

RIVM Rapport 609021056/2007

Invloed van zeeschepen op luchtkwaliteit

M. Mooij
M.G. Mennen

Contact:
M. Mooij
Centrum Inspectieonderzoek, Milieuongevallendienst en Drinkwater
RIVM
Martje.Mooij@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van VROM-Inspectie, in het kader van het project M/609021 'Ondersteuning VROM-Inspectie'.

© RIVM 2007

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

Rapport in het kort

Invloed van zeeschepen op luchtkwaliteit

Uit deze literatuurstudie blijkt dat de zeescheepvaart substantieel bijdraagt aan de uitstoot van zwaveldioxide, stikstofoxiden, fijn stof en nikkelverbindingen naar de lucht op nationaal niveau. Niettemin is alleen een verhoogde concentratie stikstofdioxide waargenomen in de directe omgeving van grote vaarwegen en havens in Nederland. Niet uitgesloten wordt dat ook de uitstoot van fijn stof door zeeschepen nadelig kan zijn voor de gezondheid. Voor beide stoffen geldt dat zij klachten kunnen verergeren bij mensen met ademhalingsproblemen en luchtwegenklachten.

Dit concludeert het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) in een verkennend onderzoek naar de effecten van de uitstoot van stoffen door zeeschepen op de luchtkwaliteit. De opdrachtgever is de VROM-Inspectie.

Aanleiding voor het onderzoek is de afwezigheid van een duidelijk inzicht in de invloed van zeeschepen op de luchtkwaliteit en leefomgeving in Nederland. Zeeschepen zijn een van de minst geregleerde type bronnen van luchtverontreiniging. Alleen voor het zwavelgehalte in brandstoffen zijn normen opgesteld (Besluit zwavelgehalte brandstoffen). Er zijn enkele Nederlandse onderzoeken hieromtrent uitgevoerd, maar een compleet beeld over de invloed van zeeschepen op luchtkwaliteit en leefomgeving ontbreekt.

Om een beter inzicht te krijgen op de precieze invloed van zeeschepen op de leefomgeving wordt een gerichte meetcampagne of grondige analyse van bestaande meetdata aanbevolen.

Trefwoorden:

Zeescheepvaart, emissies, zwaveldioxide, fijn stof, stikstofdioxide, luchtkwaliteit, gezondheid

Abstract

The influence of ocean going ships on air quality

In this report we conclude that ocean going ships in the Netherlands contributes significantly to the emission of sulphur dioxide, nitrogen oxides, fine particulate matter and nickel compounds into the air. In spite of this, increased levels of nitrogen dioxide concentrations have only been found in the direct vicinity of major waterways and harbours in the Netherlands. Furthermore, the emission of fine particulate matter by ocean ships could also have a negative effect on human health. Both nitrogen dioxide and fine particulate matter can have negative health effects on people suffering from respiratory symptoms.

The above is concluded by the National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) in an exploratory study into the effects of shipping on air quality. The VROM-Inspectorate was the commissioning body.

The reason for this study was the absence of complete understanding of the influence of ocean going ships on air quality and environment. Ocean ships are one of the least regulated types of air pollution sources. Standards for desired substance levels have only been set for sulphur in the Fuel (Sulphur Content) Decree. In the Netherlands only a few studies on this subject have been conducted. A complete picture on the influence of ocean going ships on air quality and environment is lacking.

In order to gain more insight into the exact influence of ocean going vessels on the environment, a specific measuring campaign or thorough analysis of measured data is recommended.

Key words:

Ocean going ships, emissions, sulphur dioxide, fine particulate matter, nitrogen oxide, air quality, human health

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	9
1.1 Doel	9
1.2 Vraagstellingen	9
1.3 Aanpak	9
1.4 Leeswijzer	10
2 Achtergrondinformatie	11
2.1 Weinig regels zeescheepvaart	11
2.2 Parameters die emissies beïnvloeden	11
2.2.1 Soort brandstof	12
2.2.2 Type motoren	12
2.2.3 Soort activiteit van schepen	12
2.2.4 Ouderdom	12
3 Literatuurstudie	13
3.1 Directe emissiemetingen	13
3.2 Indirecte emissiemetingen	14
3.3 Emissieschattingen	15
3.3.1 Statistische methode	15
3.3.2 Verspreidingsmodellen	16
4 Berekeningen situatie in Nederland	17
4.1 Inleiding	17
4.2 Scheepsbewegingen in Nederlandse havengebieden	17
4.3 Emissiegegevens Nederlandse zeeschepen	18
4.4 Vergelijking met andere gebieden	19
4.5 Concentraties op leefniveau	20
4.5.1 Nederlandse meetcampagnes	20
4.5.2 Data uit luchtmeetnetten Nederland	22
4.5.3 Nikkel en vanadium	23
4.5.4 Data uit buitenlands onderzoek	23
5 Stoffen en gezondheid	25
5.1 Zwaveldioxide	25
5.2 Stikstofdioxide	25
5.3 Fijn stof	26
5.4 PAK's	26
5.5 Zware metalen: vanadium en nikkel	27
6 Conclusies: beantwoorden van vragen	29
6.1 Vraag 1	29
6.2 Vraag 2	30
6.3 Vraag 3	31

7	Aanbevelingen	33
	Referenties	35
	Bijlagen	39
Bijlage 1	Achtergrondinformatie soorten brandstof	40
Bijlage 2	Overzicht emissiefactoren	41
Bijlage 3	Beschrijving onderzoek van Keuken et al. (2005)	45
Bijlage 4	Overzicht meetstations nabij havens en grote waterwegen	46

Samenvatting

Het RIVM heeft in opdracht van de VROM-Inspectie een verkennend onderzoek gedaan naar de invloed van emissies door zeescheepvaart op de luchtkwaliteit en de leefomgeving in Nederland. De aanleiding voor dit onderzoek is de afwezigheid van een helder beeld over de invloed van zeeschepen in Nederland op de luchtkwaliteit en directe omgeving van drukke vaarwegen en grote havens. Zeeschepen zijn een van de minst geregleerde type bronnen van antropogene luchtverontreiniging. Alleen voor het zwavelgehalte in brandstoffen zijn normen opgesteld (Besluit zwavelgehalte brandstoffen).

Dit verkennend onderzoek bestond voornamelijk uit een literatuurstudie. Daarnaast hebben we gegevens gebruikt uit de Emissieregistratie en data uit het meetnet van de DCMR (Dienst Centraal Milieubeheer Rijnmond) in het Rijnmondgebied en van enkele stations van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML).

Uit de literatuurstudie blijkt dat er wereldwijd veel onderzoek is gedaan naar de emissies van zeeschepen. Daarbij zijn de emissies van een breed scala aan stoffen gemeten, zowel direct (in de schoorsteen) als indirect (in de rookpluim of op afstand van een schip). Uit de emissies zijn emissiefactoren berekend – dat is de hoeveelheid geëmitteerde component per hoeveelheid verbruikte brandstof – voor onder andere CO, CO₂, NO_x, N₂O, SO₂, fijn stof, benzeen, PAK's, dioxinen, PCB's zware metalen, aldehyden en ketonen. Ook de invloed op de emissies van belangrijke factoren zoals de soort gebruikte brandstof, het type motor, de soort activiteit van het schip en de ouderdom van de motoren zijn onderzocht.

In de diverse publicaties zijn de totale emissies aan schadelijke stoffen door zeescheepvaart in een land of een gebied geïnventariseerd. Om die totale emissies te berekenen is veelal gebruikgemaakt van de bovengenoemde emissiefactoren. De schaal waarop emissie-inventarisaties zijn gedaan, varieert van wereldwijd tot een bepaald havengebied of stad. Diverse studies tonen aan dat de emissies van de zeescheepvaart een significante bijdrage leveren aan de luchtverontreiniging, met name voor SO₂ en NO_x.

Ook in Nederland worden jaarlijks emissieberekeningen uitgevoerd. Uit deze emissieregistratie blijkt dat de zeescheepvaart een relatief grote bron is van emissies SO₂, NO_x, fijn stof en nikkelverbindingen, vergeleken met de bijdrage van andere antropogene bronnen zoals de industrie en het wegverkeer.

Effecten van zeeschepen op leefniveau zijn voornamelijk te verwachten in de havengebieden en langs de grote waterwegen. Nederlands grootste havengebied is Rotterdam, daarna volgen Zeeland (Vlissingen en Terneuzen), Amsterdam en Delfzijl/Eemshaven.

