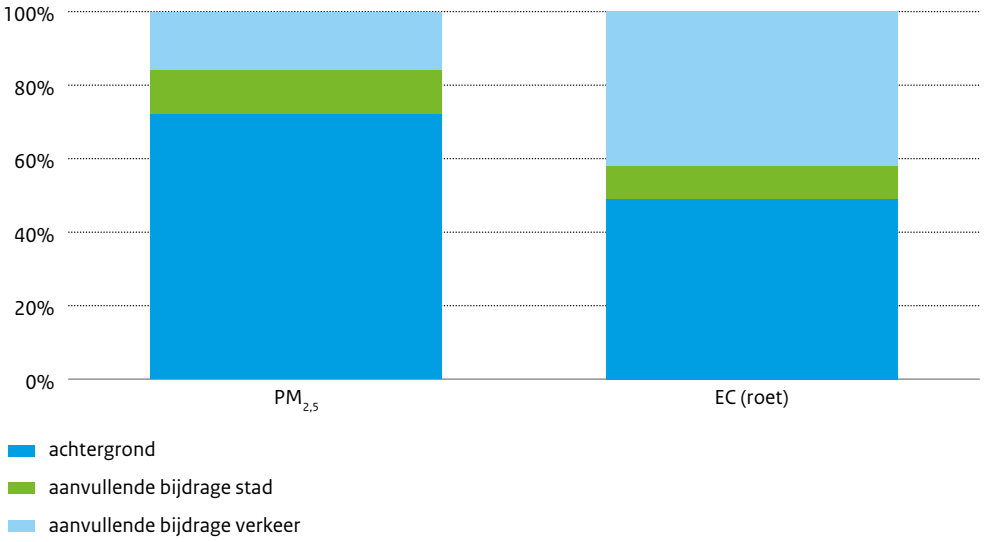
6.3.3 Verkeersdrukke locaties versus andere locaties

De concentraties van stoffen zijn niet op alle locaties even hoog. Op verkeersdrukke locaties is te verwachten dat de concentratie van stoffen waaraan het verkeer gemiddeld relatief veel bijdraagt, zoals NO_2 en EC (zie figuur 7.1), hoger is dan op andere locaties.

Uit onderzoek van het RIVM blijkt dat de concentratie van EC (roet) lokaal langs drukke straten en wegen in Nederland inderdaad twee tot drie keer hoger is dan het achtergrondniveau (RIVM, 2013d). Concentraties van fijnstof, daarentegen, zijn langs drukke wegen maar 15% hoger. Zie figuur 6.2.

Ook de concentratie van metalen is langs drukke wegen een factor 2 à 3 verhoogd. Dit komt vooral door slijtage van remmen en banden (RIVM, 2013d).

Figuur 6.2 De relatieve bijdrage van de achtergrond, de stad en het verkeer ter plaatse aan de concentraties van $PM_{2,5}$ en EC (roet) op een verkeersdrukke locatie. *Bron: RIVM (2013d).*



Het aantal ultrafijnstofdeeltjes zal waarschijnlijk eveneens sterk per locatie verschillen, al komt dit vanwege hun geringe gewicht niet tot uitdrukking in de fijnstofconcentraties (gemeten in µg/m^3). Wegverkeer is de grootste bron van ultrafijnstofdeeltjes[15] en de concentraties nemen snel af met de afstand tot de bron (RIVM, 2013a). EC bestaat voor een groot deel uit ultrafijnstofdeeltjes.

6.3.4 Samenstelling van fijnstof op verschillende locaties

Ook de samenstelling van het fijnstof verschilt per type locatie, al zijn er ook overeenkomsten. Figuur 6.3 geeft de chemische samenstelling en de samenstelling naar deeltjesgrootte voor drie locaties: één verkeersdrukke (Rotterdam) en één niet-verkeersdrukke (Schiedam) stadslocatie en één rurale locatie (Hellendoorn). Enkele opvallende zaken:

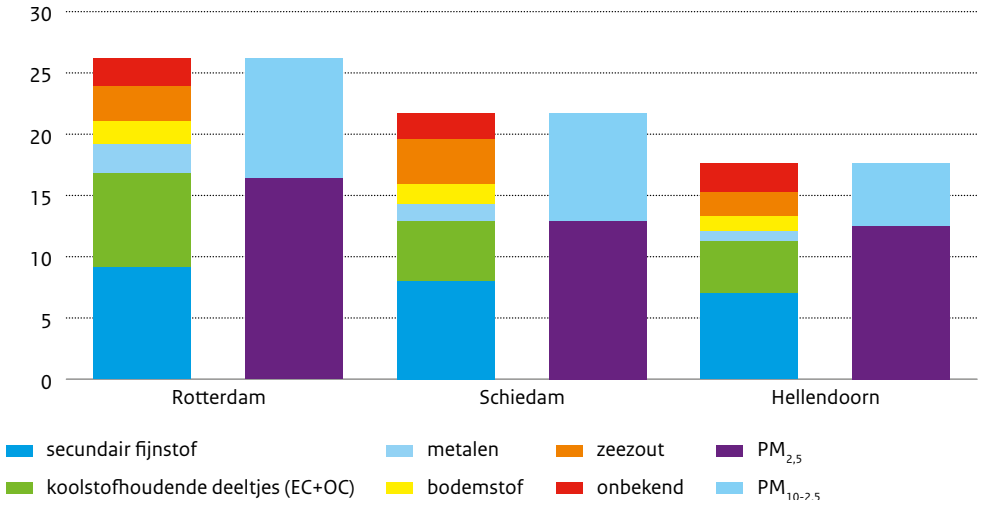
- De concentratie secundair fijnstof verschilt tussen de drie locaties niet veel. Secundair fijnstof vormt dus een soort achtergrond over Nederland en is niet of weinig gerelateerd aan lokaal verkeer.
- De bijdrage van de koolstofhoudende deeltjes, waaronder EC/roet, verschilt wel: deze is op de verkeersdrukke locatie in Rotterdam veel groter dan in het nabijgelegen Schiedam. Aan deze koolstofhoudende deeltjes heeft lokaal verkeer dus een belangrijke bijdrage.[16]
- Ook de metaalconcentratie op de drie locaties verschilt aanzienlijk. Ook hier kan worden geconcludeerd dat verkeer hieraan een grote bijdrage levert, zoals hierboven al werd opgemerkt.
- De bijdrage van het grovere fijnstof, $PM_{10-2,5}$, is op de stedelijke locaties (zowel absoluut als relatief) veel groter dan op de rurale locatie.[17]

[15] Geschat wordt dat de bijdrage 60% is. Zie bijlage A.

[16] N.B. De concentratie koolstofhoudende deeltjes is op alle drie de locaties (veel) groter dan de gemiddelde EC-concentratie in figuur 6.1. Blijkbaar zijn de resultaten uit Velders et al. (2014) en Schaap et al. (2010) onderling niet helemaal vergelijkbaar. Dit wordt mogelijk veroorzaakt door een verschil in zichtjaar: 2013 in Velders et al. en augustus 2007-augustus 2008 in Schaap et al.

[17] Uit Schaap et al. (2010) blijkt dat hiervoor niet één specifieke fractie (bijvoorbeeld zeezout) verantwoordelijk is: in Rotterdam en Schiedam hebben alle chemische componenten in het grovere fijnstof hogere concentraties dan in Hellendoorn.

Figuur 6.3 Samenstelling van fijnstof (µg/m^3) in 2007/2008 op drie verschillende locaties: een verkeersdrukke stadslocatie in Rotterdam, een stadslocatie in Schiedam en een landelijke locatie in Hellendoorn. Per locatie geeft de linkerkolom de chemische samenstelling en de rechterkolom de samenstelling in deeltjesgrootte. *Bron: Schaap et al. (2010).*

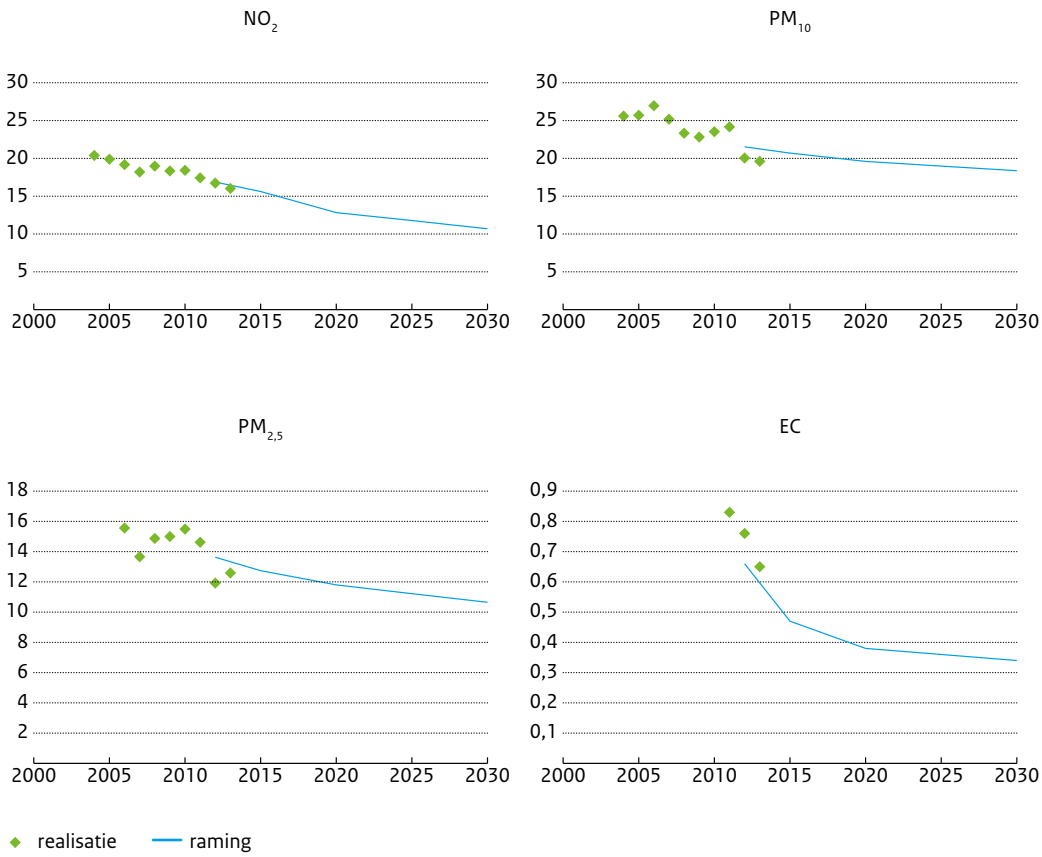


6.4 Prognose concentratiewaarden tot 2030

Het RIVM verwacht dat met het voorgenomen beleid de gemiddelde concentraties van stoffen in de Nederlandse buitenlucht gaan dalen (Velders et al., 2014); zie figuur 6.4. Hoeveel verkeersmaatregelen bijdragen aan de daling, is niet gekwantificeerd. De daling bij bronnen die sterk verkeersgerelateerd zijn, zoals EC (roet) en NO_2, is groter dan bij PM_{10} en $PM_{2,5}$, waarvoor ook veel andere bronnen dan verkeer verantwoordelijk zijn.
Onder het voorgenomen beleid valt onder andere de implementatie van een nieuwe testprocedure (RDE) voor emissies vanaf 2018, waardoor de praktijkemissies van NO_x van personen- en bestelauto's beter overeenkomen met de norm. Als deze procedure geen doorgang vindt, schat het RIVM dat de emissies van NO_x in 2020 3 kiloton hoger zullen zijn en in 2030 9 kiloton hoger (op een totaal van ongeveer 190 kiloton), met een navenant effect op de NO_2-concentratie.

De WHO heeft voor $PM_{2,5}$ een maximale concentratie aanbevolen van 10 µg/m^3 (WHO, 2014). Deze grens lijkt bij het voorgenomen beleid in Nederland in 2030 binnen bereik. De aanbevolen grenswaarde voor PM_{10}, 20 µg/m^3, lijkt nu al haalbaar, en die voor NO_2, 40 µg/m^3, zelfs ruimschoots. De laatste waarde is ook de huidige Europese norm voor NO_2.
Volgens het RIVM zal de roetconcentratie in Nederland in het komende decennium halveren. De bijdrage van het wegverkeer aan de roetconcentratie in de steden zal dan gelijk zijn aan die van houtstook door huishoudens (Velders et al., 2014). Dit komt met name door de norm voor aantallen deeltjes in de nieuwe Euronormen voor wegvoertuigen.

Figuur 6.4 Gerealiseerde gemiddelde concentraties in Nederland en verwachtingen tot 2030 bij het voorgenomen beleidsscenario (in µg/m^3). *Bron: Velders et al. (2014).*



<< Terug naar inhoud

7 Mogelijkheden voor emissieverlaging

In dit hoofdstuk bekijken we de praktische mogelijkheden die er zijn om de emissie van NO_x en fijnstof door het verkeer te verminderen, in vergelijking tot de daling die met bestaand beleid al wordt gerealiseerd. De beleidsmatige aangrijpingspunten komen in het volgende hoofdstuk aan bod.

Voor de gezondheidseffecten van fijnstof is uiteraard niet alleen de *omvang* van de emissies van belang, maar ook de *samenstelling* van het fijnstofmengsel. Omdat er geen gegevens bekend zijn over hoe de samenstelling van het fijnstof verandert als de emissies afnemen, gaan we hier niet op in. Hetzelfde geldt voor de reductie van de slijtage-emissies.

Paragraaf 7.1 beschrijft de hoofdtypen van maatregelen die er zijn om de emissies te reduceren. Paragraaf 7.2 zoomt in op het reductiepotentieel: hoeveel kunnen de emissies omlaag? Hier bekijken we ook de relatie met het SER Energieakkoord voor CO_2-besparing. Paragraaf 7.3 gaat over de kosten van verkeersmaatregelen, vooral in verhouding tot de maatregelen in andere sectoren. Paragraaf 7.4 gaat beknopt in op de kosten van maatregelen om de buitenluchtconcentraties te verlagen. De relatie tussen emissies en concentraties is in algemene zin al besproken in hoofdstuk 6.

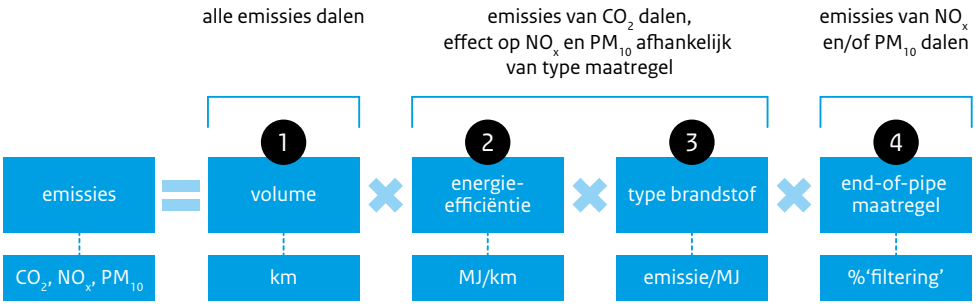
7.1 Vier typen reductieopties

In *theorie* zijn er vier typen opties om de voertuigemissies, zoals CO_2 en luchtvervuiling, te verminderen:
1. Volumereductie: verminderen van het aantal verplaatsingen/voertuigkilometers;
2. Verbeteren van de energie-efficiëntie van het voer- of vaartuig, inclusief de toepassing van andere aandrijfsystemen (bijvoorbeeld elektrisch);
3. Andere brandstof/energie, die minder emissies per eenheid energie veroorzaakt;
4. Nabehandeling van uitlaatgassen en verbeteren van het verbrandingsproces, zodat hierbij minder PM_{10} en NO_x ontstaan.