Er zijn twee belangrijke meetonderzoeken uitgevoerd naar de effecten op de leefomgeving van emissies door scheepvaart in Nederland. In beide studies zijn metingen langs waterwegen uitgevoerd naar concentraties van stoffen op leefniveau en de bijdrage van de scheepvaart hierin (zowel binnenvaart als zeescheepvaart). Op basis van de resultaten van deze onderzoeken hebben wij de maximale jaargemiddelde bijdrage van de zeescheepvaart aan de concentraties op de oever afgeleid. Naast de jaargemiddelde bijdrage zijn ook de geschatte piekconcentraties die optreden bij het passeren van zeeschepen weergegeven. Deze waarden staan in onderstaande tabel. De tabel laat zien dat intensieve zeescheepvaart substantieel bijdraagt aan de NO₂-concentraties op de oever. Deze bijdrage is meetbaar tot ongeveer 250 meter vanaf de as van het vaarkanaal. De emissies aan SO₂ en fijn stof door zeeschepen dragen minder sterk bij aan de concentraties in de leefomgeving.

Tabel 1: Maximale jaargemiddelde bijdrage aan concentraties op de oever en piekconcentraties bij passeren van zeeschepen

	Maximale jaargemiddelde bijdrage op oever ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Piekconcentraties op oever gedurende 3-5 min. ($\mu\text{g m}^{-3}$)
NO₂	5	50-300
SO₂	1,5	20-100
Fijn stof	0,2	0,5-3
Vanadium	0,001	0,003-0,02
Nikkel	0,001	0,003-0,02

Ook in andere landen zijn nauwelijks metingen verricht naar de effecten van de zeescheepvaart op leefniveau. Wel zijn door diverse onderzoekers met behulp van verspreidingsmodellen concentraties op leefniveau berekend, waarbij gebruik is gemaakt van de eerder genoemde emissiefactoren en inventarisaties van de scheepsbewegingen in het gebied. De resultaten van deze modelberekening komen grotendeels overeen met de waarden in de tabel.

Voor dit onderzoek hebben we ook nog onderzocht of we op basis van meetwaarden uit meetnetten langs waterwegen en havens de bijdrage van de zeescheepvaart konden schatten. Vanwege het verkennende karakter van dit onderzoek hebben we alleen jaargemiddelde concentraties van SO₂, NO_x en fijn stof geanalyseerd. De bijdrage van de zeescheepvaart blijkt niet of nauwelijks te onderscheiden van die van andere grote bronnen zoals de industrie en het wegverkeer. Mogelijk levert een meer gedetailleerde analyse, waarbij bijvoorbeeld uurlijks gemeten concentraties worden geanalyseerd in combinatie met meteorologische omstandigheden, meer inzicht op.

Mensen met ademhalingsproblemen en luchtwegklachten kunnen verergering van de klachten ondervinden door blootstelling aan verhoogde concentraties NO₂ en fijn stof. Daar komt bij dat voor fijn stof geldt dat er geen drempelwaarde aan te geven is waar beneden gezondheidseffecten uitgesloten kunnen worden. Hoewel de geschatte bijdrage van de emissies van de zeescheepvaart aan de concentraties van SO₂, fijn stof, nikkel en vanadium op leefniveau nauwelijks substantieel is, is met name voor NO₂ niet uit te sluiten dat deze emissies invloed kunnen hebben op de gezondheid van mensen. Ten aanzien van fijn stof merken we nog op dat de bijdrage aan de concentraties op leefniveau weliswaar gering is, maar dat de samenstelling wel ongunstig kan zijn voor de gezondheid. In enkele onderzoeken is namelijk geconstateerd dat het fijn stof afkomstig van zeeschepen vooral uit zeer fijne deeltjes (< PM_{2,5}) bestaat.

Uit deze literatuurstudie blijkt dat er in Nederland weinig meetonderzoeken uitgevoerd zijn naar de bijdrage van emissies door zeeschepen op de leefomgeving. Om deze invloed beter te kunnen bepalen is een vervolgonderzoek, bestaande uit een meetcampagne of een grondiger analyse van data uit de meetnetten, aanbevolen.

1 Inleiding

1.1 Doel

Emissies van zeeschepen in de havengebieden van Amsterdam, Delfzijl, Rotterdam en Zeeland (Vlissingen en Terneuzen), zouden een negatieve bijdrage kunnen leveren aan de verslechtering van de luchtkwaliteit in Nederland. In de buitenlandse literatuur is hierover het een en ander beschreven. Een compleet beeld over de Nederlandse situatie ontbreekt echter. De VROM-Inspectie wil graag inzicht in emissies van stoffen door zeescheepvaart en eventuele gezondheidseffecten voor omwonenden van hierboven genoemde havengebieden.

1.2 Vraagstellingen

Om een beter inzicht te krijgen in emissies door zeescheepvaart en effecten op gezondheid heeft de VROM-Inspectie aan het RIVM/IMD gevraagd de volgende onderzoeksvragen te beantwoorden:

1. Hoe groot zijn de emissies van schadelijke stoffen¹ van de zeescheepvaart in de grote havengebieden van Nederland (Amsterdam, Delfzijl, Rotterdam en Zeeland) ten opzichte van andere bronnen, vooral het wegverkeer?
2. Tot op welke afstand van grote waterwegen is de invloed van de zeescheepvaart op leefniveau substantieel?
3. Welke gezondheidseffecten zijn te verwachten als gevolg van emissies door zeescheepvaart in deze havengebieden?

1.3 Aanpak

Voor het beantwoorden van deze vraagstellingen heeft de VROM-Inspectie het RIVM gevraagd een verkennend onderzoek uit te voeren naar: ‘Wat is er bekend? Welke literatuurgegevens en data’s zijn er? Wat kunnen we daarmee? Wat is de inschatting van emissies? Wat zijn effecten op leefomgeving? Welke gegevens ontbreken om een inschatting te maken en welke gegevens zijn extra nodig?’ Hiervoor heeft het RIVM een literatuurstudie gedaan waarin we trachten te schatten wat de omvang van emissies door zeescheepvaart is in de vier grote havengebieden van Rotterdam, Amsterdam, Delfzijl en Zeeland. Gedetailleerde informatie over soort brandstofgebruik, type motoren, vaarbewegingen, manoeuvres, enzovoort zal nodig zijn. Hiervoor zijn verschillende bronnen geraadpleegd, zoals nationale en internationale wetenschappelijke literatuur, lokale meetnetten, havenautoriteiten, Milieu- en Natuurplanbureau (MNP), Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS) en het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) van het RIVM.

¹ In eerste instantie gaan we ervan uit dat SO₂, NO_x, fijn stof, PAK’s en zware metalen de relevantste verbindingen zijn om ons in het onderzoek op te richten.

1.4 Leeswijzer

Voor het schatten van de omvang van emissies door zeeschepen zijn we nagegaan welke parameters emissiefactoren kunnen beïnvloeden. Dit wordt in hoofdstuk 2 besproken. In hoofdstuk 3 gaan we in op de soorten literatuurstudies die wereldwijd uitgevoerd zijn naar emissies van zeeschepen. Hier worden drie typen onderzoeken besproken en wel de directe emissiemetingen in uitlaten van zeeschepen, indirecte emissiemetingen in rookpluimen van schepen varende op zee en emissieschattingen die gedaan worden uit immissiemetingen. Hoofdstuk 4 gaat in op de Nederlandse situatie van emissies van stoffen door zeeschepen. In hoofdstuk 5 worden gezondheidsaspecten van stoffen beschreven. Omdat luchtverontreiniging een combinatie van stoffen betreft en er vele factoren zijn die een rol spelen bij eventuele gezondheidseffecten, hebben wij een indicatie gegeven over mogelijke gezondheidseffecten bij langdurige blootstelling aan hoge concentraties van de afzonderlijke stoffen. In hoofdstuk 6 worden de drie vraagstellingen, zoals gesteld in paragraaf 1.2, beantwoord, waarna in hoofdstuk 7 onze aanbevelingen te vinden zijn.

2 Achtergrondinformatie

2.1 Weinig regels zeescheepvaart

Zeeschepen vormen een van de minst gereguleerde typen bronnen van antropogene luchtverontreiniging, terwijl het scheepvaartverkeer toeneemt. Voor luchtmissies van schadelijke stoffen in rookgassen van zeeschepen ontbreken normstellingen, zowel voor Nederland als daarbuiten (Corbett, 2003; Swart et al., 2007). Alleen voor het zwavelgehalte in brandstoffen zijn normen opgesteld. Schepen mogen alleen op zee op relatief goedkope zwavelrijke brandstof varen. Binnen de territoriale wateren mag deze brandstof niet gebruikt worden. In MARPOL 73/78 Bijlage VI (website: Noordzeeloket), een Internationaal Verdrag, worden mondiale afspraken gemaakt ter voorkoming van verontreiniging door schepen waar dan ook ter wereld. Hierin worden in een aantal voorschriften eisen gesteld aan emissies van allerlei stoffen als stikstofoxides, zwaveloxides, vluchtige organische stoffen en stoffen die de ozonlaag aantasten. Er gelden ook speciale emissienormen voor zwaveloxides binnen speciale beheersgebieden die kwetsbaar zijn voor SO₂ emissies (Sox Emissie Controle Gebieden). Met ingang van eind 2007 gelden deze strengere regels ook voor de Noordzee, omdat deze recent aangewezen is als een Sox Emissie Controle Gebied.

In MARPOL 73/78 Bijlage VI is afgesproken dat het toegestane zwavelgehalte van brandstoffen (diesel olie en zware stookolie) niet hoger mag zijn dan 4,5%. Voor de Sox Emissie Controle Gebieden geldt vanaf eind 2007 een zwavelgehalte van 1,5%. Hieronder vallen vooral de Europese zeegebieden en wel Het Kanaal, de Oostzee en vanaf eind 2007 dan ook de Noordzee. Websites: Noordzeeloket; IMO (International Maritime Organization).

Besluit zwavelgehalte brandstoffen

Voor Nederland geldt het Besluit zwavelgehalte brandstoffen. Hierin worden eisen gesteld aan het zwavelgehalte in brandstoffen voor zeeschepen varende op Nederlandse vaarwegen. Voor gasolie geldt een maximaal zwavelgehalte van 0,2%, dit is in overeenstemming met de Europese richtlijn 1999/32 (website: EU-milieubeleid). Deze eis geldt ook voor zeeschepen die varen op de grote vaarwegen en binnen de territoriale wateren. Voor het gebruik van dieselbrandstof en zware stookolie geldt een strengere eis en wel van 0,005% zwavel. Voor scheepvaart op de Noordzee geldt binnenkort een maximum van 1,5% zwavel (websites: Noordzeeloket; EU-milieubeleid).

Meer inzicht nodig in emissies zeeschepen

Onderzoeken naar luchtvervuiling hebben politici langzaam bewust gemaakt van de significante bijdrage van emissies door zeeschepen. Vooral emissies van zwavel- en stikstofverbindingen moeten in hun effect op het klimaat niet onderschat worden (Corbett, 2003). Ook de VROM-Inspectie wil meer inzicht in de bijdrage van zeeschepen aan luchtvervuiling nabij havens en grote waterwegen.

2.2 Parameters die emissies beïnvloeden

Voor het beantwoorden van vraagstelling 1 en 2 is het van belang te weten welke factoren de emissies door zeeschepen beïnvloeden. Uit ons literatuuronderzoek komt naar voren dat er vier belangrijke parameters zijn die emissies beïnvloeden, namelijk:

1. Soort brandstof
2. Type motoren
3. Soort activiteit van schepen
4. Ouderdom van schepen

Hieronder worden deze parameters beschreven.

2.2.1 Soort brandstof

Er worden grofweg twee soorten brandstof gebruikt, namelijk marine fuels – de lichtere gasolie en de Marine Diesel Oil (MDO) – en residual fuels (de zware stookolie). Met de marine fuels worden zowel de gasolie als de dieselolie bedoeld. Gasolie is een redelijk gezuiverde brandstof, de zware stookolie bevat veel contaminanten als zwavel en metalen en is van lage kwaliteit, en dieselolie zit ertussenin. Een uitgebreide beschrijving van deze brandstoffen staat in Bijlage 1.

2.2.2 Type motoren

Op schepen worden verschillende typen motoren gebruikt. Aandrijving van de schepen gebeurt met de hoofdmotor (main engine, ME), terwijl elektriciteit op schepen verwerkt wordt met hulpmotoren (auxiliary engine, AE). Er zijn high speed, medium speed en slow speed dieselmotoren. Stoomturbine- en gasturbinemotoren worden tegenwoordig weinig meer gebruikt (Kasifa, 2002; Cooper, 2004). In Tabel B1.1 (Bijlage 1) staat per type motor beschreven welke brandstof wordt gebruikt.

2.2.3 Soort activiteit van schepen

De activiteit die een schip uitvoert, bepaalt de benodigde hoeveelheid brandstof en heeft daarmee ook effect op de emissies van stoffen. Er zijn drie activiteiten te onderscheiden en wel 1) varen op zee, 2) manoeuvreren en 3) voor anker liggen in de haven waarbij elektriciteit gebruikt wordt voor verwarming, laden en lossen.

Op zee worden de hoofdmotoren ingeschakeld en is de brandstof die gebruikt wordt vooral zware stookolie. Bij het manoeuvreren van een schip worden zowel de hoofdmotor als de hulpmotor gebruikt, waarvoor beide soorten brandstof worden gebruikt. Wanneer een schip voor anker ligt in de haven zijn de hoofdmotoren uitgeschakeld en worden emissies van stoffen veroorzaakt door de hulpmotoren die meestal op gasolie draaien (Cooper, 2004; Trozzi et al., 1995). Bij zowel het opstarten van de motoren als bij het manoeuvreren is sprake van slechte verbranding.

2.2.4 Ouderdom

Sommige schepen zijn energiezuiniger (nieuwe schepen) dan andere (oude schepen) en zorgen dus voor een lagere emissie van stoffen (Kasifa, 2002). Nieuwe schepen en toegepaste emissiereducerende technologieën (onder andere NO_x-katalysatoren) hebben een significante invloed op de soort en hoeveelheid emissies (Cooper, 2004). De ouderdom van de motoren bepaalt ook de mate van emissie, namelijk hoe ouder de motor, hoe slechter de verbranding en hoe groter de emissies van stoffen.

3 Literatuurstudie

Om de vragen van VROM-Inspectie te kunnen beantwoorden hebben we onderzoek gedaan naar algemene informatie over emissies van stoffen van zeeschepen en daarnaast gegevens verzameld over de omvang van de zeescheepvaart in de Nederlandse havengebieden.

De literatuurstudie heeft een aanzienlijk aantal publicaties opgeleverd over emissies van stoffen uit zeeschepen. De publicaties zijn grofweg onder te verdelen in de volgende categorieën:

1. Directe emissiemetingen: metingen van concentraties en debieten in uitlaten van zeeschepen. Uit deze gegevens kunnen de emissies (bronsterktes) van stoffen direct worden berekend.
2. Indirecte emissiemetingen: metingen van concentraties schadelijke stoffen in de rookpluim van een varende zeeschip. Uit deze concentraties kunnen de emissies modelmatig worden berekend.
3. Emissiebepalingen op basis van concentratiemetingen op leefniveau. Dit is een indirecte methodiek waarbij gemeten concentraties op leefniveau worden gebruikt om stoffen te identificeren die specifiek door een bepaalde bron (in dit geval zeeschepen) worden geëmitteerd. De methodiek levert geen nauwkeurige emissies op. In andere studies worden emissies als het ware 'gecontroleerd' door met verspreidingsberekeningen de concentraties op leefniveau te berekenen en die met meetgegevens te vergelijken.

Hieronder geven we per categorie een toelichting op de werkwijze, de resultaten en de bruikbaarheid van deze onderzoeken. In deze studies worden emissiefactoren afgeleid om emissiebepalingen te doen van zeeschepen. Deze emissiefactoren geven aan hoeveel van een bepaalde component wordt geëmitteerd per hoeveelheid verbruikte brandstof. In Bijlage 2 worden per component of per groep componenten emissiefactoren afkomstig uit de literatuurinventarisatie beschreven. De emissiegegevens voor de Nederlandse situatie, zie hoofdstuk 4, worden verkregen via de gegevens uit de Emissieregistratie die op vergelijkbare wijze verkregen worden (website MNP).

3.1 Directe emissiemetingen

Een aantal onderzoekers heeft metingen verricht naar concentraties en debieten in uitlaten van een aantal zeeschepen en grote veerboten. Door de concentraties met het debiet te vermenigvuldigen worden de emissies (hoeveelheid component per tijd) uit de uitlaat berekend. Een uitzondering daargelaten, zijn deze metingen op een vergelijkbare wijze uitgevoerd als gangbare emissiemetingen in stationaire bronnen, zoals schoorstenen van fabrieken. De gebruikte meetmethoden voldoen aan de ISO-standaardprocedures voor emissiemetingen. De resultaten zijn dus betrouwbaar.

In de diverse onderzoeken (Carlton et al., 1995; Cooper et al., 1996; Cooper, 2001; 2003; 2005) zijn verschillende stoffen gemeten. De emissies zijn van de volgende componenten bepaald: CO, CO₂, NO_x, N₂O, NH₃, SO₂, CH₄, NMHC², enkele specifieke koolwaterstoffen zoals benzeen, fijn stof, PAK's, dioxinen, chloorbenzenen en PCB's. Omdat zulke emissiemetingen tijdrovend, kostbaar en praktisch moeilijk uitvoerbaar zijn, is het aantal schepen waarvan emissies zijn bepaald beperkt, in de meeste gevallen tot 3 à 10 schepen. Het grootste emissieonderzoek is gedaan door Carlton et al. (1995). In opdracht van de Lloyd's Register Group³ hebben zij emissiefactoren van ruim 100 motoren van 60

² NMHC = non-methane hydrocarbons oftewel de som van alle vluchtige koolwaterstoffen behalve methaan (CH₄).