De eerste drie typen worden voornamelijk ingezet bij CO_2-reductie (zie bijvoorbeeld KiM, 2013). Type 4 wordt ook wel 'nabehandeling' of 'end-of-pipe' genoemd. Het gaat hierbij bijvoorbeeld om roetfilters en katalysatoren.

Soms veroorzaakt een maatregel een daling van de emissie van een bepaalde stof, en tegelijkertijd een stijging van de emissie van een andere stof. Een voorbeeld is de directe injectie van brandstof bij benzinemotoren. Dit is een type 2-maatregel: het voertuig wordt zuiniger met brandstof en stoot dus minder CO_2 uit. Tegelijkertijd echter neemt de uitstoot van luchtvervuilende stoffen toe. Een tweede voorbeeld is de inzet van biobrandstoffen in verbrandingsmotoren. Deze type 3-maatregel zorgt voor minder CO_2, maar bij het gebruik van sommige biobrandstoffen neemt zonder verdere nabehandeling (type 4) de luchtvervuiling toe.

Figuur 7.1 De vier typen reductieopties.



7.2 Reductiepotentieel

7.2.1 End-of-pipe-maatregelen

Het potentieel van end-of-pipe-technieken om de uitstoot van NO_x en fijnstof te verminderen is zeer groot. De dalende emissies van het wegverkeer in de laatste decennia zijn vooral het gevolg van de toepassing van deze technieken (zie paragraaf 6.2). Ze hebben de groei van het wegverkeer meer dan gecompenseerd.

Personen-, bestel- en vrachtauto's

Om bij het wegverkeer meer emissiereductie te kunnen realiseren zijn niet zozeer *nieuwe* technieken nodig, maar vooral het meer en beter toepassen van bestaande technieken in het hele wagenpark. Met name roetfilters en SCR-katalysatoren zijn in potentie zeer effectief. Een goed roetfilter bijvoorbeeld vangt 95% van het fijnstof weg, een zeer goed roetfilter meer dan 99%. Ook ultrafijnstof wordt hiermee afgevangen. Deze technieken worden nu al ingezet om de Euro 6- en Euro VI-normen te halen. Euro 6/VI is nog maar net van kracht en geldt alleen voor nieuwe voertuigen, zodat de norm in het park nog maar beperkt is toegepast.

Verder is vooral nog veel winst te boeken door ervoor te zorgen dat de normemissies in de praktijk ook echt worden gehaald. Vooral bij personen- en bestelauto's op diesel wordt het volle potentieel van NO_x-reductie niet benut, omdat voertuigen alleen goed scoren in de testprocedure en niet op de weg. Autofabrikanten hebben de AdBlue-dosering van een SCR-katalysator zo ingesteld dat de test wordt doorstaan, terwijl onder normale praktijkomstandigheden de katalysator veel minder goed werkt. Bij zware vrachtauto's doen SCR-katalysatoren het in de praktijk wel goed. Bij roetfilters in personenauto's is een punt van zorg of ze het gedurende de gehele levensduur van de auto goed blijven doen en niet worden verwijderd. Het extra brandstofgebruik voor het schoonhouden van het roetfilter ('regeneratie') is voor sommige automobilisten reden om het roetfilter te laten verwijderen. In de APK wordt hierop niet gecontroleerd.

Ook met de optimalisatie van de huidige technieken is nog – zij het beperkt – iets te winnen. Bijlage E gaat hier nader op in.

Bromfietsen

Bij bromfietsen ligt een overstap van tweetakt- naar viertaktmotoren en elektrische varianten meer voor de hand dan te investeren in nabehandelingstechnieken bij tweetaktmotoren. De tendens is nu al dat tweetakt wordt uitgefaseerd.

Scheepvaart

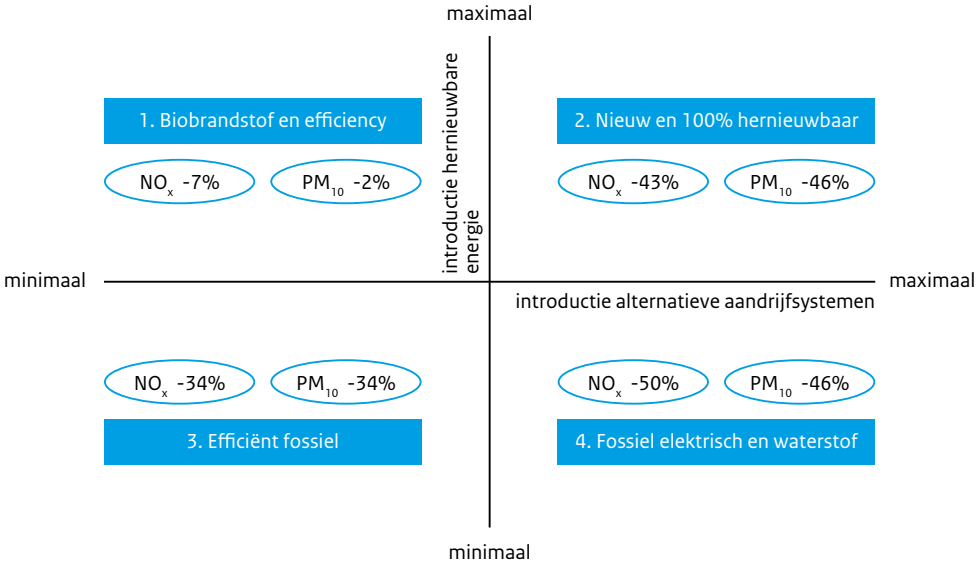
Bij binnenvaart (en zeevaart) zijn met end-of-pipe-technieken, zoals scrubbers en SCR, nog grote reducties mogelijk. Van dit potentieel is tot nu toe veel minder gerealiseerd dan bij het wegverkeer. Hier is nog veel te winnen. Bijlage E gaat hier nader op in.

7.2.2 Volumereductie, energie-efficiëntie en brandstoftype

Het potentiële effect dat volumereductie, energie-efficiëntie en brandstoftype hebben op de uitstoot van PM_{10} en NO_x, is onderzocht door Cuelenaere et al. (2014). Het accent in deze studie ligt bij CO_2-reductie. NO_x- en PM_{10}-reducties zijn een 'bijkomend voordeel'. Het zichtjaar is 2050. Er zijn vier, onderling sterk verschillende, scenario's ontwikkeld waarmee het doel uit het SER Energieakkoord, 60% CO_2-reductie in 2050 ten opzichte van 1990, wordt gehaald.

Figuur 7.2 geeft de reducties van NO_x en PM_{10} die in de vier scenario's uit Cuelenaere et al. (2014) worden behaald ten opzichte van het referentiepad (voortzetting van huidig beleid). Hierin is geen rekening gehouden met eventuele extra uitstoot van NO_x en PM_{10} buiten de verkeerssector, bijvoorbeeld bij elektriciteitsopwekking voor elektrische voertuigen. Bijlage F geeft de originele data.

Figuur 7.2 Tank-to-wheel-reducties van NO_x en PM_{10} in 2050 ten opzichte van de referentie bij de vier scenario's uit Cuelenaere et al. (2014). In alle scenario's is de CO_2-uitstoot in 2050 60% lager dan in 1990.



Invulling per scenario:

- **2 en 4**: accent op voertuigen met alternatieve aandrijfsystemen: volledig elektrisch, plug-inhybrides, waterstofbrandstofcel. Bij 2 meer toepassing van CO_2-arme brandstoffen.
- **1 en 3**: accent op efficiënte voertuigen met verbrandingsmotor. Bij 1 grote inzet van alternatieve brandstoffen (biobrandstoffen, aardgas) en bij 3 grote inzet van fossiele brandstoffen in combinatie met beperking van het verkeersvolume (gereden kilometers).

De grootste reducties van NO_x en PM_{10} worden gehaald in de scenario's die inzetten op voertuigen met alternatieve aandrijfsystemen, zoals volledig elektrische voertuigen, plug-inhybrides, en voertuigen op waterstof: de scenario's 2 en 4. Het scenario met veel inzet van biobrandstoffen, scenario 1, levert de kleinste reductie van NO_x en PM_{10} op. Dit komt omdat veel biobrandstoffen qua verbrandingsemissies niet sterk verschillen van de fossiele brandstoffen die ze vervangen. Er is nog steeds sprake van verbranding,

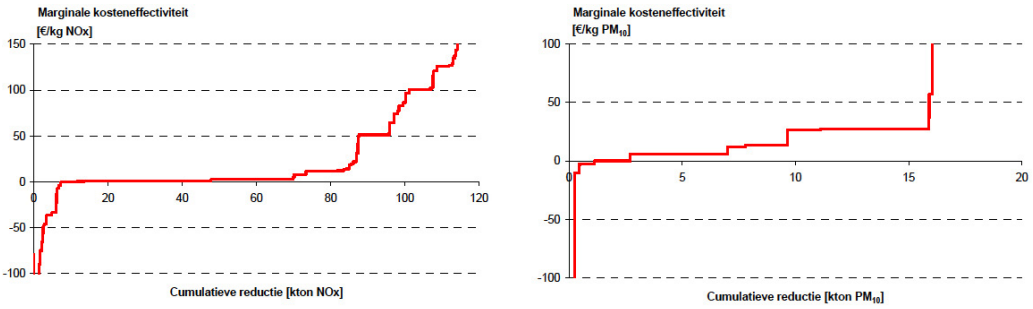
met uitstoot van fijnstof en NO_x als gevolg.[18] Het scenario dat inzet op veel volumereductie (gecombineerd met efficiënte voertuigen), scenario 3, haalt een reductie die tussen beide uitersten in zit.

7.3 Kosten

Deze paragraaf gaat over de kosten van reductieopties, met name de end-of-pipe-maatregelen. De kosten van maatregelen in de categorieën volumereductie, voertuigefficiëntie en brandstof zijn moeilijk toe te rekenen aan de emissiereductie van een specifieke stof, omdat ze meerdere emissies tegelijk aanpakken en soms tegengestelde effecten hebben (bijvoorbeeld minder CO_2, maar meer NO_x). Bijlage F gaat in op de kosten van de scenario's uit Cuelenaere et al. (2014), die naast CO_2-reductie ook de reductie van NO_x en fijnstof realiseren.

Over het algemeen geldt dat de kostencurves voor de *end-of-pipe*-emissiereductie van luchtvervuilende stoffen vrij steil zijn: vanaf een bepaalde emissiereductie lopen de kosten voor extra reductie sterk op. Zie figuur 7.3, die de kostencurves geeft voor de emissiereductie van NO_x en PM_{10} in alle Nederlandse sectoren samen. Deze figuur is afkomstig uit Daniëls et al. (2006), een al wat oudere studie. Een aantal reductieopties uit de curve zijn waarschijnlijk al gerealiseerd.

Figuur 7.3 Kostencurve NO_x en PM_{10} voor alle sectoren samen. *Bron: Daniëls et al. (2006).*



In de *verkeerssector*, en zeker bij het wegverkeer, zijn de goedkopere end-of-pipe-maatregelen veelal al getroffen. De recentste aanscherping van technische eisen aan personen- en vrachtauto's, Euro 6/VI, is volgens Smeets et al. (2007) een relatief dure maatregel om een generieke emissiereductie te behalen (bijvoorbeeld ten behoeve van de nationale emissieplafonds), ten opzichte van andere sectoren. Dit geldt vooral voor PM_{10}. Zo zou het roetfilter om aan de Euro VI-norm te voldoen 275 euro/kg PM_{10} kosten (ter vergelijking: de maatschappelijke schadekosten bedragen circa 180 euro per kg; zie bijlage D). De kosten voor NO_x-reductie voor Euro 6 en VI bedragen volgens Smeets et al. 10 euro/kg (van dezelfde grootteorde als de schadekosten; zie bijlage D). In andere sectoren zijn goedkopere maatregelen te realiseren. Tot dezelfde conclusie komt de recente kosten-batenanalyse (KBA) van de NEC-plafonds voor Nederland in 2030, die de Europese Commissie heeft voorgesteld (Smeets et al., 2015). In deze KBA is aan de kostenkant maar één maatregel in de verkeerssector meegenomen, namelijk toepassing van SCR-katalysatoren in de binnenvaart,[19] naast veel maatregelen in andere sectoren.

[18] De omvang van deze uitstoot wordt vooral bepaald door de nabehandelingstechniek in het voertuig. Verbeek et al. (2009) kwamen tot licht positieve effecten: 0,2% minder NO_x en fijnstof, bij 10% bijmenging.

[19] Het effect van deze maatregel is substantieel: één derde van de totale NO_x-reductie in Nederland in 2030, tegen kosten van 2,10 euro per kilo; dit is ruimschoots onder de maatschappelijke schadekosten van NO_x, die ongeveer 10 euro per kilo bedragen.

<< Terug naar inhoud

Overigens wil het feit dat een maatregel om emissiereductie te bereiken duur is, nog niet zeggen dat de maatregel überhaupt niet kosteneffectief is. Dit hangt af van het doel dat de maatregel moet helpen realiseren. Om de NO_2-concentratiewaarden bij overschrijdingspunten langs drukke wegen te halen kan Euro VI kosteneffectiever zijn dan maatregelen in andere sectoren, zoals Visser et al. (2008) betogen. Dit komt door de grote bijdrage van vrachtwagens aan de NO_2-overschrijdingen.

Kosten end-of-pipe-maatregelen per modaliteit

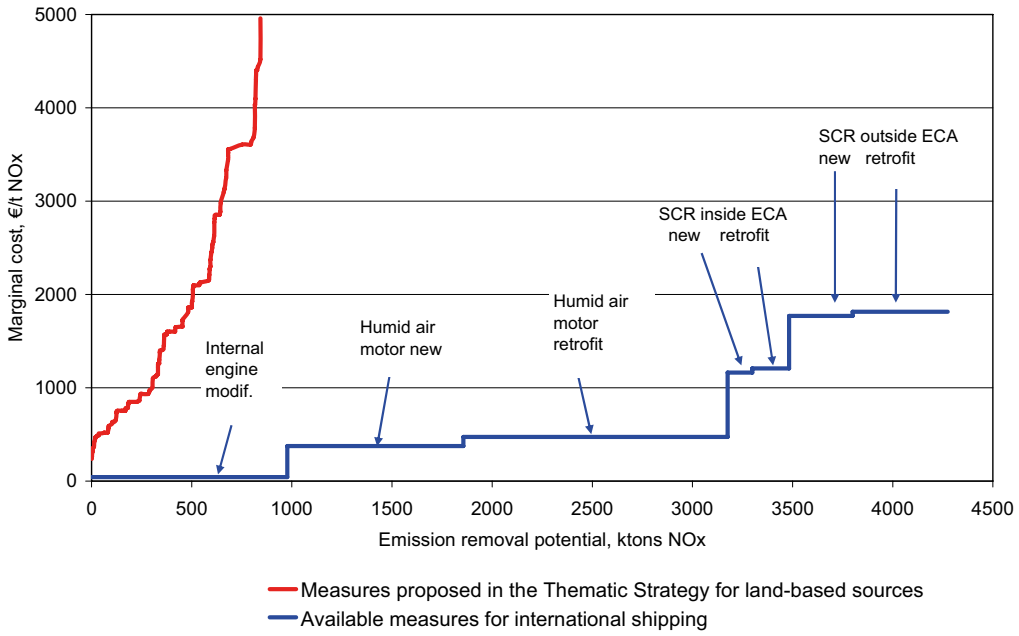
Over de kosten van end-of-pipe-maatregelen per modaliteit is weinig specifieke literatuur te vinden. De Europese Commissie heeft voor de huidige Euro 6/VI-normen voor wegverkeer kostenberekeningen laten maken. Veel studies geven technische potentiëlen, maar geen kosten, bijvoorbeeld van het overschakelen van tweetakt- naar viertaktbrommers. Tweetaktbrommers worden op dit moment sowieso langzaam uitgefaseerd door de Euronormstelling. Dit is dus al een autonome ontwikkeling die onder het huidige beleid plaatsvindt.