³ De Lloyd's Register Group is een organisatie die technische standaarden ontwikkelt voor de vervaardiging, het operationeel beheer en het onderhoud van onder andere zeeschepen. De organisatie is in oorsprong opgezet vanuit de zeescheepvaart, maar houdt zich tegenwoordig ook bezig met andere takken van industrie en vervoer. Opdrachtgever zijn zowel overheden als bedrijven.

zeeschepen vastgesteld. Op basis van de gemeten emissies zijn emissiefactoren berekend. Een emissiefactor geeft aan hoeveel van een bepaalde component wordt geëmitteerd per hoeveelheid verbruikte brandstof (meestal uitgedrukt in gram component per kilogram brandstof) of per hoeveelheid verbruikte energie (uitgedrukt in gram component per kilowattuur). De emissies hangen af van verschillende parameters, zoals in paragraaf 2.2 beschreven. Van een aantal van deze parameters is het effect op de emissies onderzocht en zijn kwalitatieve relaties vastgesteld tussen de parameters en de emissiefactoren. Zo bepaalde Cooper (2005) de emissies van drie verschillende schepen (een grote veerboot, een containerschip en een vrachtschip) zowel tijdens opstarten als tijdens stationair varen. Tijdens het startproces waren de emissies van de meeste componenten (per hoeveelheid brandstof) hoger, wat verklaard wordt vanuit de ongunstiger verbrandingscondities. Broekman (2007) bemonsterde stofdeeltjes in de uitlaat van zeeschepen en analyseerde het stof op PAK's en andere organische componenten, op zware metalen en op stofgebonden zwavel. Deze metingen waren vooral gericht op het identificeren van schadelijke componenten in het stof, niet op het kwantificeren van de emissies. Er is dan ook niet gemeten volgens de ISO-standaardprocedures voor emissiemetingen. Niettemin zijn de resultaten wel bruikbaar om emissies te schatten. Dat is van belang, omdat in andere onderzoeken geen emissies van zware metalen en stofgebonden zwavel zijn bepaald. Uit onderzoek van Mace et al. (1998) blijkt dat bij verbrandingsprocessen ook aldehyden en ketonen worden gevormd, maar dat hun concentraties in de uitlaat van zeewaardige pleziervaartuigen relatief laag zijn.

3.2 Indirecte emissiemetingen

Met behulp van een vliegtuig, waarmee de rookpluim van een op volle zee varend schip werd doorkruist, zijn concentraties schadelijke stoffen in die pluim gemeten. Hobbs et al. (2000) voerden zulke metingen uit bij acht zeeschepen, zes met een dieselmotor en twee met een stoomturbinemotor. Sinha et al. (2003) onderzochten de pluimen van twee schepen en wel een tanker en een containerschip. De gemeten componenten waren CO₂, CO, NO, NO₂, O₃, SO₂, CH₄, totaal koolwaterstoffen (C₂–C₁₁)⁴, Zwarte Rook (Black Carbon)⁵ en stofdeeltjes, zowel het aantal deeltjes per volume lucht als de deeltjesgrootteverdeling. Met de gebruikte apparatuur konden alleen fijne stofdeeltjes (aërodynamische diameter tussen 0,003 en 3 µm) worden gemeten. In verbrandingsrook komen echter vrijwel geen grotere stofdeeltjes voor.

Omdat niet in de uitlaat wordt gemeten, maar 'verderop in de rookpluim', is het niet mogelijk om met deze methodiek direct de emissies c.q. de emissiefactoren te bepalen. De emissiefactoren kunnen wel worden berekend en daarvoor zijn twee methoden gebruikt.

Bij de eerste methode is voor elke component de verhouding van de concentratie in de rookpluim ten opzichte van die van CO₂ berekend. De emissiefactor voor CO₂ is berekend uit het brandstofverbruik, waarbij wordt aangenomen dat het koolstofgehalte in de brandstof 87% bedraagt en dat nagenoeg alle koolstof bij de verbranding wordt omgezet in CO₂. Omdat bij varen op zee de motoren bijna op volle kracht draaien, is deze aanname plausibel. De emissiefactoren van de andere componenten zijn vervolgens berekend door die van CO₂ te vermenigvuldigen met de concentratieverhouding.

De tweede methode bestaat uit het terugrekenen van de emissie uit de gemeten concentratieprofielen in de rookpluim met behulp van een Gaussisch pluimverspreidingsmodel. Dit is een minder nauwkeurige methode vanwege onzekerheden in de modelberekening zelf, maar ook omdat de randen van de pluim

⁴ Bedoeld wordt de som van de concentraties vluchtige koolwaterstoffen met 2 tot en met 11 koolstofatomen.

⁵ De concentratie Zwarte Rook is een maat voor de hoeveelheid roetdeeltjes in de lucht.

moeilijk af te bakenen zijn. Het blijkt dan ook dat de op deze manier berekende emissies een factor 1,5 tot 2 lager uitvallen dan de waarden berekend uit de CO₂-flux.

Ook Chen et al. (2005) verrichtten metingen in de rookpluimen van twee zeeschepen door met een vliegtuig op verschillende afstanden van het schip de pluim zigzaggend te doorkruisen en daarbij continu concentraties van stoffen te meten. Hun onderzoek was vooral gericht op het fysisch-chemische gedrag van stoffen in die rookpluimen.

Naast de al eerder genoemde componenten zijn nu ook alle producten van fotochemische reacties gemeten. Hieruit bleek dat in de pluim van het schip NO_x relatief snel wordt afgebroken (80% in 2,5 uur) en dat onder invloed van zonlicht HNO₃, PAN en H₂SO₄ worden gevormd. De concentraties van deze stoffen zijn echter niet erg hoog en dat zal in Nederland, waar fotochemische processen zelden een prominente rol spelen, nog sterker het geval zijn. De emissiefactoren afgeleid uit de metingen in de pluimen van schepen komen meestal redelijk goed overeen met die van de directe metingen.

3.3 Emissieschattingen

In dit soort onderzoeken worden geen emissies gemeten of berekend, maar wordt aan de hand van gemeten concentraties op leefniveau (immissieconcentraties) onderzocht welke bronnen bijdragen aan die concentraties en, in sommige gevallen, hoe groot die bijdrage is. Hiervoor worden zowel statistische methoden als verspreidingsmodellen gebruikt.

3.3.1 Statistische methode

Door reeksen meetgegevens, in dit geval concentraties van stoffen op leefniveau, te onderwerpen aan een statistische methode, zoals een factoranalyse of een principale componentenanalyse kunnen (groepen) componenten worden geïdentificeerd die al dan niet specifiek aan een bepaalde bron kunnen worden toegeschreven. Deze methodiek werkt pas goed als er voldoende data worden ingevoerd. Zo analyseerden Yu et al. (2004) resultaten van stofmetingen afkomstig van tien meetstations uit het luchtkwaliteitsmeetnet van Hongkong over de periode 1998 tot en met 2001. Op deze meetstations worden elke zes dagen daggemiddelde concentraties PM₁₀ (fijn stof) gemeten. Ook wordt in het stof het gehalte van EC (elemental carbon ofwel roet) en OC (organic carbon ofwel niet-vluchtige koolwaterstoffen zoals PAK's) bepaald. Door analyse van de meetgegevens per seizoen en per type meetstation zijn de onderzoekers meer te weten gekomen over de verschillende bronbijdragen aan EC en OC. Zo blijkt wegverkeer aan beide flink bij te dragen. Het hoge EC-gehalte wordt waarschijnlijk veroorzaakt door emissies van roetdeeltjes uit zeeschepen, die voornamelijk varen op diesel of zware stookolie. De concentraties SO₂, vanadium (V) en nikkel (Ni) die alle vrijkomen bij verbranding van stookolie, gaven een vergelijkbaar beeld als EC. Ook in het onderzoek van Qin et al. (2006) wordt de hoge score van V en Ni toegeschreven aan emissies van olieverbranding. Zij analyseerden verder meetwaarden van PM_{2,5}-concentraties. De bijdrage van olieverbranding aan de PM_{2,5}-concentratie werd geschat op 0,5 tot 1,7 µg m⁻³. Let wel: de bijdrage van zeeschepen maakt hier slechts deel van uit. Xie et al. (2006) voeren in de periode juli tot en met september 2003 met een schip door het noordpoolgebied en namen daar dagelijks monsters totaal stof (TSP) in de lucht. Van de stofmonsters is vervolgens de elementsamenstelling bepaald, waarna de data statistisch zijn onderzocht met behulp van een factoranalyse. De meest relevante factor van de analyse werd toegeschreven aan scheepsemissies. De elementen zwavel (S), ijzer (Fe), V en Ni scoorden hoog op deze factor en de monsters die relatief hoge gehalten van deze elementen bevatten, waren ook beladen met dieselroet. Deze monsters zijn allemaal genomen in de omgeving van relatief drukke vaarroutes in het noordpoolgebied, waar nauwelijks invloed is van andere bronnen, zoals industrie. Op basis van de meetgegevens konden geen emissiefactoren worden berekend.

3.3.2 Verspreidingsmodellen

Naast de statistische analyses zijn er ook onderzoeken gedaan waarbij gemeten concentraties op leefniveau worden vergeleken met waarden die zijn berekend met behulp van verspreidingsmodellen en met als input geschatte emissies van relevante bronnen.

Kondo et al. (1999) berekenden de concentraties SO_2 , NO, NO_2 en O_3 in het gebied van en rondom de Baai van Osaka in Japan. Ze gebruikten daarbij een meteorologisch verspreidingsmodel op middelgrote schaal en als input emissies van verschillende bronnen, waaronder die van de zeescheepvaart in het gebied (400.000 scheepvaartbewegingen per jaar, waarvan 230.000 van veerboten). Deze bleek voor 32,5% verantwoordelijk voor de totale antropogene emissies aan SO_2 en NO_x in het gebied, terwijl de koolwaterstofemissies van schepen slechts 2% bijdroegen. De onderzoekers hebben de berekende concentraties vergeleken met meetwaarden op zes meetstations aan en nabij de kust. Hieruit bleek dat op de meeste meetpunten zowel de hoogte als het verloop van de concentraties redelijk goed overeenkwamen met de meetwaarden.

Een vergelijkbare studie is gedaan door Marmer en Langmann (2005). Zij richtten zich op het hele Middellandse-Zeegebied en vergeleken de berekende concentraties met meetwaarden van negen EMEP-stations (Europees meetnet) in Zuid-Europa. In de modelberekeningen zijn ook de effecten van fotochemische reacties verdisconteerd en het effect van de ontstane sulfaatdeeltjes op klimaat (radiative forcing) meegenomen. De meetwaarden bleken consequent hoger te zijn dan de berekende. De verschillen waren het kleinst voor de meetstations die sterk door landemissies worden beïnvloed. De onderzoekers geven als een mogelijke verklaring dat de scheepsemissies zijn onderschat.

4 Berekeningen situatie in Nederland

4.1 Inleiding

In diverse publicaties zijn emissies van schadelijke stoffen uit de zeescheepvaart in een land of een gebied geïnventariseerd. De schaal waarop dit is gedaan varieert van wereldwijd tot een bepaald havengebied of een stad. De inventarisaties dienen meestal twee doelen. Ten eerste wil men inzicht krijgen in de omvang van de emissies in relatie tot die van andere (antropogene) bronnen. Ten tweede worden de emissies vaak gebruikt om immissies, i.e. concentraties op leefniveau, te berekenen en na te gaan hoe groot de bijdrage is aan de lokale luchtverontreiniging. Beide zijn in principe ook doel van het onderhavig onderzoek.

Bij deze inventarisatiestudies worden grofweg twee methodieken toegepast om de emissies te berekenen. In het eerste geval wordt gebruikgemaakt van bulkgegevens, zoals de totale hoeveelheid verbruikte brandstof door alle schepen in het betreffende land of gebied en gemiddelde emissiefactoren voor de betreffende componenten. In het tweede geval wordt de berekening ‘bottom-up’ gedaan. Daarbij wordt eerst geïnventariseerd welke typen en hoeveel schepen er in het gebied varen, welke soorten motoren en brandstoffen ze gebruiken, hoeveel vaarkilometers ze afleggen en hoeveel tijd ze stilliggen in de haven, enzovoort. Vervolgens worden per parameter de emissiefactoren voor de betreffende componenten toegepast om de totale emissies te berekenen. Deze methodiek is preciezer dan de eerste. Het probleem is echter dat vaak betrouwbare data van scheepvaartbewegingen, brandstof, motoren en dergelijke ontbreken. Ook is niet van alle parameters het effect op de emissiefactoren goed bekend.

In de volgende paragrafen gaan we dieper in op de beschikbare gegevens voor de Nederlandse situatie. Eerst geven we een overzicht van gegevens over scheepvaartbewegingen in Nederland en daarna vergelijken we Nederland met andere gebieden (paragraaf 4.4).

4.2 Scheepsbewegingen in Nederlandse havengebieden

Het aantal scheepvaartbewegingen in de vier genoemde Nederlandse havens verschilt onderling behoorlijk. Tabel 4.1 laat zien om hoeveel scheepsbewegingen het gaat. De data zijn verkregen via de verschillende havenautoriteiten (websites van de havens Rotterdam, Amsterdam, Groningen, Zeeland, en website CBS).

Tabel 4.1: Aantal scheepsbewegingen in de vier Nederlandse havengebieden (2006).

	Rotterdam¹⁾	Amsterdam²⁾	Delfzijl & Eemshaven	Zeeland: (Vlissingen & Terneuzen)
Aantal schepen	31.077	5.742	3.444	Totaal Zeeland: 6.770 (4.354 + 2.416)
Soort Schepen (aantal)	Passagiersschepen (18) Massagoedschepen (8.806) Stukgoedschepen (21.168) Overige schepen (1.085)	Passagiersschepen (74) Tankers (937) Overige massagoedschepen (490) Stukgoedschepen (1525) Overige vrachtschepen (2000) Zandzuigers (372)	Tankers Overige massagoedschepen Stukgoedschepen Vissersboten Overige schepen	Massagoedschepen Stukgoedschepen Overige schepen

¹⁾ In de haven van Rotterdam wordt onderscheid gemaakt tussen massagoedschepen (bulk-, tank-, massagoedschepen), stukgoedschepen (o.a. container, roll-on/off) en overige schepen (bagger-, onderzoeks- vissersvaartuigen, sleepboten).

²⁾ Van de in totaal 5.742 schepen die aankwamen in de haven van Amsterdam zijn in de tonnageklasse 1500-3000 en 3000-6000 b.t. de meeste schepen aangekomen (respectievelijk 1.483 en 1.106 over 2006).

4.3 Emissiegegevens Nederlandse zeeschepen

Jaarlijks worden berekeningen van emissies uitgevoerd in het kader van Emissieregistratie en -Monitoring Scheepvaart (EMS). Deze wordt uitgevoerd door TNO en gecoördineerd door Rijkswaterstaat Adviesdienst Verkeer en Vervoer (Klein et al., 2006).

Het zijn gedetailleerde berekeningen waarbij vermenigvuldigingen van emissieverklarende variabelen (aantal schepen dat per jaar een Nederlandse haven bezoekt) met emissiefactoren plaatsvinden. Verder wordt rekening gehouden met het type zeeschip, brandstofgebruik en activiteit van schepen (varen op volle of gereduceerde snelheid en manoeuvreren in haven). Ook wordt bij deze berekeningen onderscheid gemaakt tussen het gebruik van hoofdmotoren – voortstuwing van het schip – en hulpmotoren – manoeuvreren en opwekken elektriciteit (Klein et al., 2006).

Dit houdt in dat de emissies uit de zeescheepvaart in Nederland worden verkregen volgens de precieze methode (zie paragraaf 4.1).

In Tabel 4.2 wordt de hoeveelheid geëmitteerde stoffen door zeeschepen in Nederland weergegeven. De emissiegegevens zeeschepen (Milieu en Natuurplanbureau, 2006) gelden voor heel Nederland en zijn niet alleen de gegevens van de vier havens Rotterdam, Amsterdam, Delfzijl en Zeeland. Omdat dit wel de vier belangrijkste havengebieden van Nederland zijn, kunnen we aannemen dat de emissies van zeeschepen in Nederland grotendeels overeenkomen met emissies van zeeschepen in de hier genoemde vier havengebieden.

In de tabel worden de emissies door verschillende bronnen (zeeschepen, verkeer en vervoer, totaal aan bronnen) naast elkaar gezet. Zo kan het aandeel emissies van zeeschepen ten opzichte van andere bronnen in Nederland berekend worden. De tabel laat zien dat zeescheepvaart een belangrijke emissiebron van NO₂, SO₂, PM₁₀ en nikkelverbindingen is.

Tabel 4.2: Emissies stoffen in miljoen kg (2004).