Kosten emissiereductie op land versus in de zeevaart

Ter vergelijking geven we hier de kosten van maatregelen in de zeevaart in verhouding tot maatregelen op land (EU) (IIASA, 2007, p.28). De zeevaartemissies vallen niet onder de NEC-plafonds; zeevaartemissies hebben wel effect op de concentraties van stoffen in de lucht op het Nederlandse vasteland.

Emissiereductie in de zeevaart kan in de toekomst interessant zijn voor het halen van de NEC-plafonds, als het Commissievoorstel wordt overgenomen dat zeevaartemissies onder bepaalde voorwaarden mogen meetellen in de nationale plafonds (als 'flexibiliteiten').

Figuur 7.4 Kosten van NO_x-emissiereductie op zee versus emissiereductie op land. *Bron: IIASA (2007, p.28).*

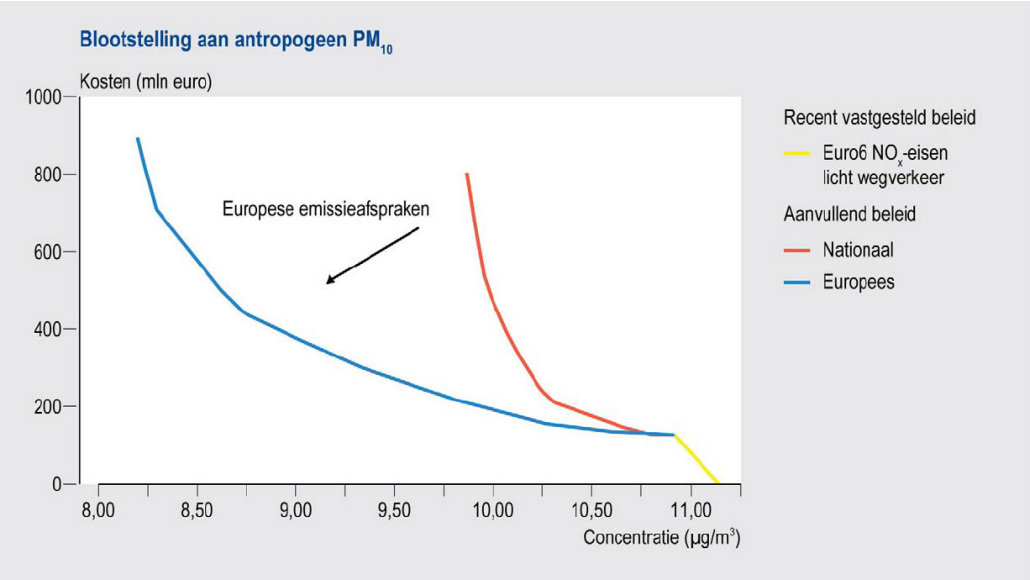


7.4 Kosten voor verlaging concentraties

Ook voor de verlaging van concentraties van stoffen in de buitenlucht zijn de kostencurves steil: de kosten lopen sterk op naarmate de concentraties lager worden. Omdat in de concentratie van stoffen in de lucht ook buitenlandse bijdragen een rol spelen, zijn de kostencurves anders dan bij de binnenlandse emissiereductie die nodig is om de nationale emissieplafonds te halen.

De kosten van een concentratieverlaging zijn lager als deze wordt bereikt met een maatregel die Europa-breed wordt ingevoerd. In dat geval profiteert Nederland ook mee van de emissiereducties die in andere EU-landen worden bereikt. Ook zijn de kosten voor Nederland lager dan wanneer Nederland uitsluitend binnenlandse maatregelen kan inzetten. Zie ter illustratie figuur 7.5, die is overgenomen uit Smeets et al. (2007). De kostencurve in het geval van Europees beleid is minder steil. Bovendien kan Europees beleid tot grotere resultaten leiden.

Figuur 7.5 Kostencurve voor PM_{10}-concentratieverlaging. *Bron: Smeets et al. (2007, p.12).*



<< Terug naar inhoud

8

Aangrijpingspunten en indicatoren voor beleid

Het vorige hoofdstuk ging over praktische mogelijkheden om de emissie van NO_x en PM_{10} te beperken; deze zijn merendeels technisch van aard, zoals roetfilters. Dit hoofdstuk zoomt in op de mogelijke beleidsmatige aangrijpingspunten om de emissies en concentraties van NO_x en PM_{10} te beperken (paragraaf 8.1). Ook kijken we naar mogelijke nieuwe stoffen (indicatoren), anders dan de bekende stoffen, waarop het beleid zich zou kunnen richten (paragraaf 8.2).

Dit hoofdstuk is deels een recapitulatie van wat in eerdere hoofdstukken aan bod kwam. Met name betreft dit de gezondheidseffecten van 'nieuwe' stoffen in hoofdstuk 2, de verschillen en overeenkomsten tussen emissies en concentraties, zoals besproken in hoofdstuk 6, kosten van maatregelen en het meeliften met CO_2-beleid, wat aan bod kwam in hoofdstuk 7.

8.1 Beleidsaangrijpingspunten emissies en concentraties

De beleidsaangrijpingspunten voor het halen van nationale emissiequota en concentratienormen verschillen op onderdelen. Meer specifiek bedoelen we met beleidsaangrijpingspunten: het schaalniveau (EU, nationaal, buitenland, decentraal), het specifieke onderdeel binnen verkeer waar de emissies worden gereduceerd en de stof die primair wordt aangepakt. Zo hebben nationale emissiereducties soms maar een beperkt effect op de concentratie van een stof in de lucht. Dat komt doordat die concentratie ook wordt bepaald door buitenlandse bronnen en door de secundaire vorming van stoffen uit andere stoffen.

Voor het halen van de NEC-emissieplafonds voor 2030 die de Europese Commissie voorstelt, ligt in Nederland emissiereductie in andere sectoren meer voor de hand dan in de verkeerssector. Dit komt omdat in andere sectoren goedkopere maatregelen te vinden zijn. Een uitzondering is de toepassing van SCR-katalysatoren in de binnenvaart. Eventueel geldt dit ook voor maatregelen in de zeevaart, als zeevaartemissies mee zouden gaan tellen in de nationale plafonds, conform het voorstel van de Europese Commissie.

De grootste maatschappelijke baten van de Commissievoorstellen voor NEC-plafonds in 2030 komen van reducties die in het buitenland worden gerealiseerd, onder invloed van de daar geldende emissieplafonds; zie paragraaf 7.3. Dit type luchtbeleid, op basis van emissieplafonds per EU-lidstaat, is voor Nederland dus kosteneffectief omdat het Europees wordt gevoerd; emissiereductie alleen in Nederland is dat mogelijk niet.

Voor een verlaging van de fijnstofconcentratie in Nederland wordt een vermindering van de uitstoot van NO_x en NH_3 (in binnen- en buitenland) als de meest effectieve manier gezien, effectiever dan een vermindering van het rechtstreeks uitgestoten fijnstof (Mathijsen & Koelemeijer, 2010). Dit geldt niet specifiek voor verkeer. NO_x en NH_3 veroorzaken secundair fijnstof, dat een achtergrondconcentratie vormt van fijnstof in Nederland. Secundair fijnstof vormt momenteel ongeveer één derde van de totale fijnstofmassa.

Tabel 8.1 geeft een overzicht van het effect van de verschillende aangrijpingspunten voor NEC-emissies en concentraties van stoffen in de lucht.

Tabel 8.1 Effect van verschillende aangrijpingspunten op emissies en concentraties.

Aangrijpingspunt	**Draagt bij aan lagere emissies (kton) van NEC-stoffen NO_x en $PM_{2,5}$ in Nederland?**	**Draagt bij aan lagere concentraties van NO_2, PM_{10}, $PM_{2,5}$ en andere stoffen in Nederland?**
Schaalniveau		
Nederland: emissies van NO_x, PM_{10} en $PM_{2,5}$ reduceren (alle sectoren). Huidige bijdrage binnenlands verkeer: NO_x 55%, PM_{10} 28%, $PM_{2,5}$ 40%. Reductiemaatregelen verkeer relatief duur t.o.v. andere sectoren.	Ja	Ja, gezien de relatie tussen emissies en concentraties (zie bijlage C). Voor de PM_{10}/$PM_{2,5}$-concentratie is niet alleen de reductie van primaire uitstoot relevant, maar ook die van NO_x-, SO_2-, VOS- en NH_3-emissies vanwege secundaire vorming.
Nederland: emissie van $PM_{0,1}$ (ultrafijnstof) verminderen. Huidige bijdrage binnenlands verkeer: ca 90%. Daarom kan reductie niet goed zonder maatregelen in verkeerssector.	Nee	PM_{10}/$PM_{2,5}$/NO_2-concentraties: nee. $PM_{0,1}$-concentratie: ja.
Buitenland: emissies van NO_x, PM_{10}, $PM_{2,5}$ en $PM_{0,1}$ reduceren (alle sectoren) Buitenlandse emissiereductie levert voor Nederland de grootste batenpost in de KBA van de voorgestelde 2030-NEC-plafonds (PBL).	Nee	PM_{10}/$PM_{2,5}$/NO_2-concentraties: ja, er is een grote buitenlandse bijdrage; zie figuur 6.1. $PM_{0,1}$-concentratie: nee. De $PM_{0,1}$-concentratie is al op 200 à 300 meter van de bron gereduceerd tot bijna nul, omdat de deeltjes samenklonteren tot grotere deeltjes (RIVM, 2013a).
Plaatselijk: emissies van NO_x en PM_{10} op specifieke locaties (hotspots, drukke wegen) verminderen. Bijv. met milieuzones, snelheidsbeperking.	Nee (of weinig)	Ja, op die specifieke locaties. Het effect op de PM_{10}-concentratie is beperkt omdat deze langs drukke wegen maar 15% hoger is dan de achtergrond (zie hoofdstuk 6). Er kan een groter effect zijn op roet, ultrafijnstof ($PM_{0,1}$) en metalen, waarvan concentraties sterk locatiespecifiek zijn (roet en metalen langs drukke wegen 2 à 3 keer hoger dan de achtergrond).
Binnen verkeer		
Uitlaatemissies van voer- en vaartuigen verminderen (bijv. via Europees bronbeleid)	Ja, via alle voer- en vaartuigen die in Nederland rijden en varen	Verbrandingsfijnstof /NO_2-concentraties: ja. Slijtagestof/metalen: nee.
Slijtage-emissies verminderen (bijv. via Europees bronbeleid voor banden) Huidig aandeel verkeersslijtagestof aan totale binnenlandse emissies van $PM_{2,5}$ ca 3% en van PM_{10} ca 10%. Verkeer is binnen Nederland de grootste veroorzaker van slijtagestof.	$PM_{2,5}$: ja, beperkt NO_x: nee	PM_{10}/$PM_{2,5}$-concentraties: beperkt. Slijtagestof/metalen: ja.
Emissies van de zeevaart verminderen	Nee; mogelijk 'ja' vanaf 2030 [1)]	Ja, zeevaartemissies hebben effect op concentraties op land. Zie figuur 6.1 en Hammingh et al. (2007).

<< Terug naar inhoud

Aangrijpingspunt	Draagt bij aan lagere emissies (kton) van NEC-stoffen NO_x en $PM_{2,5}$ in Nederland?	Draagt bij aan lagere concentraties van NO_2, PM_{10}, $PM_{2,5}$ en andere stoffen in Nederland?
Stoffen waarop het beleid zich primair richt		
CO_2-emissies verkeer verminderen (t.b.v. SER Energieakkoord)	Ja/nee, afhankelijk van specifieke invulling (met alternatieve aandrijfsystemen zoals elektrisch en plug-in: ja; met biobrandstoffen: nee). Zie figuur 7.1	Ja/nee, afhankelijk van specifieke invulling.
Emissies van NO_x en NH_3 verminderen (alle sectoren)		Ja. Volgens Mathijsen en Koelemeijer (2010) is verlaging van de emissies van NO_x en NH_3 de meest effectieve maatregel om de fijnstofconcentratie te verlagen, effectiever dus dan het verlagen van de primaire fijnstofemissies.
Slijtage-emissies	Het effect op nationale $PM_{2,5}$-emissies is beperkt; zie hierboven.	Slijtagestof/metalen: ja

1) De Europese Commissie heeft voorgesteld dat emissiereductie van de zeevaart in de eigen territoriale wateren of een emissiebeheersgebied vanaf 2030 voor 20% mag meetellen als 'offset'.

Voor- en nadelen nationaal versus internationaal beleid

Nationaal beleid dat zich richt op het reduceren van emissies binnen Nederland of bij een specifieke hotspot, heeft als voordeel dat het snel kan worden geïmplementeerd. Gedacht kan worden aan fiscaal beleid of het instellen van een milieuzone. Ook kan nationaal beleid zich richten op het bestaande wagenpark, bijvoorbeeld via sloopregelingen en subsidies voor retrofitmaatregelen, het achteraf aanbrengen van technieken in bestaande voer- en vaartuigen (zoals in het verleden voor roetfilters bestond). Nationaal beleid dat zich specifiek richt op de daling van de concentratie van een stof, heeft als nadeel ten opzichte van internationaal beleid dat het relatief duur is per eenheid concentratiedaling, omdat hiermee de buitenlandse bijdrage aan de concentratie niet wordt aangepakt. Zie ook figuur 7.5.

Het Europese beleid, bijvoorbeeld de Euronormen, heeft als voordeel dat de effecten groot zijn, omdat het beleid de hele Unie raakt. Het kan ook zorgen voor een verdere verlaging van de concentraties dan met alleen nationaal beleid te realiseren is. Nadeel is dat de Europese besluitvorming lang duurt en, in het geval van de Euronormen, het beleid zich alleen richt op nieuwe voer- en vaartuigen, waardoor het lang duurt voordat de norm in het hele park doorwerkt.

8.2 Nieuwe indicatoren voor beleid?

In theorie zijn er verschillende motieven denkbaar om het toekomstig luchtbeleid te richten op nieuwe stoffen en indicatoren, in aanvulling of ter vervanging van de huidige regulering; zie tabel 3.1. Motieven kunnen bijvoorbeeld zijn:

- De nieuwe stof kent een eenduidige relatie tussen reductiemaatregelen en effecten, zodat het beleid voor deze stof goed te evalueren is.
- De nieuwe stof heeft een negatief gezondheidseffect dat met het accent op de huidige stoffen niet wordt aangepakt.

We hebben in de literatuur gezocht naar aanwijzingen voor de wenselijkheid van dergelijke nieuwe stoffen/indicatoren en de motieven die hiervoor worden gegeven. Mogelijke nieuwe indicatoren die in de literatuur worden genoemd, zijn vooral de fracties binnen fijnstof. Dit inzicht komt vaak voort uit nieuwe kennis over de gezondheidseffecten van specifieke fijnstoffracties. Zie hiervoor ook hoofdstuk 2.

Matthijsen en Koelemeijer (2010) suggereren het beleid te richten op EC of *zwarte rook*, als aanvulling op beleid dat zich richt op fijnstof in het algemeen. Het motief dat ze hiervoor geven is dat EC en zwarte rook geschikter zijn dan PM_{10} en $PM_{2,5}$ om *op lokale schaal* het effect van maatregelen te volgen. De achtergrondconcentratie van EC in de stad is laag vergeleken met de concentratieverhoging die het wegverkeer veroorzaakt. Bij fijnstof in het algemeen geldt dit niet. Tegelijk is EC, of eigenlijk zijn de aan de koolstof gebonden componenten, vanuit gezondheidsoogpunt relevant. Beide bovengenoemde motieven gelden dus.

Overigens wordt EC/roet in het huidige beleid al generiek – dus niet op lokale schaal – geadresseerd met de 'aantal deeltjes'-norm (PN) in Euro 5, 6 en Euro VI voor wegvoertuigen. Voor niet voor de weg bestemde machines heeft de Europese Commissie recent een PN-norm voorgesteld. Omdat roet voor een deel in het ultrafijne spectrum valt, wordt verwacht dat de PN-norm zorgt voor een verlaging van de EC-/roetuitstoot. De PN-norm is eigenlijk een maatstof om te beoordelen of het roetfilter vaste deeltjes in de uitlaatgassen tegen kan houden. Velders et al. (2014) verwachten dat in 2030 de EC-concentratie is gehalveerd, door het toenemend gebruik van roetfilters in personenauto's.

Het RIVM noemt de mogelijkheid van beleid gericht op ultrafijnstof ($PM_{0,1}$): "Aangezien ultrafijnstof zeer weinig bijdraagt aan de totale massa van fijnstof zijn de huidige normen voor $PM_{2,5}$ en PM_{10} wellicht niet optimaal" (RIVM, 2013b, hoofdstuk 4 'Effecten'). Er zijn aanwijzingen dat ultrafijnstof negatieve gezondheidseffecten heeft. De ernst en de omvang hiervan in Nederland zijn echter nog niet vastgesteld omdat blootstellingsgegevens ontbreken. De WHO heeft geen norm aanbevolen op dit vlak. Er is nu al beleid dat zich richt op ultrafijnstof: de PN-norm in Euro 5, Euro 6 en Euro VI voor wegverkeer en het voorstel voor een PN-norm voor niet voor de weg bestemde machines.

Wat betreft *slijtage/metaaldeeltjes* is nog geen duidelijkheid over de mate en de omvang van gezondheidseffecten. Inschattingen over de blootstelling hieraan ontbreken. Meer onderzoek is nodig voordat een norm kan worden opgesteld. Bij het kunnen fungeren als indicator speelt het probleem dat moeilijk is vast te stellen uit welke specifieke bron slijtagedeeltjes afkomstig zijn: komen ze van de banden of het wegdek? Is het stof net ontstaan of is het eerder gevormd stof dat opwaait door passerend verkeer (*resuspension*)? Alleen slijtagedeeltjes van de remmen zijn relatief makkelijk vast te stellen doordat zij onder meer koper bevatten. Over het algemeen zijn de bronnen echter niet eenduidig vast te stellen (Thorpe & Harrison, 2008).[20]

Het Joint Research Centre (JRC) van de Europese Commissie doet metingen aan *aldehyden*. Voor deze vorm van vluchtige organische stoffen is belangstelling ontstaan omdat de concentratie hiervan mogelijk toeneemt door de inzet van biobrandstoffen. Op dit moment is de kennis hierover nog onvoldoende om te bepalen of aldehyden vanuit gezondheidsoogpunt beleid vergen.

[20] Zie ook bijlage A.

Handhaven bestaande indicatoren

We zijn in de literatuur geen voorstellen tegengekomen om de bestaande indicatoren te laten vervallen. Argumenten om deze juist te handhaven zijn er wel.

Zo beveelt de WHO aan om de aparte normen voor $PM_{2,5}$ en PM_{10} in stand te houden (WHO, 2013, question A4). De grovere en fijnere fijnstofdeeltjes hebben elk hun eigen werkingsmechanisme en effect op de gezondheid. PM_{10} is dus geen proxy voor $PM_{2,5}$ of omgekeerd.

NO_2 wordt door de WHO (2006) genoemd als een luchtkwaliteitsindicator bij uitstek. Wel wordt steeds duidelijker dat het sturen op 'single pollutants' zijn beperkingen heeft en onze kennis over de complexiteit van het luchtvervuilingsmengsel is toegenomen. NO_2 is onder andere relatief makkelijk te meten, heeft een eigen gezondheidseffect en heeft een sterke correlatie met andere toxische stoffen in de lucht, inclusief ultrafijnstof. Daardoor hebben grenswaarden voor NO_2 volgens de WHO een groter effect op de gezondheid dan alleen op basis van de eigen toxiciteit van NO_2.[21]

[21] Citaat uit WHO, 2006: "As our understanding of the complexity of the air pollution mixture has improved, the limitations of controlling air pollution through guidelines for single pollutants have become increasingly apparent. Nitrogen dioxide (NO_2), for example, is a product of combustion processes and is generally found in the atmosphere in close association with other primary pollutants, including ultrafine (UF) particles. It is itself toxic and is also a precursor of ozone, with which it coexists along with a number of other photochemically generated oxidants. Concentrations of NO_2 are often strongly correlated with those of other toxic pollutants, and being the easier to measure, is often used as a surrogate for the pollutant mixture as a whole. Achieving guideline concentrations for individual pollutants such as NO_2 may therefore bring public health benefits that exceed those anticipated on the basis of estimates of a single pollutant's toxicity."

Summary

The transport sector is a major emitter of substances harmful to health, including NO_x, volatile organic compounds and particulate matter. Transport emissions make up an increasingly larger proportion of particulate matter as particle size decreases. In recent years transport emissions have fallen more than emissions in other sectors, mainly due to European policies in this area. The technologies available for the Euro 6 and Euro VI standards, such as particulate filters and SCR catalytic converters, are highly effective. If they are used properly, and this continues, they can reduce emissions and ambient concentrations of these air pollutants even further in future. In addition, cheap technical measures are still possible in the inland and maritime shipping sectors. Because the concentration of pollutants in the air is partly determined by foreign emissions and the formation of compounds in the air, it makes sense also to look for measures that can be taken in sectors other than domestic transport. There is as yet no policy for emissions from wear and tear, including metal particles from tyres and brakes. There are indications that particulates from wear and tear are harmful to health, although the precise health effects are not yet fully known.

Policies for improving air quality are entering a new phase. In the Netherlands the current policy objectives, which are based on European emission ceilings and limit values for concentrations of pollutants in the air, have almost all been met. The Ministry of Infrastructure and the Environment is currently working on a policy vision for air quality, both in general and for specific sectors. These policies will make health a core issue, as announced by the Government in its memorandum 'Approach to the modernisation of environmental policy' (*Aanpak modernisering milieubeleid*).

In this publication KiM Netherlands Institute for Transport Policy Analysis investigates the relationship between air quality and transport, which is a major emitter of some substances known to be harmful to human health.

The study gives a general picture of the current and future contributions by the transport sector to emissions and ambient concentrations of air pollutants. It also looks at the health effects of these pollutants, what is known about them, and how emissions can be reduced (in a cost-effective way) and to what degree. The 'transport' sector is defined in broad terms: besides road transport, inland waterways, civil aviation and rail, we also include mobile machines used in agriculture and such like. For maritime transport we only looked at the contribution to ambient air concentrations; emissions were not considered because they are not included in the European emission ceilings. The purpose of this study is to provide input to the development of the ministry's policy vision for air quality in general and the implications for the transport sector in particular.

Air quality policy objectives within reach

The Netherlands is compliant with its four national emission ceilings (NEC) for SO_x, NO_x, NH_3 and non-methane volatile organic compounds (NMVOC) for the period 2010–2019. The ceilings limit the emissions of each pollutant within the Netherlands to a certain number of kilotonnes per year. In addition, there are European standards for the maximum concentration of pollutants in the air, measured in micrograms per cubic metre of air, with limits for daily mean and annual mean values. These ambient air quality standards are met almost everywhere in the Netherlands. In just a few places the standards for NO_x and particulate matter (PM_{10}) are exceeded. These exceedances of the NO_x limit values are mainly along busy urban streets in the major cities of the Randstad in the west of the country. Exceedances of the limits for particulate matter are caused mostly by industry and intensive farming.

But the fact that the current legal limits are being complied with does not mean there are no adverse effects on health. In general, there are no thresholds below which a substance can be said to have no

<< Terug naar inhoud

effect on human health. The ambient air quality standards and national emission ceilings in the EU were set in a political decision that took account of effects other than health alone, such as economic effects.

It is expected that the ambient air quality standards will soon be back on the agenda in the EU. The European Commission wants to adopt the WHO air quality guidelines, almost all of which are lower than the European limits. The national emission ceilings are already under discussion. In 2013 the European Commission published proposals on lowering the existing NECs for NO_x, NH_3, SO_2 and NMVOC and introducing two new ceilings for $PM_{2.5}$ and CH_4 in 2020 and 2030.

Current contribution by transport

The transport sector is responsible for a relatively large proportion of NO_x, NMVOC and particulate matter emissions. It is even the biggest source of NO_x emissions in the Netherlands. Within the transport sector, road traffic is the biggest source of emissions, especially from cars, lorries and vans. For particulate matter, transport accounts for an increasing proportion of emissions as particle size decreases. It is responsible for about 40% of emissions of $PM_{2.5}$ and more than 90% of emissions of ultrafine particles ($PM_{0.1}$). This is an important point, because the health implications of particulates appear to differ according to particle size (see below).

At the moment domestic transport is responsible for about 40% of the average ambient concentration of NO_2, but for only about 10% of the average ambient concentrations of PM_{10} and $PM_{2.5}$. Certain fractions of particulate matter, such as metals (from wear and tear of tyres and brakes), soot and ultrafine particles, are highly correlated with road traffic and are found in high concentrations along busy roads. Concentrations fall off rapidly with increasing distance from the road.

Health effects of transport emissions

Inhaling particulate matter, NO_2 and NMVOC – of which transport is a major source – can lead to illness and premature death. These substances can also cause reactions in the air which produce other substances harmful to health, such as ozone and secondary particulate matter. Particulate matter is a mixture of components which can have different health effects. These effects depend largely on the size and chemical properties of the particles. The smaller the particles, the easier it is for them to slip through the body's protection mechanisms and the easier it is for toxic particles in the air to bind to them.

One of the more dangerous fractions of particulate matter is soot, which is a product of combustion processes, although it is probably the compounds which bind to the soot that account for most of the health hazard. Some of the soot fraction consists of ultrafine particulates, which can penetrate deep into the lungs and cause health problems.

There are indications that particulates arising from the wear and tear of vehicle components, especially metals from tyres and brakes, and the ultrafine particulates from traffic are harmful to health as well, although the precise health effects are not known. Ultrafine particulates are so small they can enter the bloodstream through the lungs and so reach other organs. Because the surface area of ultrafine particulates is relatively large compared to their size, their binding capacity to other, toxic substances in the air is greater.

A European study is underway on the health risks of aldehydes, which are associated with the combustion of biofuels. However, the health effects of many other substances in the air have not yet been investigated and there is no literature on the subject.

Little is known about the specific health effects of each means of transport or modality. For example, is it less healthy to breathe in emissions from a moped or from a car? Both emit a mixture of substances. Again, little is known about the degree of exposure to these substances and the resulting health effects. A complicating factor is that there are also big differences between modalities in the mix of particles emitted, depending on the type of fuel, the type of engine, the Euroclass, the age of the vehicle, tuning (for mopeds), etc.

Expected transport emissions and effect on ambient concentrations

Under current policies, transport emissions of substances for which there are national ceilings are declining. The emission reductions in the transport sector are generally larger than in other sectors that fall under the national emission ceilings. Emissions of SO_2 from transport are already low. Most of the other reductions are in road traffic emissions, driven by the European emission standards for vehicles. These standards apply to new vehicles and so they will spread slowly throughout the whole car fleet as the older vehicles are replaced. Under these European standards all new diesel vehicles (cars, lorries and vans) are fitted with highly efficient particulate filters. By 2030 the concentration of $PM_{2.5}$ is expected to approach the level of the WHO air quality guidelines, which are half those of European standards – at least as long as the particulate filters are not removed from the cars, which is something the national vehicle inspection test does not see to. The new Euro VI standard reduces NO_x emissions from lorries to a tenth of what they were. For passenger cars and vans the Euro 6 standard is less effective at reducing NO_x emissions, because actual emissions on the road are very different from the standards. A new test procedure will be introduced in a European policy initiative, although it is still uncertain what its effect will be. The proportion of diesel cars in the Dutch fleet is relatively limited compared with neighbouring countries.

The most recent Euro standards for road vehicles also contain a particle number (PN) standard for the number of particles emitted. This is aimed primarily at ultrafine particles, because these make up the biggest fraction of emitted particulate matter. A major component of ultrafine particles is soot. The PN standard can be met by using an advanced particulate filter. Its introduction is expected to reduce the ambient soot concentrations in the Netherlands by half over the coming decade. Road traffic will then contribute just as much to ambient soot levels in urban areas as domestic wood burning stoves.

Road traffic emissions from wear and tear are not tackled by the current standards and are expected to increase slightly in line with the growth in road traffic. If the current trend continues, in a few years wear and tear will be a bigger source of primary particulate matter than the combustion processes in vehicle engines.

The European emission limits for mopeds are being lowered in 2017. It is expected that two-stroke mopeds, which emit relatively high levels of volatile organic compounds, will not be able to meet this standard. Four-stroke mopeds, which can in principle meet the new standard, will become much cleaner under the tighter emission standard than the current generation of mopeds. Emissions from mopeds of particulate matter and ultrafine particles in particular will fall sharply. At the moment mopeds account for a few per cent of the vehicular particulate matter and NO_x concentrations in urban areas.

Possible reduction measures in the transport sector

The technologies available to meet the current Euro 6 and Euro VI standards (for cars, vans, lorries and buses) are very effective at cutting down traffic emissions of NO_x and particulate matter, including ultrafine particles. The key technologies are particulate filters and SCR catalytic converters. There are no signs of any new technologies that can bring about significant reduction in emissions beyond the Euro 6 and Euro VI standards – if they are even needed at all, given the considerable effectiveness of the currently available measures. Emission reduction is mainly a question of properly applying best available techniques and continuing to do so. This could be done by improving the testing frequency of cars to keep actual emissions in step with standards, inspecting the disposal of particulate filters and ensuring a regular supply of the special liquid the SCR catalytic converters need to operate. The European standards on mopeds will accelerate the shift from two-stroke to four-stroke engines and electric mopeds.

The cheapest remaining emission-reducing technologies can be found in the inland shipping sector – where SCR is little used – and maritime shipping. Reducing shipping emissions will affect ambient air concentrations on land.