Parameter	Zeeschepen ¹⁾	Totaal verkeer en vervoer ²⁾	Totaal bronnen ³⁾	Zeeschepen t.o.v. totaal verkeer & vervoer (%)	Zeeschepen t.o.v. totaal bronnen (%)
NO _x	127	364	522	35	24
SO ₂	74	81	138	91	54
PM ₁₀	10	25	48	40	21
PAK (10 van VROM)	0,011	0,20	0,5	6	2
Arseenverbindingen (As)	0,00004	0,0003	0,0015	13	3
Cadmiumverbindingen (Cd)	0,00002	0,00006	0,0017	33	1
Loodverbindingen (Pb)	0,0001	0,008	0,041	1	0,2
Nikkelverbindingen (Ni)	0,0351	0,0355	0,048	99	73

¹⁾ Scheepvaart: varende en manoeuvrerende zeeschepen op Nederlands grondgebied, stilliggende schepen in havens, varende schepen op NCP (Nederlands Continentaal Plat, het Nederlandse deel van de Noordzee) (Klein et al., 2006; Milieu- en Natuurplanbureau, 2006).

²⁾ Totaal verkeer en vervoer: personenauto's, bestelauto's, vrachtwagens, autobussen, motoren, railverkeer, luchtvaart, en scheepvaart¹ (Milieu- en Natuurplanbureau, 2006).

³⁾ Totaal bronnen: landbouw, overige industrie, chemische industrie, raffinaderijen, energiesector, verkeer en vervoer, consumenten, bouw, afvalverwijdering, riolering en waterzuiveringsinstallaties, handel diensten en overheid, natuur, overig (Milieu- en Natuurplanbureau 2006).

4.4 Vergelijking met andere gebieden

Om een indruk te krijgen van de betrouwbaarheid en consistentie van de berekende emissies in Nederland is een vergelijking gemaakt met resultaten van andere inventarisaties van emissies in landen en gebieden.

Deze inventarisaties zijn vooral gericht op typische emittenten uit de zeescheepvaart zoals SO₂, NO₂ en stofdeeltjes (soms fijn stof, soms totaal stof), maar in enkele gevallen zijn ook koolwaterstoffen en PAK's meegenomen. Voorbeelden van zulke onderzoeken zijn de in paragraaf 3.3 beschreven studies van Kondo et al. (1999) en van Marmer en Langmann (2005). Vergelijkbare emissie-inventarisaties zijn gemaakt door Corbett (2002), Cooper et al. (1996), Saxe en Larsen (2004), Isakson et al. (2001), Streets et al. (2006), Trozzi et al. (1995) en Peng et al. (2005).

De onderzochte gebieden variëren van wereldwijd (Corbett et al., 1999; Corbett, 2003; Corbett en Koehler, 2003) tot middelgrote en kleine gebieden.

Voorbeelden van middelgrote gebieden zijn het Middellandse-Zeegebied (Marmer en Langmann, 2005), de wateren tussen Noorwegen, Denemarken en Zweden, waar vooral veel grote veerboten en vrachtaarders varen (Cooper et al., 1996) en de stroomgebieden van twee grote waterwegen in Noordwest-Amerika (Corbett, 2002).

De kleine gebieden betreffen vooral havens en soms ook de daarbij liggende stedelijke agglomeraties. In Tabel 4.3 wordt een overzicht gegeven van de emissies uit zeeschepen in de verschillende onderzochte gebieden. Daarbij staat ook het geschatte oppervlak van het gebied vermeld.

De cijfers in de tabel lijken een redelijk consistent beeld te geven. Uiteraard hangt de omvang van de emissies af van het oppervlak van het gebied. Echter, bij de kleinere gebieden zijn de emissies als het ware meer geconcentreerd. In een haven varen per vierkante kilometer immers veel meer schepen dan op een oceaan. Er zijn ook verschillen tussen gebieden met een vergelijkbaar oppervlak. Zo blijken de emissies in Nederland groter te zijn dan die in de Baai van Osaka (Japan). Dat is niet verwonderlijk, aangezien de intensiteit van de zeescheepvaart in Nederland groot is. De emissies van schepen in de

stroomgebieden van twee rivieren in Noordwest-Amerika zijn relatief laag, omdat het vooral binnenvaart betreft. Bovendien bestaat het grootste deel van het oppervlak in dit gebied uit land. Twee componenten zijn duidelijk dominant, namelijk SO₂ en NO_x. Volgens Corbett et al. (1999) is de bijdrage van de zeeschepen aan de totale emissies van alle antropogene bronnen in de wereld ongeveer 20% voor NO_x en 10% voor SO₂. Dat betekent dat de zeescheepvaart substantieel bijdraagt aan de totale emissies van NO_x en SO₂ in de wereld. Voor de Nederlandse situatie is de bijdrage van zeeschepen aan emissies NO_x en SO₂ ook substantieel, zie Tabel 4.2.

Tabel 4.3: Jaarlijkse emissies aan SO₂, NO_x, PM₁₀, NMHC en PAK's in verschillende gebieden.

Referentie	Gebied	Oppervlakte (km ²)	Emissies (Gg/j)				
			SO ₂	NO _x	PM ₁₀	NMHC	PAK's
Corbett en Koehler (2003)	Wereld	340.000.000	13.000	22.500	1640	800	–
Marmer en Langmann (2005)	Middellands-Zeegebied	2.000.000	1190	1640	–	–	–
Corbett (2002)	NW-Amerika ¹⁾	450.000 ²⁾	3,2	6,8	0,29	–	–
Website MNP (Tabel 4.2 paragraaf 4.3)	Nederland	42.000 ²⁾	74	127	10	3,1	0,011
Cooper et al. (1996)	Denemarken	43.000 ²⁾	–	69,6	–	2,9	–
Cooper et al. (1996)	Scand. Wateren ³⁾	45.000	–	19,3	–	0,3	0,005
Kondo et al. (1999)	Baai van Osaka	35.000	18,6	56,5	–	3,6	–
Peng et al. (1999)	Keelung haven	8	0,4	0,2	0,01	0,02	–
Trozzi et al. (1995)	Haven van Venetië	10	0,5	0,85	0,12 ⁴⁾	0,14	–
	Haven van Piombino	5	0,3	0,3	0,04 ⁴⁾	0,07	–
Saxe en Larsen (2004)	Haven van Kopenhagen	10	0,15	0,7	0,02 ⁴⁾	–	–

¹⁾ Het betreft het hele gebied van de stroomgebieden van twee grote rivieren (Columbia en Snake River) inclusief alle zijrivieren, kanalen en verbonden havens en kuststroken in Noordwest-Amerika.

²⁾ Dit oppervlak bestaat voor een aanzienlijk deel uit land. De omvang van het totale wateroppervlak in het gebied is niet goed bekend.

³⁾ Het betreft het Skagerak, het Kattegatt en de Öresund. Deze wateren liggen tussen Noorwegen, Denemarken en Zweden. Hierop varen voornamelijk grote veerboten en vrachtschepen.

⁴⁾ Emissie van totaal stof (TSP). Deze zal nagenoeg gelijk zijn aan die van fijn stof.

4.5 Concentraties op leefniveau

Er zijn weinig metingen gedaan naar effecten van scheepsemissies op concentraties op leefniveau langs drukke vaarwegen en in havengebieden. In Nederland zijn voor zover bekend twee meetcampagnes verricht: één langs de Waal (Bloemen et al., 2006), gericht op binnenvaartschepen, en één op de oevers van de Nieuwe Waterweg en de Oude Maas (Keuken et al., 2005), waarbij de invloed van zowel zee- als binnenvaartschepen werd bestudeerd. Verder worden in het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) en enkele lokale meetnetten van DCMR concentraties van een aantal componenten op leefniveau gemonitord, zie ook Bijlage 4.

4.5.1 Nederlandse meetcampagnes

Hier beschrijven we de resultaten van twee Nederlandse meetonderzoeken van Keuken et al. (2005) en van Bloemen et al. (2006). Het onderzoek van Keuken et al. (2005) constateert dat verhoogde concentraties van SO₂ alleen zijn gevonden bij zeeschepen en kustvaarders. Door vergelijking van de samenvallende concentratiepieken van NO_x en SO₂ is afgeleid dat de betreffende schepen brandstof

gebruikten die een aanzienlijk percentage zwavel bevatte. Er wordt gemeten dat bij het passeren van een dergelijk schip de SO_2 -concentraties bij het meetpunt opliepen tot 20 à 100 $\mu\text{g m}^{-3}$ en die van NO_x tot 50 à 300 $\mu\text{g m}^{-3}$, met een enkele uitschieter tot ruim 500 $\mu\text{g m}^{-3}$ (uitgedrukt als NO_2). Deze pieken duurden 3 tot 5 minuten.