There are also other ways to restrict emissions of pollutants to the air than through engine technology, such more efficient transport, logistics and using cars less.

It is uncertain whether the mobility section of the SER Energy Agreement (signed by government and a wide variety of public and private sector organisations) can bring about emissions reductions in the transport sector not only in CO_2, but also in NO_x and PM_{10}. This depends a great deal on how the CO_2 target is met. Using alternative power systems, as in electric vehicles for example, can deliver substantial reductions in NO_x and particulate matter as high as 50%. Using biofuels will have little or no effect on NO_x and particulate matter emissions. Any substantial effects on air quality resulting from the SER Energy Agreement, such as large proportion of alternative vehicles, are not expected before 2030.

Policy leverage points and new indicators

Emission ceilings versus ambient air concentrations

The points for effective policy leverage to meet national emission ceilings differ in a number of respects from those to meet concentration limit values. Reductions in the emissions in the Netherlands can sometimes have a limited effect on the concentration of the pollutant in the air, because this is also affected by foreign sources and the secondary formation of compounds in the air.

In the Netherlands the best prospects for meeting the NECs for 2030 as proposed by the European Commission are emission reductions in other sectors than the transport sector, because this is where cheaper measures can still be found. An exception is the use of SCR catalytic converters in inland shipping. This is relatively cheap and can make a big impact, and it is the only transport measure included in the recent cost–benefit analysis (CBA) of the proposed emission ceilings by PBL Netherlands Environmental Assessment Agency. The outcome of the CBA was positive (Smeets et al., 2015). If maritime emissions counted towards national ceilings, as proposed by the European Commission, cost-effective measures could be found here, too.

The biggest social benefits in the CBA are from reductions achieved outside the Netherlands, in connection with the level of the emission ceilings in these countries. This type of air quality policy, based on emission ceilings per EU member state, is cost-effective for the Netherlands because it is European in scope; reducing emissions in the Netherlands alone may not be cost-effective.

The most effective way to lower ambient concentrations of particulate matter in the Netherlands is considered to be by reducing emissions of NO_x and NH_3 (in the Netherlands and abroad). This is even more effective than direct reductions in emitted particulate matter. This effect is not restricted to transport. NO_x and NH_3 cause secondary particulate matter, which becomes a background concentration of particulate matter in the Netherlands. Secondary particulate matter currently makes up about a third of the total mass of particulates in the air.

Geographical scale of policy measures

The European exhaust emission standards apply to emissions from *new* vehicles in Europe and so they will only slowly be adopted throughout the total European car fleet. Direct effects on the *existing* fleet are best achieved through national or local policies, such as tax policy, grants, environmental zones, etc.

Local emission reduction measures (for example, traffic diversion or local speed restrictions) have little effect on the ambient air concentrations of PM_{10} and $PM_{2.5}$. They can have a bigger effect on the concentration of ultrafine particles ($PM_{0.1}$) and soot along the roads concerned, because they are more closely correlated with the traffic on those roads. The health gains of this type of measures accrue mainly to people living in the direct neighbourhood of the roads.

New substances or fractions

Particulates from wear and tear of road vehicles, including metal particles from tyres and brakes, are not addressed by the existing exhaust emission standards. They do count towards the national emission ceiling, though. The volume of emissions depends on traffic volumes and is slowly rising. The health effects are not yet fully known. What is needed is a good problem definition of emissions from wear and tear that includes both the scale of the emissions and their health effects. Little thought has yet been given to ways to reduce emissions from wear and tear.

There are references in the literature that argue for specific policies for soot. The new European PN standards do just that.

We found no new substances described in the literature that are not covered by current legislation and urgently need regulation – with the proviso that the health effects of many of the substances in the air have never been investigated at all. The WHO considers current knowledge about ultrafine particles to be insufficient to determine a safe concentration value. The growing use of biofuels has prompted an ongoing European study into aldehydes, which are NMVOCs with specific health effects.

Neither did we find any arguments in the literature to justify revoking some of the current regulations. The WHO argues explicitly for maintaining the ambient air concentration standards for both PM_{10} and $PM_{2.5}$, because the possible health effects of the coarser and finer fractions of particulates have different properties.

Literatuur

Amato, F., Cassee, F.R., Denier van der Gon, H.A.C., Gehrig, R., Gustafsson, M., Hafner, W., Harrison, R.M., Jozwicka, M., Kelly, F.J., Moreno, T., Prevot, A.S.H., Schaap, M., Sunyer, J. & Querol, X. (2014). Urban air quality: The challenge of traffic non-exhaust emissions. *Journal of Hazardous Materials 275 (2014) 31-36.*

Brook, R.D., Rajagopalan, S., Pope, C.A. 3rd, Brook, J.R., Bhatnagar, A., Diez-Roux, A.V., Holguin, F., Hong, Y., Luepker, R.V., Mittleman, M.A., Peters, A., Siscovick, D., Smith, S.C. Jr, Whitsel, L. & Kaufman, J.D. (2010). Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation 121(21), 2331-78.*

Brunekreef, B. & Forsberg, B. (2005). Review - Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health. *The European Respiratory journal*, 2005, 26(2), 309-18.

CBS Statline. Diverse pagina's.

Compendium voor de Leefomgeving (2014). http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/indicatoren/nl0081-Relatie-ontwikkelingen-emissies-en-milieukwaliteit.html?i=14-66

Correia et al. (2014). The Effect of Air Pollution Control on Life Expectancy in the United States: An Analysis of 545 US counties for the period 2000 to 2007. *Epidemiology*, 2013, 24(1):23-31.

Cuelenaere, R. et al. (2014). *Scenarios for energy carriers in the transport sector.* Delft/Delft/Petten: TNO, CE Delft, ECN.

Daniëls, B.W. et al. (2006). *Optiedocument energie en emissies 2010/2020.* Petten: ECN.

EC (2013a). COM(2013) 920 final. *A Clean Air Programme for Europe.* Brussel: Europese Commissie.

EC (2013b). SWD(2013)531. *Commission Staff Working Document. Impact Assessment.* Brussel: Europese Commissie.

EEA (2011). *Air quality in Europe – 2011 report.* Kopenhagen: European Environmental Agency.

EEA (2012). *The contribution of transport to air quality.* TERM 2012. Kopenhagen: European Environmental Agency.

EEA (2013). Air Quality in Europe – 2013 report. Kopenhagen: European Environmental Agency.

EFCA (2014). EFCA Newsletter, number 20, april 2014. http://www.efca.net/efca2/uploads/file/EFCA%20Newsletter%20nr%2020.pdf

Eijk, A. & Stelwagen, U. (2015). *Samenstelling van het brommerpark in de gemeente Utrecht. Brommer-kentekenscan september 2014.* Delft: TNO Leefomgeving.

Faber, J. et al. (2013). *Towards sustainable maritime shipping and inland navigation in 2050.* Delft: CE Delft.

Gerlofs-Nijland, M.E., Dormans, J.A., Bloemen, H.J., Leseman, D.L., John, A., Boere, F., Kelly, F.J., Mudway, I.S., Jimenez, A.A., Donaldson, K., Guastadisegni, C., Janssen, N.A., Brunekreef ,B., Sandström, T., Van Bree, L., Cassee, F.R. (2007). Toxicity of coarse and fine particulate matter from sites with contrasting traffic profiles. *Inhal Toxicol.*, 2007, 19(13), 1055-69.

Gerlofs-Nijland, M.E. et al. (2011). *Gezondheidseffecten van brommeremissies.* Bilthoven: RIVM.

Hammingh, P. et al. (2007). *Effectiveness of international emission control measures for North Sea shipping on Dutch air quality.* Bilthoven: MNP.

Hänninen, O. & Knol, A. Eds. (2011). *European Perspectives on Environmental Burden of Disease Estimates for Nine Stressors in Six European Countries.* Kuopia (Finland): National Institute for Health and Welfare (THL).

Happo, M.S., Salonen, R.O., Hälinen, A.I., Jalava, P.I., Pennanen, A.S., Dormans, J.A., Gerlofs-Nijland, M.E., Cassee, F.R., Kosma, V.M., Sillanpää, M., Hillamo, R. & Hirvonen, M.R. (2010). Inflammation and tissue damage in mouse lung by single and repeated dosing of urban air coarse and fine particles collected from six European cities. *Inhal Toxicol.*, 2010, 22(5), 402-16.

Hekkenberg, M. & Verdonk, M. (2014). *Nationale Energieverkenning 2014.* Petten: Energieonderzoek Centrum Nederland (ECN).

Hoen, A., Geilenkirchen, G. & Elzenga, H. (2014). *Achtergronden van de NEV-raming verkeer en vervoer.* Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.

IenM (2013). Brief van de Staatssecretaris van IenM d.d. 19 december 2013. Tweede Kamerstuk 33 750 XII, nr. 64.

IenM (2014a). Brief van de Staatssecretaris van IenM d.d. 10 maart 2014. Tweede Kamerstuk 28 663, nr. 55.

IenM (2014b). Brief van de Staatssecretaris van IenM d.d. 10 juli 2014. Tweede Kamerstuk 30 175, nr. 195.

IenM (2014c). *Een duurzame brandstofvisie met LEF. De belangrijkste uitkomsten uit het SER-visietraject naar een duurzame brandstoffenmix in Nederland.* Den Haag: Ministerie van Infrastructuur en Milieu.

IIASA (2007). *Analysis of policy measures to reduce ship emissions in the context of the revision of the national emissions ceilings directive.* Laxenburg: International Institute of Applied Systems Analysis (IIASA). http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/06107_final.pdf

IIASA (2015). *Adjusted historic emission data, projections, and optimized emission reduction targets for 2030 – A comparison with COM data 2013. Part B: Results for Member States TSAP Report #16B. Version 1.1.* Laxenburg: International Institute of Applied Systems Analysis (IIASA). http://www.iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/MitigationofAirPollutionand Greenhousegases/TSAP_16b.pdf

Janssen, N.A., Hoek, G., Simic-Lawson, M., Fischer, P., Van Bree, L., Ten Brink, H., Keuken, M., Atkinson, R.W., Anderson, H.R., Brunekreef, B. & Cassee, F.R. (2011). Black carbon as an additional indicator of the adverse health effects of airborne particles compared with PM_{10} and $PM_{2.5}$. *Environ Health Perspect., 2011, 119(12), 1691-9. Review.*

Keuken, M. & Brink, H.M. ten (2009). *Traffic emissions of elemental carbon (EC) and organic carbon (OC) and their contribution to $PM_{2,5}$ and PM_{10} urban background concentrations.* PBL/ECN/RIVM/TNO.

Keuken, M. et al. (2012). Elemental carbon as an indicator for evaluating the impact of traffic measures on air quality and health. *Atmospheric Environment 61, (2012), 1-8.*

KiM (2013). *Beleidsopties voor vermindering van de CO_2-uitstoot van het wegverkeer.* Den Haag: KiM.

KiM (2014). Mobiliteitsbeeld 2014. Website http://kimnet.nl/sites/kimnet.nl/subsites/mobiliteitsbeeld-2014/index.html
Den Haag: KiM.

Mathijsen, J. & Koelemeijer, R. (2010). *Beleidsgericht onderzoeksprogramma fijnstof. Resultaten op hoofdlijnen en beleidsconsequenties.* Den Haag/Bilthoven: Planbureau voor de Leefomgeving.

Nijland, H., Hoen, A., Snellen, D. & Zondag, B. (2012). *Elektrisch rijden in 2050: gevolgen voor de leefomgeving.* Den Haag/Bilthoven: Planbureau voor de Leefomgeving.

NRC (2015). 'RIVM vindt bewijs: vuile lucht kost Nederlanders levensmaanden.' Artikel website NRC.nl, 12 maart 2015:
http://www.nrc.nl/nieuws/2015/03/12/rivm-vindt-bewijs-vuile-lucht-kost-nederlanders-levensmaanden

PBL (2007). *Milieubalans 2007.* Bilthoven: Planbureau voor de Leefomgeving.

RIVM (2013a). *Ultrafijnstof en gezondheid.* Bilthoven: RIVM.

RIVM (2013b). *RIVM-dossier 'Fijnstof'.* Bilthoven: RIVM.

RIVM (2013c). *Jaaroverzicht luchtkwaliteit 2012.* Bilthoven: RIVM.

RIVM (2013d). *Summary of the second Netherlands Research Program on Particulate Matter (BOP II).* Bilthoven: RIVM.

RIVM (2014a). *Monitoringsrapportage NSL 2014. Stand van zaken Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit.* Bilthoven: RIVM.

RIVM (2014b). *Emissions of transboundary air pollutants in the Netherlands 1990-2012. Informative Inventory Report 2014.* Bilthoven: RIVM. www.rivm.nl/dsresource?objectid=rivmp:248025&type=org&disposition=inline

Schaap, M. et al. (2010). *BOP–report Composition and origin of Particulate Matter in the Netherlands. Results from the Dutch Research Programme on Particulate Matter.* Den Haag/Bilthoven: Planbureau voor de Leefomgeving.

Schroten, A. et al. (2014). *Externe en infrastructuurkosten van verkeer. Een overzicht voor Nederland in 2010.* Delft: CE Delft.

Smeets, W. et al. (2007). *Kosteneffectiviteit van aanvullende maatregelen voor een schonere lucht.* Bilthoven: MNP.

Smeets, W. et al. (2012). *Kosten en baten van strengere emissieplafonds voor luchtverontreinigende stoffen. Nationale evaluatie voor de herziening van het Gothenburg Protocol.* Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.

Smeets, W. (PBL), Hammingh, P. (PBL) & Aben, J. (RIVM) (2015). *De kosten en baten van het Commissievoorstel ter vermindering van de nationale emissies van bepaalde luchtverontreinigende stoffen. Analyse van het voorstel van 18 december 2013.* Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.

Thorpe, A. & Harrison, R. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of the total environment 400 (2008), 270–282.*

Traa, M. & Geilenkirchen, G. (2013). *Demografie van het Nederlandse personenautopark. Kortetermijnmodel voor bezit en gebruik personenauto's in Nederland.* Bijdrage aan het Colloquium Vervoersplanologisch Speurwerk 21 en 22 november 2013, Rotterdam.

Velders et al. (2014). *Grootschalige concentratie- en depositiekaarten Nederland. Rapportage 2014.* Bilthoven: RIVM.

Verbeek, R. et al. (2007). *Onderzoek naar het effect van retrofit roetfilters op de emissies van personenwagens met een dieselmotor.* Delft: TNO.

Verbeek, R. et al. (2009). *Impact of biofuels on air pollutant emissions from road vehicles, phase 2.* Delft: TNO.

Verbeek, R. & Mensch, P. van (2012). *Factsheets van technische mogelijkheden voor het verlagen van de milieubelasting van passagiersschepen in Amsterdam.* Delft: TNO.

Verdonk, M. & Wetzels, W. (2012). *Referentieraming energie en emissies: actualisatie 2012. Energie en emissies in de jaren 2012, 2020 en 2030.* Bilthoven/Petten: PBL/ECN.

Vermeulen, R. et al. (2014). *The Netherlands In-Service Emissions Testing Programme for Heavy-Duty 2011-2013.* Delft: TNO.

Visser et al. (2008). *Impacts of the Euro VI heavy duty emission standard for the Netherlands.* Bilthoven: MNP.