In een willekeurige meetperiode van 3,5 uur zijn er vijf SO_2 -pieken waargenomen en meer dan twintig NO_x -pieken. Op basis van deze pieken is geschat dat de bijdrage van de zeeschepen aan de gemiddelde SO_2 -concentratie op de oever ongeveer 1,5 $\mu\text{g m}^{-3}$ bedraagt; voor NO_x is deze bijdrage circa 5 $\mu\text{g m}^{-3}$. Let wel: in de meetperiode stond de wind steeds van waterweg naar meetpunt. Als de wind de andere kant op staat, is de bijdrage nihil. Dat betekent dat de jaargemiddelde bijdrage van de zeeschepen lager is dan de zojuist berekende waarden.

In het onderzoek werden ook PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ en PM_1 gemeten. Hoewel de PM_{10} -data veel ruis vertoonden en daardoor minder bruikbaar waren, bevestigden ze dat de schepen vooral fijne deeltjes (2,5 μm en kleiner) emitteren. De $\text{PM}_{2,5}$ -pieken lagen tussen 0,5 en 3 $\mu\text{g m}^{-3}$ met één uitschieter tot ruim 4 $\mu\text{g m}^{-3}$. De PM_1 -pieken waren ongeveer drie maal zo laag. PM_1 - en $\text{PM}_{2,5}$ -pieken bleken goed te correleren, maar de correlatie tussen $\text{PM}_{2,5}$ (of PM_1) en NO_x was minder goed, hoewel significant. Op basis van deze correlatie zijn de emissies van PM_1 en $\text{PM}_{2,5}$ geschat op 100 tot 150 mg/s ($\text{PM}_{2,5}$) en 30 tot 50 mg/s (PM_1). Deze waarden zijn vergelijkbaar met die van bijvoorbeeld Cooper (2003). Verder schatten wij de bijdrage van de zeeschepen aan de gemiddelde $\text{PM}_{2,5}$ -concentratie op de oever op maximaal 0,2 $\mu\text{g m}^{-3}$. In Bijlage 3 is een uitgebreide beschrijving opgenomen van de methode van de meetcampagne van Keuken et al. (2005).

Bloemen et al. (2005) hebben gedurende twee perioden concentraties gemeten van NO_2 , PM_{10} , SO_2 , zwarte rook en CO op de oevers aan weerszijden van de Waal nabij Nijmegen. Dit is een van de drukst bevaren waterwegen in Nederland (140.000 passages per jaar). Tegelijkertijd werden met passieve samplers maandgemiddelde NO_2 - en SO_2 -concentraties gemeten op verschillende afstanden van de vaarweg. Ook werden er lokale meteorologische waarnemingen gedaan.

Uit de metingen is berekend dat de jaargemiddelde bijdrage van de scheepsemissies aan de NO_x -concentratie op de oever ongeveer 3,5 $\mu\text{g m}^{-3}$ bedraagt. De bijdrage aan de PM_{10} -concentratie is klein (ongeveer 0,1 $\mu\text{g m}^{-3}$) en dat geldt ook voor zwarte rook (0,2 $\mu\text{g m}^{-3}$) en SO_2 (0,1 tot 0,2 $\mu\text{g m}^{-3}$). De geringe bijdrage voor SO_2 is een gevolg van de lage SO_2 -emissies van binnenvaartschepen die niet of nauwelijks op zwavelhoudende brandstoffen varen. De verhouding van de bijdragen voor NO_2 en SO_2 komt redelijk overeen met die voor de emissies van de binnenscheepvaart (Milieu- en Natuurplanbureau, 2006). De bijdrage voor CO is geschat op ongeveer 50 $\mu\text{g m}^{-3}$ en dat is circa 10% van de achtergrondconcentratie in de buitenlucht.

De NO_x -piekconcentraties bij het passeren van een schip liepen op tot meer dan 100 $\mu\text{g m}^{-3}$ met uitschieters tot 300 $\mu\text{g m}^{-3}$. Deze pieken duurden ongeveer 5 tot 10 minuten. Daarmee zijn ze redelijk vergelijkbaar met de pieken die Keuken et al. (2005) vonden langs de Nieuwe Waterweg. We merken op dat de meetpunten langs de Waal dicht bij de passerende schepen lagen dan langs de Nieuwe Waterweg, zodat de rookpluimen uit de binnenvaarders minder verdund het meetpunt bereiken. Aan de andere kant zijn de emissies van zeeschepen hoger dan die van binnenvaarders.

Tabel 4.4 geeft een schematisch overzicht van de maximale jaargemiddelde bijdragen van zeescheepvaart aan de concentraties op de oever, zoals hierboven beschreven. Ook zijn de piekconcentraties in de tabel opgenomen. De tabel is gebaseerd op de twee Nederlandse onderzoeken van Keuken et al. (2005) en van Bloemen et al. (2005).

Tabel 4.4: Maximale jaargemiddelde bijdrage aan concentraties op de oever en piekconcentraties bij het passeren van zeeschepen.

	Maximale jaargemiddelde bijdrage op oever ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Piekconcentraties op oever gedurende 3-5 min. ($\mu\text{g m}^{-3}$)
NO₂	5	50-300
SO₂	1,5	20-100
Fijn stof	0,2	0,5-3
Vanadium	0,001	0,003-0,02
Nikkel	0,001	0,003-0,02

Samenvattend concluderen we dat intensieve zeescheepvaart substantieel bijdraagt aan de NO₂-concentraties op de oever en in de leefomgeving. Deze bijdrage is meetbaar tot ongeveer 250 meter vanaf de as van het vaarkanaal. De emissies SO₂, fijn stof, vanadium en nikkel door zeeschepen dragen nauwelijks bij aan de concentraties in de leefomgeving.

De resultaten zijn vergeleken met de invloed van wegverkeer door berekeningen met twee verkeersmodellen (Bloemen et al., 2006). Hieruit volgt dat de bijdrage van de scheepvaart op de Waal overeenkomt met het verkeer op een redelijk drukke snelweg (106.000 ± 24.000 voertuigen per dag).

4.5.2 Data uit luchtmeetnetten Nederland

De invloed van zeeschepen op leefniveau zou ook kunnen worden geschat door data te analyseren van meetnetstations die naast of nabij de kust, een grote waterweg of een havengebied liggen. In Nederland worden maar op weinig plaatsen concentraties van stoffen langs waterwegen en in havens gemeten. Het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) van het RIVM en lokale meetnetten in het Rijnmondgebied van het DCMR meten op enkele plaatsen concentraties van een aantal componenten. De locaties van deze meetnetten zijn beschreven in Bijlage 4.

Ten behoeve van dit onderzoek hebben wij een korte, screenende analyse gedaan van jaargemiddelde concentraties en piekconcentraties van SO₂, NO_x en PM₁₀, gemeten op de LML- en DCMR-meetstations in de regio Rotterdam-Rijnmond⁶. Daaruit blijkt het volgende:

SO₂

Op de meetstations dicht bij de Nieuwe Waterweg of een haven zijn de jaargemiddelde concentraties SO₂ (ordegrootte 12 tot 20 $\mu\text{g m}^{-3}$) aanzienlijk hoger dan het landelijk gemiddelde (1 tot 4 $\mu\text{g m}^{-3}$). Dat geldt echter ook voor andere meetstations in het Rijnmondgebied, waar de SO₂-concentraties tussen 10 tot 15 $\mu\text{g m}^{-3}$ bedragen. De reden hiervoor is dat naast de zeescheepvaart ook industriële bronnen in het Rijnmondgebied flink bijdragen aan de SO₂-concentratie. De relatieve bijdrage van de scheepvaartemissies aan de jaargemiddelde SO₂-concentratie in het gebied is dus hooguit enkele $\mu\text{g m}^{-3}$ en dat komt grofweg overeen met de berekende bijdrage uit de meetcampagne van Keuken et al. (2005). Voor piekconcentraties geldt een vergelijkbaar verhaal. We merken op dat in de afgelopen jaren op geen van de meetstations de normen voor zwaveldioxide zijn overschreden, noch die voor het jaargemiddelde noch die voor dag- en uurgemiddelde concentraties.

NO_x en PM₁₀

De concentraties NO_x en PM₁₀ op de meetstations in het Rijnmondgebied worden gedomineerd door andere bronnen. De bijdrage van scheepemissies is daardoor niet in de meetgegevens te onderscheiden. Voor PM₁₀ was dat te verwachten. Beide zojuist besproken meetcampagnes hebben immers aangetoond dat die bijdrage op leefniveau 0,1 tot 0,2 $\mu\text{g m}^{-3}$ is en dus bijna verwaarloosbaar ten opzichte van de

⁶ Op enkele meetstations worden ook benzeen en enkele metalen gemeten, maar omdat dit dag- of weekgemiddelde waarden zijn en het aantal stations gering is, zijn deze gegevens niet bruikbaar voor deze screenende analyse.

achtergrondwaarde (20 tot 40 $\mu\text{g m}^{-3}$). De bijdrage aan de jaargemiddelde NO_x -concentratie is, volgens de meetcampagnes, enkele $\mu\text{g m}^{-3}$. Dat verschil is niet terug te vinden in de concentraties op de dichtbij en verder van een vaarroute gelegen meetstations in het Rijnmondgebied, omdat andere bronnen, namelijk de industrie maar vooral ook het wegverkeer, die concentraties meer beïnvloeden.