WHO (2006). *WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide Global update 2005. Summary of risk assessment.* Genève: World Health Organisation (WHO).

WHO (2012). *Health Effects of Black Carbon.* Kopenhagen: World Health Organization Regional Office for Europe. www.euro.who.int/pubrequest.

WHO (2013). *Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project.* Technical Report. Kopenhagen: World Health Organization Regional Office for Europe.

WHO (2014). Factsheet No 313 Ambient (outdoor) air quality and health. Updated March 2014. http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/

Bijlagen

Bijlage A Herkomst van en meetmethoden voor fracties binnen fijnstof

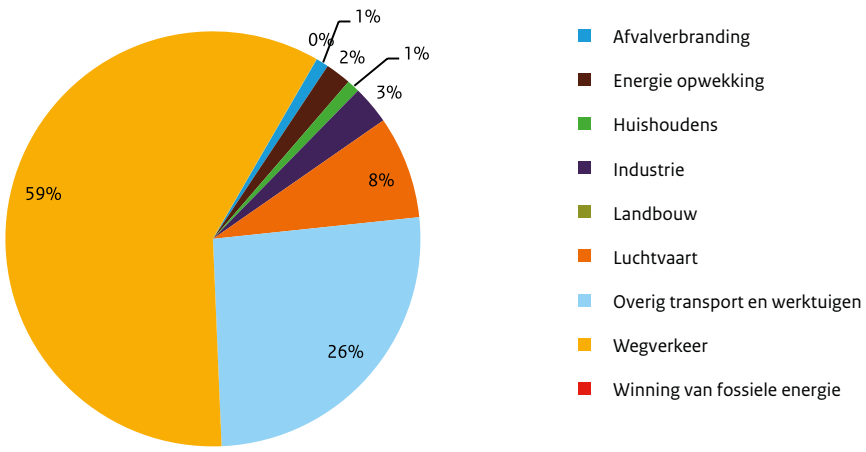
We gaan hier in op enkele fracties van fijnstof, die hetzij minder bekend zijn of waarvoor recent belangstelling is ontstaan.

Ultrafijnstof

Ultrafijnstof ($PM_{0,1}$) komt vrij bij verbrandingsprocessen – dit is primair ultrafijnstof – en uit gassen, wanneer die onder invloed van licht chemisch reageren – secundair ultrafijnstof. De verhouding tussen primair en secundair ultrafijnstof is niet bekend. Geschat wordt dat het wegverkeer voor 59% bijdraagt aan het aantal ultrafijnstofdeeltjes in de lucht. Bij de totale transportgerelateerde bijdrage (inclusief werktuigen) gaat het zelfs om 93%; zie figuur A.1 (TNO, niet-gespecificeerde bron in RIVM, 2013a). De aantallen deeltjes variëren over de dag: in de ochtend is er een piek vanwege de grotere hoeveelheid verkeer in de ochtendspits, in de namiddag is er een piek door chemische reacties in de atmosfeer, al dan niet onder invloed van zonlicht in combinatie met de avondspits.

Ultrafijnstof is chemisch met name opgebouwd uit elementair koolstof (EC), organische verbindingen, zwavelzuur, salpeterzuur, metalen en metaaloxiden (RIVM, 2013b).

Figuur A.1 Verdeling van aantallen ultrafijnstofdeeltjes over verschillende sectoren, in 2005. *Bron: RIVM (2013a).*



De concentratie van ultrafijnstof (in aantallen deeltjes) neemt snel af met de afstand tot de bron. Op 200 à 300 meter vanaf de bron is het aantal ultrafijnstofdeeltjes afgenomen met circa 95%. Bij fijnstof is de afname (in massa) dan nog maar 20% (RIVM, 2013a).

Metingen van ultrafijnstof worden niet standaard uitgevoerd. Het is daarom lastig in te schatten in welke mate de mens aan ultrafijnstof wordt blootgesteld (RIVM, 2013a). Er zijn wel incidentele metingen. In het kader van het Joint Air Quality Initiative zijn in april 2013 nieuwe metingen gestart, onder andere in Amsterdam.

Methodebepaalde emissies: roet, EC, OC, black smoke, black carbon

Roet wordt empirisch gedefinieerd: de meetmethode bepaalt wat met roet wordt bedoeld. Roet is daardoor niet eenduidig fysisch of chemisch te duiden. De zwarte kleur komt door de aanwezigheid van elementair koolstof en/of teerachtige stoffen die het gevolg zijn van onvolledig verlopen verbrandingsprocessen (RIVM, 2013b).

Fijnstof bevat twee typen koolstofhoudende deeltjes: elementair koolstof (*elemental carbon*, EC) en organische verbindingen, ofwel organisch koolstof (*organic carbon*, OC).

EC wordt thermisch bepaald (RIVM, 2013b, hoofdstuk 1) en heeft een sterke relatie met verkeer, vooral *weg*verkeer; in de buurt van een luchthaven werden geen verhoogde concentraties gevonden (Keuken & Ten Brink, 2009). De achtergrondconcentratie van EC is laag; op locaties met veel wegverkeer is de EC-concentratie hoog. Dit maakt EC, volgens Keuken et al. (2012), tot een geschikte indicator om het effect van verkeersmaatregelen te evalueren: deze zijn direct terug te zien in de EC-concentratie. Het RIVM publiceert jaarlijks een EC-kaart voor Nederland: http://geodata.rivm.nl/gcn/. Hierop is duidelijk een effect van wegen te zien.

Bij OC is de relatie met verkeer minder aanwezig. Stads- en straatconcentraties van OC worden vooral bepaald door OC-concentraties van buiten de stad (Keuken & Ten Brink, 2009). Een belangrijk deel van de organische stoffen in de lucht zijn afkomstig van emissies van vluchtige organische stoffen (VOS) (RIVM, 2013a).

Black smoke (zwarte rook) is iets anders dan EC. *Black smoke* wordt optisch bepaald in plaats van thermisch. Het kan wel goed worden gebruikt als proxy voor EC (Keuken & Ten Brink, 2009).

Daarnaast bestaat er nog *black carbon* (BC), dat eveneens methodebepaald is. BC is vooral aanwezig in $PM_{0,1}$ en is een belangrijk bestanddeel van dieselroet (EEA, 2013).

Metalen

Metalen in fijnstof kunnen worden gekoppeld aan specifieke bronnen, waarvan sommige een relatie hebben met verkeer. Zo wijst zink op autobandenslijtage, koper op remslijtage en cadmium op vuilverbranding en cementproductie. De bijdrage van metalen aan de fijnstofconcentratie neemt sterk toe in de stedelijke omgeving (RIVM, 2013b, hoofdstuk 1).
Volgens Thorpe en Harrison (2008, p.270) is moeilijk om te bepalen uit welke specifieke bron metalen/slijtage-emissies afkomstig zijn:

> "It is concluded that with the exception of brake dust particles which may be identified from their copper (Cu) and antimony (Sb) content, unequivocal identification of particles from other sources is likely to prove extremely difficult, either because of the lack of suitable tracer elements or compounds, or because of the interactions between sources prior to the emission process. Even in the case of brake dust, problems will arise in distinguishing directly emitted particles from those arising from resuspension of deposited brake dust from the road surface, or that derived from entrainment of polluted roadside soils, either directly or as a component of road surface dust."

Bodemstof (Engels: mineral dust)

Bodemstof bestaat voornamelijk uit oxiden (o.a. SiO_2, $Al2O_3$, FeO, Fe_2O_3, CaO) en carbonaten ($CaCO_3$, $MgCO_3$) die de aardkorst vormen. In Nederland en Europa leveren landbouwactiviteiten en opwerveling door het verkeer de belangrijkste bijdragen aan bodemstof. De bijdrage door winderosie lijkt in Europa niet of nauwelijks van belang (RIVM, 2013b).

Bijlage B Bestaand beleid

Nationale emissieplafonds (national emission ceilings, NEC)

- Gemeten in kiloton per stof per jaar.
- Nederland is in EU- of UNECE-verband verplicht zich aan deze emissieplafonds te houden.
- Op dit moment zijn er vier stoffen die onder de plafonds vallen: NO_x, SO_2, NH_3 en NMVOS. Er is dus geen plafond voor fijnstof. NO_x, NH_3 en SO_2 hebben wel een connectie met PM_{10}, omdat ze kunnen leiden tot de vorming van secundair fijnstof.
- Elke EU-lidstaat heeft een eigen plafond per stof. Er zijn geen aparte plafonds per sector, zoals verkeer.
- De huidige EU-plafonds (NEC-richtlijn) gelden voor 2010. Ook in UNECE-kader zijn emissieplafonds afgesproken (Gothenborg-protocol). In mei 2012 zijn deze emissieplafonds herzien met plafonds voor 2020. In het Gothenborg-protocol zijn ook plafonds voor fijnstof ($PM_{2,5}$) opgenomen.
- Recent[22] heeft de Europese Commissie voor de periode na 2020 in het kader van de NEC-richtlijn een aanscherping voorgesteld van de vier bestaande plafonds, gedifferentieerd per lidstaat, en nieuwe plafonds voor $PM_{2,5}$ en methaan (CH_4).

Europese grenswaarden voor concentraties van stoffen in de lucht

- Gemeten in microgram per m^3.
- Er zijn grenswaarden voor: zwaveldioxide (*SO_2*), stikstofdioxide (*NO_2*) en stikstofoxiden (*NO_x*), fijnstof (*PM_{10}* en *$PM_{2,5}$*), lood (*Pb*), benzeen, ozon (*O_3*), benzo(a)pyrene (*BaP*) en koolmonoxide (*CO*) en enkele metalen (arseen, cadmium en nikkel).[23]
- Er zijn jaargemiddelde grenswaarden en daggrenswaarden.
- De grenswaarden gelden generiek over het hele grondgebied van de EU. Sommige landen hebben tijdelijk uitstel gekregen om in hun land aan de grenswaarden te voldoen (derogatie). Aan de huidige grenswaarden dient vanaf een bepaalde datum te worden voldaan.
- In de EU liggen op dit moment geen voorstellen voor aanscherping van de grenswaarden, maar de discussie daarover zal in 2016 worden gestart.
- Het langetermijnperspectief van de Europese Commissie is om aan te sluiten bij de door de WHO geadviseerde grenswaarden (EC, 2013, p.6). Deze zijn in bijna alle gevallen strenger dan de huidige Europese grenswaarden; zie tabel B.1.

Tabel B.1 EU-concentratiegrenswaarden en WHO-advieswaarden en percentage van de EU-bevolking dat wordt blootgesteld aan hogere concentraties. *Bron: EEA (2013, p.8).*

Pollutant	EU reference value	Exposure estimate (%)	WHO AQG	Exposure estimate (%)
$PM_{2,5}$	Year (20)	20-31	Year (10)	91-96
PM_{10}	Day (50)	22-33	Year (20)	85-88
O_3	8-hour (120)	14-18	8-hour (100)	97-98
NO_2	Year (40)	5-13	Year (40)	5-13
BaP	Year (1)	22-31	Year (0.12)	76-94
SO_2	Day (125)	< 1	Day (20)	46-54
CO	8-hour (10)	< 2	8-hour (10)	< 2
Pb	Year (0.5)	< 1	Year (0.5)	< 1
Benzene	Year (5)	< 1	Year (1.7)	12-13

Colour coding:	< 5%	5-50%	50-75%	> 75%

[22] December 2013, in het nieuwe 'A Clean Air Programme for Europe' (EC, 2013a). Begin 2015 zijn de voorstellen aangepast.
[23] EU-richtlijn 2008/50/EG en dochterrichtlijn 2004/107/EG.

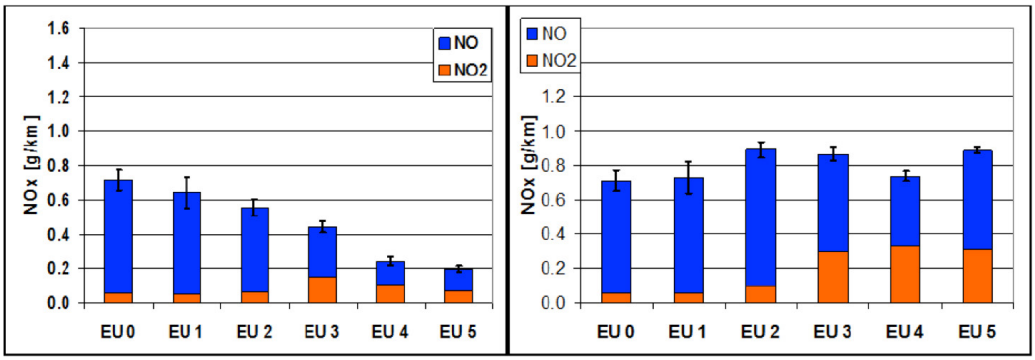
Note: The pollutants are ordered in terms of their relative risk for health damage — highest on top.
This estimate refers to a recent three year period (2009–2011) and includes variations due to meteorology, as dispersion and atmospheric conditions differ from year to year.
The reference levels included EU limit or target levels and WHO air quality guidelines (AQG).
The reference levels in brackets are in µg/m3 except for CO which is in mg/m3 and BaP in ng/m3.
For some pollutants EU legislation allows a limited number of exceedances. This aspect is considered in the compilation of exposure in relation to EU air quality limit and target values.
The comparison is made for the most stringent EU limit or target values set for the protection of human health. For PM10 the most stringent standard is for 24-hour mean concentration.
For PM2.5 the most stringent EU standard is the 2020 indicative annual limit value (20 µg/m3).
As the WHO has not set AQG for BaP and C6H6, the WHO reference level in the table was estimated assuming an additional lifetime risk of 1 x 10-5.
The Pb concentrations reported by France for 2009 have been corrected in the exposure estimates given above.
Source:EEA, 2013e (CSI 004); AirBase v. 7; ETC/ACM.

Europese uitlaatemissienormen voor wegvoertuigen

- Wettelijke grenswaarde aan de uitlaatemissies van nieuwe voertuigen, gemeten in gram per gereden kilometer en volgens een bepaalde testcyclus.
- Betreft de volgende stoffen: *CO, KWS, NO_x, PM* (massa) en, alleen bij personen-, bestel- en vrachtauto's: (m.i.v. euro 5/VI) *aantal deeltjes (particle number, PN)*.
- Er zijn eisen voor personenauto's, bestelauto's, vrachtauto's, twee- en driewielers en mobiele werktuigen.
- De huidige eisen zijn:
- Voor personenauto's, bestelauto's en vrachtauto's: Euro 6/VI. Heeft niet alleen een grenswaarde voor de massa van PM, maar ook een grenswaarde voor aantallen deeltjes.
- Nieuwe typen brommers moeten nu voldoen aan Euro 3-normen. Euro 4 wordt in 2017 van kracht. Er wordt al gewerkt aan Euro 5-normen, die per 2020 moeten ingaan. Daarin is ook een PM-limiet opgenomen die gelijk is aan de norm voor personenauto's; voor NO_x is deze zelfs lager.
- Bij mobiele werktuigen is Stage IV standaard in 2014 van kracht. Dit is vergelijkbaar met Euro VI voor trucks. Er is veel meer wetgeving geïmplementeerd dan voor de binnenvaart.

Bij dieselpersonenauto's is er een grote discrepantie tussen de NO_x-uitstoot volgens de norm en de uitstoot die daadwerkelijk op de weg wordt gerealiseerd; zie figuur B.2.

Figuur B.2 Verschil tussen NO_x-norm- en praktijkuitstoot bij dieselpersonenauto's. *Bron: EC (2013b, p.22).*

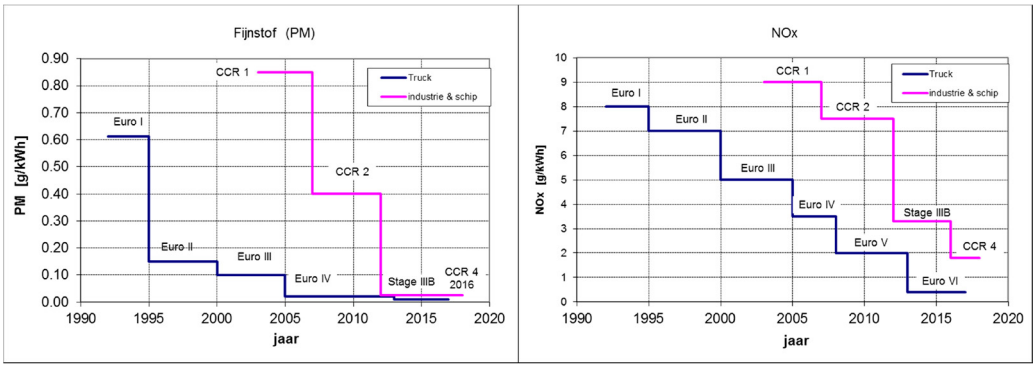


<< Terug naar inhoud

Emissienormen voor binnenschepen in Rijnoeverstaten en België

Sinds 2003 gelden voor de Rijnoeverstaten en in België emissienormen die zijn opgelegd door de Centrale Commissie van de Rijnvaart (CCR). Sinds 2008 geldt CCR-II. Ook de EU stelt emissie-eisen aan de binnenvaart: Stage IIIA, Stage IIIB; zie figuur B.3.

Figuur B.3 Vergelijking normen vrachtwagens en scheepsmotoren. *Bron: Verbeek & Van Mensch (2012).*



Emissienormen voor zeeschepen

NO_x-emissies van zeeschepen zijn wereldwijd gereguleerd door emissiegrenzen voor motoren van nieuwe schepen onder Regulatie 13 van IMO MARPOL Annex VI. Er zijn limieten voor schepen die zijn gebouwd na 2000 (Tier I), na 2011 (Tier II) and na 2016 in geselecteerde emissiebeheersgebieden (*emission control areas*) (Tier III) (Faber et al., 2013). De NO_x-emissies voor nieuwe schepen worden 16 tot 22% gereduceerd in 2011 ten opzichte van 2000, en 80% in 2016.

Europese en internationale normen voor brandstoffen[24]

Emissies van SO_2, lood en benzeen worden in belangrijke mate beïnvloed door de samenstelling van de brandstof. Sinds 2000 mag er geen loodhoudende benzine meer op de markt worden gebracht. Het zwavelgehalte van benzine en diesel is via normstelling in fasen verminderd tot 10 ppm. Het zwavelgehalte voor zware stookolie en gasolie wordt sinds 2000 eveneens in fasen verminderd. Gasolie wordt gebruikt voor landbouwtrekkers en bosbouwmachines, dieseltreinen en korte afstand scheepsvaart. Zware stookolie wordt voor scheepvaart voor lange afstanden gebruikt.

Tabel B.1 Zwavelnormen voor zware stookolie en gasolie in richtlijn 1999/32/EG.

	norm	ingangsdatum
zware stookolie (niet voor zeescheepvaart)	Max 1% S	1/01/2003
gasolie (ook voor zeescheepvaart)	Max 0,2% S	1/07/2000
gasolie (ook voor zeescheepvaart)	Max 0,1% S	1/01/2008

[24] Bron: http://www.lne.be/themas/milieu-en-mobiliteit/milieuvriendelijke-voertuigen/ecoscore-en-euronormen/euronormen-voor-voertuigen/euronormen-voor-voertuigen/#Normen_voor_brandstoffen

Het Marpolverdrag in het kader van de Internationale Maritieme Organisatie (IMO) stelt zich tot doel de zeeverontreiniging door schepen te beperken en te voorkomen. Marpol Annex VI werd in 2005 van kracht en bevat voorschriften voor de preventie van luchtverontreiniging door schepen. De maatregelen zijn gericht op de uitstoot van SO_x, NO_x, VOS en ozonaantastende stoffen. Annex VI wijst voor de beheersing van SO_2-emissies speciale gebieden (*sulphur emission control area*, SECA) aan in de Oostzee of de Baltische Zee, de Noordzee en het Kanaal. Annex VI stelde een limiet aan het zwavelgehalte van zware stookolie voor schepen van 4,5% wereldwijd en 1,5% in de speciale gebieden. In april 2008 werd Annex VI herzien. De wereldwijde limiet aan het zwavelgehalte van scheepsbrandstoffen bedraagt vanaf 2010 3,5% en vanaf 2020 0,5%. Voor de speciale gebieden geldt een strengere limiet, namelijk 1% zwavel in 2010 en 0,1% zwavel in 2015.[25]

[25] Dit is in de EU vastgelegd in de Europese zwavelrichtlijn 2012/33/EU, die sinds 1 januari 2015 van kracht is. Deze richtlijn, gebaseerd op Annex VI van de VN-IMO Marpol Conventie, bevat specifieke regels voor de SECA-zones Baltische Zee, Noordzee en het Kanaal, en limiteert het zwavelgehalte van scheepvaartbrandstoffen in die zones tot maximaal 0,1%.

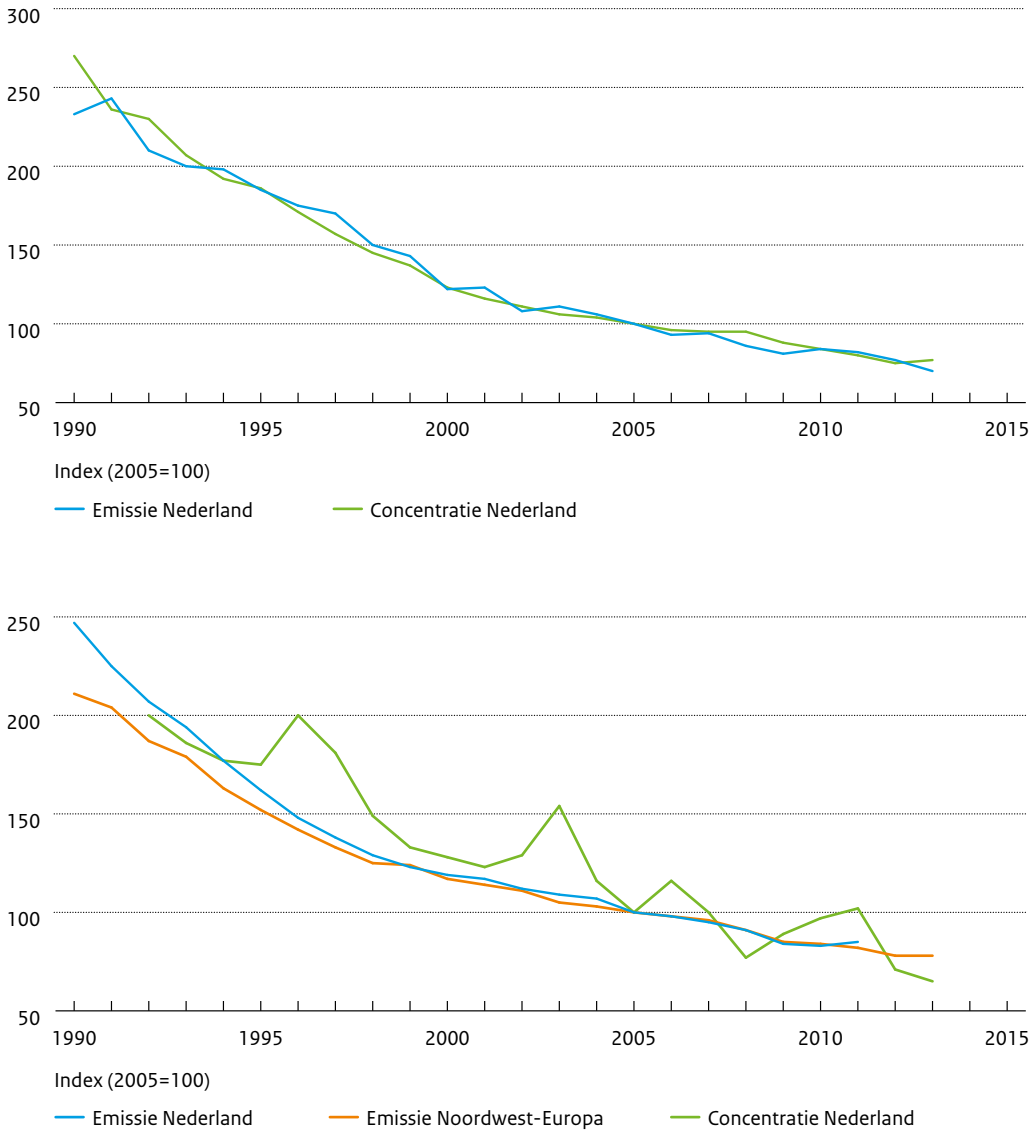
Bijlage C Vergelijking emissies en concentraties; bijdrage verkeer

Relatie tussen emissies (op jaarbasis) en concentratie in de lucht

Bij fijnstof (PM_{10}) is de relatie tussen emissies en concentraties minder eenvoudig te leggen dan bij NO_2. Berekende concentraties (met atmosferische verspreidingsmodellen) zijn ongeveer de helft van de gemeten regionale concentraties van fijnstof.

Het verschil wordt grotendeels veroorzaakt door natuurlijke bronnen, waarvan de emissies niet goed bekend zijn. Daarnaast wordt een deel van fijnstof in de lucht (secundair) gevormd door de reactie van stikstofoxiden (NO_x), ammoniak (NH_3) en zwaveldioxide (SO_2) en VOS; dit proces verloopt niet helemaal evenredig met de emissie en bemoeilijkt de vergelijking tussen emissies en gemeten concentraties. Ook jaar-op-jaar variërende meteorologische omstandigheden geven fluctuaties in concentraties.

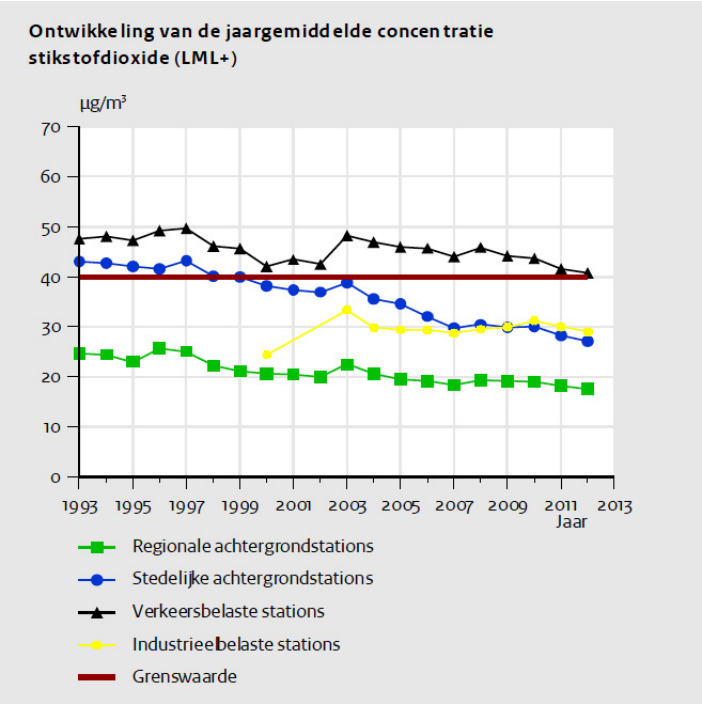
Figuur C.1 Vergelijking emissies en concentraties van NO_x en PM_{10}. *Bron: Compendium voor de leefomgeving (2014).*

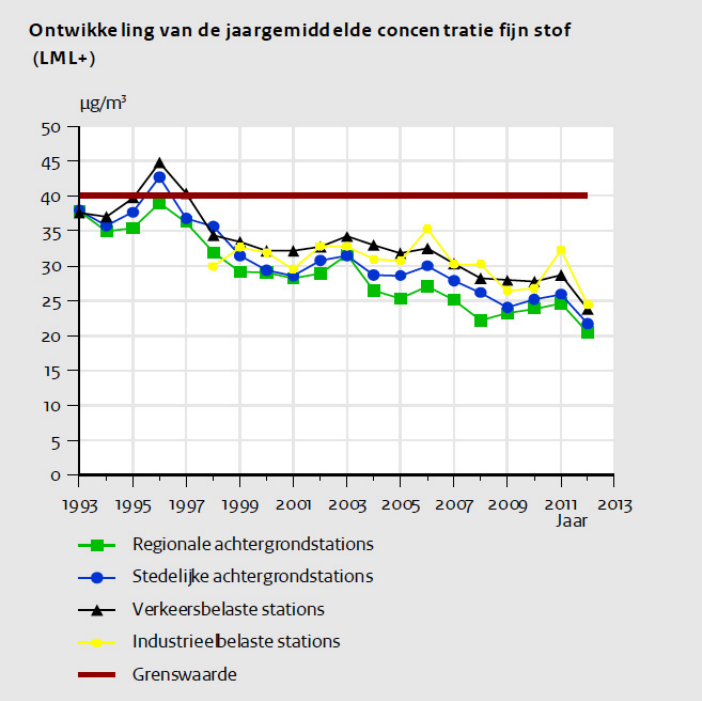


Effect van (weg)verkeer op concentraties

Het effect van verkeer op de concentratie van NO_2, PM_{10} en $PM_{2,5}$ is te zien in figuur C.2. Bij fijnstof zijn de verschillen tussen de verschillende stations veel kleiner dan bij NO_2; blijkbaar is bij fijnstof de achtergrondconcentratie sterk bepalend. Bij NO_2 en $PM_{2,5}$ hebben de verkeersbelaste meetstations de hoogste concentraties, bij PM_{10} de industrieelbelaste stations.

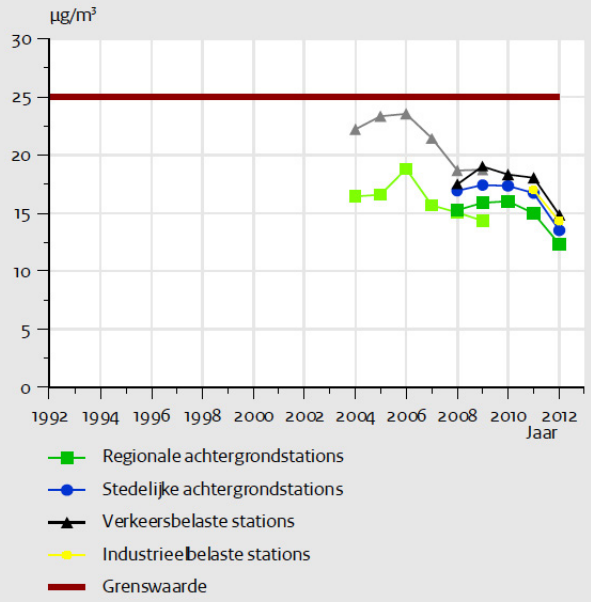
Figuur C.2 Ontwikkeling jaargemiddelde concentratie van NO_2, PM_{10} en $PM_{2,5}$. *Bron: RIVM (2013c).*





<< Terug naar inhoud

Ontwikkeling van de jaargemiddelde concentratie $PM_{2.5}$ (LML+)



Bijlage D Maatschappelijke kosten van emissies

Verkeersemissies veroorzaken schade aan de gezondheid en aan de natuur. Deze schade is in geld uit te drukken. Dit zijn maatschappelijke kosten.

Tabel D.1 geeft deze kosten per eenheid PM_{10}, NO_x en SO_2. De kosten zijn voor verschillende locaties verschillend, vanwege verschillen in de aantallen mensen die aan de stoffen worden blootgesteld en gezondheidsschade oplopen. Omdat de meeste mensen zich binnen de bebouwde kom bevinden, is de gezondheidsschade per eenheid emissie hier het grootst.

Als emissies worden vermeden, bijvoorbeeld door technische reductiemaatregelen, levert dit maatschappelijke baten op.

Tabel D.1 Maatschappelijke kosten van emissies. *Bron: Schroten et al. (2014).*

Type emissie	Differentiatie locatie *) en bron	Externe kosten (€/kg, prijspeil 2010)
NO_x	Weg, spoor, luchtvaart, binnenvaart	10,60
	zeevaart	6,75
SO_2	Weg, spoor, luchtvaart, binnenvaart	15,20
	zeevaart	9,10
PM_{10}-verbranding	Grootstedelijk	559,10
	Stedelijk	180,50
	Landelijk	109,30
	Zeevaart	37,10
PM_{10}-slijtage	Grootstedelijk	223,60
	Stedelijk	72,10
	Landelijk	43,70

*) De indeling grootstedelijk, stedelijk en landelijk in Schroten et al. (2014) wijkt af van de indeling van het CBS voor zijn emissiedata. Het CBS onderscheidt bebouwde kom, buitenwegen en autosnelwegen.

<< Terug naar inhoud

Bijlage E Potentieel van end-of-pipe maatregelen

Tabel E.1 gaat per modaliteit in op het nog aanwezige potentieel van end-of-pipe-maatregelen. End-of-pipe is één van de vier typen opties voor emissiereductie; zie hoofdstuk 7. Het gaat zowel om denkbare nieuwe end-of-pipe-maatregelen als optimalisatie van bestaande maatregelen.

Waar relevant wordt een vergelijking gemaakt met maatregelen om de voertuigefficiëntie en de brandstof te verbeteren.

De tabel is gebaseerd op een niet-openbaar memo dat TNO op verzoek van het KiM heeft opgesteld. Onder de tabel staat aanvullende informatie uit bronnen die specifiek ingaan op de zee- en binnenvaart.

Tabel E.1 Belangrijkste end-of-pipe-maatregelen en andere maatregelen die verdere reductie van NO_x en PM_{10} mogelijk maken. *Bron: TNO memo.*[26]

	End-of-pipe-maatregelen	Efficiëntie en brandstof
Personen-auto's en bestelauto's	Er is weinig zicht op technologieën die voorbij Euro 6 nog een significante stap mogelijk maken. Optimale dimensionering en afstemming van componenten en regeling van motor en nabehandeling (incl. inspuiting AdBlue) zijn waarschijnlijk het belangrijkst. Specifiek voor NO_x: SCR-deNO_x en een goede regelstrategie en afstelling (o.a. hoeveelheid AdBlue), die nodig is om te voldoen aan RDE [1] Euro6. Niet geschikt voor retrofit. *Te bereiken reductie t.o.v. Euro 6: klein?*	
Vracht-wagens en bussen	Er zijn geen *quick wins* meer. Zware Euro VI-dieselvoertuigen voor transport over lange afstand stoten nu al erg weinig NO_x en PM_{10} uit. Er is weinig zicht op techniek die voorbij Euro VI nog een significante stap mogelijk maakt. Technisch kan de NO_x-uitstoot verder worden verlaagd door de bestaande techniek te verbeteren; belangrijkste optie is het verhogen van de SCR-efficiëntie door betere integratie van *after treatment* en voertuigmotor. *Te bereiken reductie t.o.v. Euro VI: klein?*	
Brommers en scooters (tweetakt)		Overstap naar viertakt- of elektrische tweewielers ligt als reductieoptie meer voor de hand dan end-of-pipe-maatregelen bij tweetakt.
Speciale voertuigen en mobiele bronnen in (land)bouw	In deze categorie al veel meer wetgeving geïmplementeerd dan bijvoorbeeld bij de binnenvaart. Voor nieuwe mobiele werktuigen is een norm van kracht die vergelijkbaar is met Euro VI voor vrachtwagens. Retrofitopties zijn roetfilter en SCR-katalysator. *Te bereiken reductie: ?*	Een retrofitoptie voor kleinere machines (tot 100 of 150 kW) is inzet van LPG- of aardgasmotoren. Te realiseren emissieniveaus zijn dan Fase IIIB (stage IIIB). Dit is vergelijkbaar met Euro IV tot Euro V.
Binnenvaart	Opties om aan Stage IV (=CCR4?) te voldoen: SCR-katalysator op de dieselmotor. LNG-/gas-motoren, al dan niet dual-fuel of pilot-diesel en al dan niet met katalytische nabehandeling. Retrofitopties zijn SCR en roetfilter. *Te bereiken reductie: ?*	Alternatieve brandstoffen (LNG/GTL) en dual-fuel-systemen. Diesel vervangen door GTL (Gas to Liquid synthetische diesel) levert 10-20% reductie.

1) Real Driving Emissions. Dit is een nieuwe testcyclus die beter moet aansluiten bij de praktijk. Voor vrachtwagens Euro VI is de RDE al van kracht.

[26] Niet openbaar.

Zee- en binnenvaart

Faber et al. (2013) geven potentiëlen van end-of-pipe-maatregelen in zee- en binnenvaart ten opzichte van een referentiepad; zie tabel E2. Dit potentieel vormt tevens de bovengrens van het totale reductiepotentieel. CE Delft acht de reductieopties in de categorieën volumereductie, verbeteren van de vaartuigefficiëntie en/of een alternatieve brandstof minder effectief.

Tabel E.2 Reductiepotentieel van end-of-pipe-maatregelen in zee- en binnenvaart (respectievelijk boven en onder).
Bron: Faber et al. (2013).

	CO_2	NO_x	PM_{10}	SO_2
Scrubber			80-85%	90-95%
Selective Catalytic Reduction		90-99%	25-40%	
Exhaust Gas Recirculation		20-85%		

	CO_2	NO_x	PM_{10}	SO_2
Selective Catalytic Reduction	8%	81%	35%	
Particulate matter filters				
- closed filters			95%	
- half-open filters			40-50%	

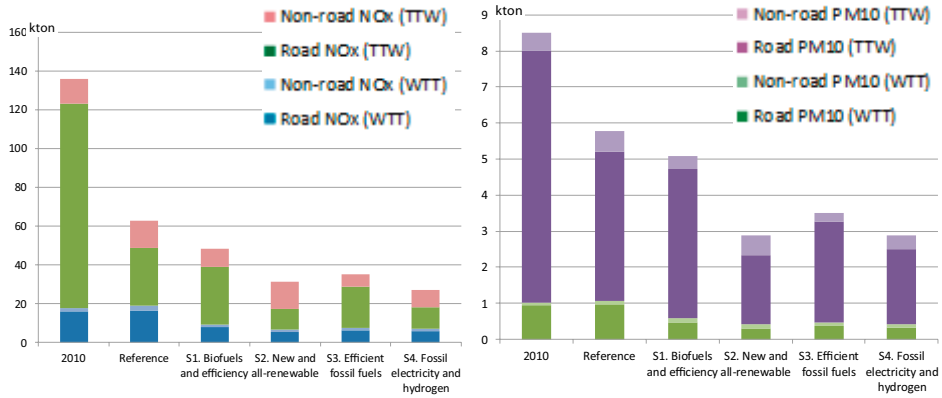
Een andere bron, Verbeek en Van Mensch (2012), geeft als potentie van CCR4 (eis van de Centrale Commissie Rijnvaart) voor binnenvaartschepen: bij NO_x 75% en bij PM_{10} 90% reductie ten opzichte van CCR2.

Bijlage F Originele data van scenario's voor CO_2-reductie

Deze bijlage geeft de originele data uit Cuelenaere et al. (2014) over de reductie van NO_x en PM_{10} in de hele keten, dus zowel well-to-tank (WTT) als *tank-to-wheel* (TTW) (figuur F.1), en de gebruikerskosten (figuur F.2) per scenario.

De verkeerssector zelf stoot alleen de tank-to-wheel-emissies (TTW) uit. De reducties van de TTW-emissies staan in tabel F.1. Deze reducties zijn gebruikt in figuur 7.2 in hoofdstuk 7 van dit rapport.

Figuur F.1 Effect op emissies van NO_x (links) en PM_{10} (rechts) in 2050 van de vier scenario's uit Cuelenaere et al. (2014).



De referentie in 2050 is door de auteurs zelf ontwikkeld, als extrapolatie van de emissies in 2020/2030 volgens de Referentieramingen (Verdonk & Wetzels, 2012). Dit geeft (logischerwijs) voor 2050 zowel bij NO_x als PM_{10} een sterke daling te zien ten opzichte van 2010. Verondersteld is dat Euro6/VI vanaf 2030 volledig is gepenetreerd in het wagenpark en dat de testwaarde en de praktijkwaarde tezijnertijd overeenkomen.[27]

Tabel F.1 Tank-to-wheel-reductie van NO_x en PM_{10} in 2050 per scenario, afgeleid uit Cuelenaere et al. (2014).

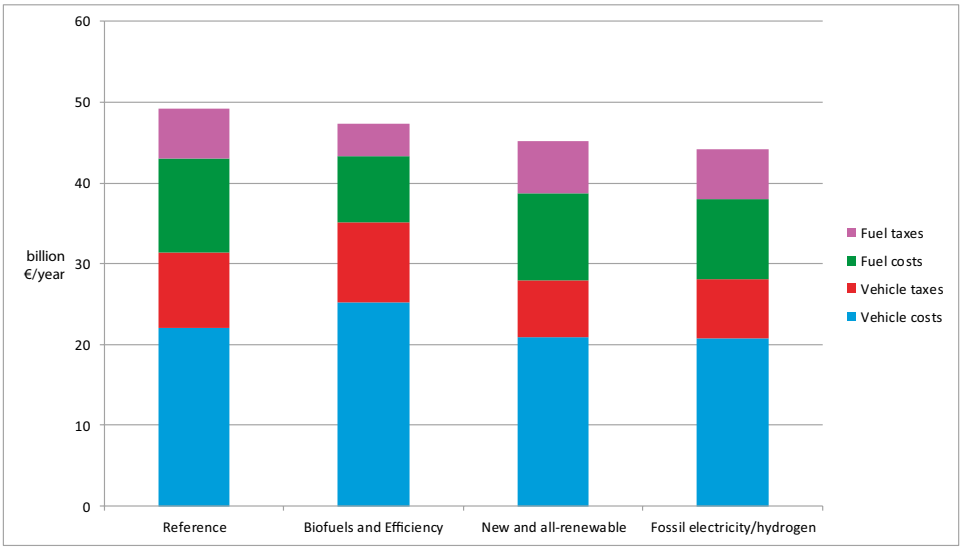
	NO_x				PM_{10}			
Scenario →	**1**	**2**	**3**	**4**	**1**	**2**	**3**	**4**
Emissiereductie in 2050 t.o.v. referentiepad	7%	43%	34%	50%	2%	46%	34%	46%
Emissiereductie in 2050 t.o.v. 2010	65%	79%	75%	81%	39%	67%	59%	67%

Cuelenaere et al. (2014) hebben voor drie van de vier scenario's berekend wat in 2050 de kosten voor gebruikers zijn, inclusief belastingen en heffingen. Aangenomen is dat de huidige niveaus van belastingen en heffingen in stand blijven. Een andere aanname is dat voertuigen met alternatieve aandrijftechnieken in 2050 nog maar weinig duurder zijn dan conventionele voertuigen. Van het scenario waarin CO_2-emissiereductie vooral wordt bereikt met volumereductie, zijn geen kosten berekend.

[27] Persoonlijke communicatie met Gert-Jan Koornneef (TNO).

De gebruikerskosten in de drie beschouwde scenario's liggen volgens Cuelenaere et al. lager dan in de referentiesituatie, waarin geen CO_2 wordt bespaard. De kosten per eenheid emissiereductie zijn dus negatief. Kostenbesparingen voor de gebruiker treden op door lagere brandstofkosten of lagere voertuigbelastingen (het laatste bij de voertuigen met andere aandrijflijnen: elektrisch, brandstofcel-elektrisch). Om de bespaarde kosten per eenheid emissie te berekenen, zou een verdeelsleutel over de verschillende emissies (CO_2, NO_x, PM_{10}) nodig zijn.

Figuur F.2 Totale gebruikerskosten wegverkeer in 2050. *Bron: Cuelenaere et al. (2014).*



Het is zeer de vraag of de uitgangspunten van Cuelenaere et al. (2014) over kosten van alternatieve voertuigen realistisch zijn. Er zijn ook studies (o.a. Nijland et al., 2012) die erop duiden dat gebruikerskosten maar voor enkele groepen autorijders lager zijn – met name weinigrijders in een benzineauto – en voor een groot deel van de automobilisten juist hoger. Nijland et al. verwachten dat elektrische auto's relatief duur blijven. Verder hebben Cuelenaere et al. geen welvaartsverliezen – zoals verlies aan gebruikersgemak vanwege een lange oplaadtijd van de batterij en een korte actieradius –meegerekend, waardoor de kosten voor de gebruiker mogelijk worden onderschat.

Colofon

Dit is een uitgave van het Ministerie van Infrastructuur en Milieu
Juli 2015

Kennisinstituut voor Mobiliteitsbeleid (KiM)

ISBN/EAN
978-90-8902-133-5

KiM-15-A06

Auteur
Saeda Moorman

Vormgeving en opmaak
VormVijf, Den Haag

Kennisinstituut voor Mobiliteitsbeleid (KiM)
Postbus 20901
2500 EX Den Haag
Telefoon: 070 456 19 65
Fax: 070 456 75 76

Website: www.kimnet.nl
E-mail: info@kimnet.nl

Publicaties van het KiM zijn als PDF te downloaden van onze website www.kimnet.nl.
U kunt natuurlijk ook altijd contact opnemen met één van onze medewerkers.

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen onder vermelding van het KiM als bron.

Kennisinstituut
Mobiliteitsbeleid
voor

Het Kennisinstituut voor Mobiliteitsbeleid (KiM) maakt analyses van mobiliteit die doorwerken in het beleid. Als zelfstandig instituut binnen het ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM) maakt het KiM strategische verkenningen en beleidsanalyses. De inhoud van de publicaties van het KiM behoeft niet het standpunt van de minister en/of de staatssecretaris van IenM weer te geven.

Kennisinstituut voor Mobiliteitsbeleid

Dit is een uitgave van het

Ministerie van Infrastructuur en Milieu

Postbus 20901 | 2500 EX Den Haag
www.rijksoverheid.nl/ienm

www.kimnet.nl

ISBN/EAN: 978-90-8902-133-5

Juli 2015 | KiM-15-A06