4.5.3 Nikkel en vanadium

Er zijn weinig meetgegevens van concentraties nikkel en vanadium op leefniveau langs vaarwegen en in havens. Omdat de emissies van deze metalen door zeeschepen echter wel relevant zijn, zoals blijkt uit literatuur, hebben we een indicatieve schatting gedaan, uitgaande van de emissiegegevens uit de voorafgaande paragrafen.

Volgens Tabel 4.2 is de verhouding tussen de emissies aan nikkel en emissies aan fijn stof uit zeeschepen in Nederland 0,0035. Omdat nikkel aan stof is gebonden, kunnen we deze verhouding gebruiken om de bijdrage aan de concentratie op leefniveau te berekenen. Voor PM_{10} is deze geschat op 0,1 tot 0,2 $\mu\text{g m}^{-3}$. Dat betekent dat de bijdrage van de zeeschepen aan de concentratie nikkel ongeveer 1 ng m^{-3} bedraagt. De achtergrondconcentratie nikkel in de buitenlucht is 1 tot 10 ng m^{-3} en de gezondheidkundige streefwaarde van de EU is 20 ng m^{-3} (EU, 2004; WHO, 2000).

In Tabel 4.2 staan geen emissies van vanadium uit zeeschepen in Nederland, maar volgens de metingen van Broekman et al. (2007) zijn de gehalten aan nikkel en vanadium in stof uit zeeschepen van ongeveer hetzelfde niveau. Dat betekent dat ook voor vanadium de bijdrage van zeeschepen aan de concentratie op leefniveau circa 1 ng m^{-3} is. De achtergrondconcentratie vanadium in de buitenlucht is 1 tot 5 ng m^{-3} en de gezondheidkundige grenswaarde bedraagt 1000 ng m^{-3} (WHO, 2000).

4.5.4 Data uit buitenlands onderzoek

In een aantal studies, zoals besproken in paragraaf 4.4, hebben de onderzoekers berekend hoe hoog de concentraties op leefniveau zijn als gevolg van de scheepsemissies in een land of gebied. Zo berekenden Cooper et al. (1996) dat de NO_x -emissies uit de veerboten en vrachtschepen in de Scandinavische wateren significant bijdragen aan de stikstofdepositie in de aangrenzende kustgebieden. De effecten op de luchtkwaliteit boven land werden echter gering bevonden. Op meetstations langs de kust is de bijdrage aan de NO_x -concentratie minder dan 5 $\mu\text{g m}^{-3}$ en voor andere koolwaterstoffen en PAK's is die bijdrage bijna verwaarloosbaar. Dat is vergelijkbaar met de metingen en berekeningen in Nederland, waarbij we wel aantekenen dat er verschillen zijn in intensiteit en soorten schepen in beide gebieden en dat het bij de Scandinavische wateren om een groter verspreidingsgebied gaat dan bij de Nederlandse kust en havens. Ook enkele andere onderzoeken (Saxe en Larsen, 2004; Isakson et al., 2001; Kondo et al., 1999) komen tot de conclusie dat de berekende bijdragen van de scheepsemissies op de leefomgeving grofweg overeenkomt met de conclusies uit de twee Nederlandse studies van Keuken et al. (2005) en Bloemen et al. (2006).

5 Stoffen en gezondheid

Voor het beantwoorden van de onderzoeksvragen, is het van belang ons te richten op alleen die stoffen die ook gezondheidkundig relevant kunnen zijn. Wanneer we de literatuur nader bekijken, zijn alleen de volgende stoffen potentieel van belang: zwaveldioxide, stikstofoxiden, fijn stof, PAK's en zware metalen.

Het is echter niet mogelijk om in de setting van dit onderzoek specifieke uitspraken te doen over gezondheidseffecten bij omwonenden nabij de Nederlandse havengebieden. Het gaat namelijk om een combinatietoxiciteit waarbij vele factoren een rol spelen, zoals mate en duur van de blootstelling, chemische samenstelling, toxiciteit, concentratie in de lucht, enzovoort. In dit hoofdstuk beschrijven we de gezondheidseffecten van de betreffende componenten of groepen componenten afzonderlijk bij levenslange blootstelling. Op basis hiervan trachten wij een indicatie te geven over de mogelijke gezondheidsrisico's als gevolg van blootstelling aan emissies door zeeschepen in Nederlandse havens.

5.1 Zwaveldioxide

De concentratie SO_2 is afgelopen jaren sterk afgenomen en de in Nederland voorkomende niveaus van SO_2 hebben geen directe gevolgen meer voor gezondheid. Indirect kan de vorming van aerosolen (sulfaten) bijdragen aan de vorming van fijn stof (secundair fijn stof). Maar de secundaire anorganische fracties van fijn stof, zoals het sulfaataerosol, zijn voor de directe gezondheidseffecten van fijn stof waarschijnlijk van weinig belang (Buringh et. al., 2000; Schlesinger en Cassee, 2003).

De daggemiddelde grenswaarde volgens het Regeling beoordeling luchtkwaliteit 2007, voorheen het Besluit Luchtkwaliteit, (website Overheid), $125 \mu\text{g m}^{-3}$ met een maximum van drie overschrijdingen per jaar, wordt in Nederland niet overschreden (website MNP). Ondanks de hoge emissies SO_2 door zeeschepen zijn directe risico's voor de gezondheid onwaarschijnlijk.

5.2 Stikstofdioxide

Directe gezondheidseffecten als gevolg van langdurige blootstelling aan de huidige concentraties NO_2 in de buitenlucht zijn niet te verwachten. Indirecte gezondheidseffecten als gevolg van omzetting van NO_x en NO_2 in de lucht en binding aan fijn stof zijn waarschijnlijk. De huidige NO_2 -concentraties in de buitenlucht leiden namelijk in combinatie met UV-straling wel tot vorming van ozon/smog. Ozon kan voor ademhalingsproblemen zorgen bij mensen met luchtwegaandoeningen zoals COPD, astma en CARA. Verder wordt NO_2 omgezet in salpeterzuur (HNO_3) en N_2O_5 wat leidt tot vorming van aerosolen (secundair fijn stof) (Finlayson-Pitts en Pitts, 1986). De jaargemiddelde grenswaarde NO_2 geldig vanaf 2010 is $40 \mu\text{g m}^{-3}$. De jaargemiddelde plandrempel voor 2005 is $50 \mu\text{g m}^{-3}$ (website Milieu & NatuurCompendium). In Nederland worden nu op veel plaatsen de grenswaarde van NO_2 , die geldend is vanaf 2010, overschreden. NO_x heeft alleen een grenswaarde geldend voor de natuur en niet voor gezondheid.

Het is niet onwaarschijnlijk dat emissies van stikstofoxiden door zeeschepen een bijdrage kunnen leveren aan de gezondheidsrisico's voor mensen met bestaande ademhalingsproblemen en luchtwegklachten.

5.3 Fijn stof

Fijn stof is een verzamelterm. Het bestaat uit een scala van stoffen die op verschillende wijze in de lucht terechtkomen. Nederlandse emissies van fijn stof wordt met name veroorzaakt door de sectoren verkeer en vervoer en industrie. Bijdrage van de zeescheepvaart is in verhouding tot de totale bijdrage van alle bronnen niet groot. Maar de deeltjes gerelateerd aan verbrandingsprocessen zijn waarschijnlijk schadelijker dan de fijn stofdeeltjes van bijvoorbeeld zeezout en anorganisch secundair fijn stof (sulfaat- en nitraatfracties) (Buijsman et al., 2005). Verder wordt de toestand van fijn stof in Nederland ook veroorzaakt door de hoge achtergrondconcentratie en de bijdrage vanuit het buitenland.

Fijn stof dat wordt ingeademd, kan gezondheidseffecten veroorzaken. Studies wijzen uit dat in Nederland jaarlijks enige duizenden mensen vroegtijdig overlijden in samenhang met kortdurende blootstelling aan fijn stof. De duur van deze levensverkorting is vermoedelijk kort: enkele dagen tot maanden. Dit treedt eigenlijk alleen op bij personen met een zeer zwakke gezondheid. Fijn stof lijkt bestaande ziektes te verergeren en vooral ernstige luchtwegaandoeningen en hart- en vaatziekten. Effecten van chronische blootstelling aan fijn stof lijken in omvang en ernst groter dan die van kortdurende blootstelling. We hebben het hier over vervroegde sterfte, toename van ziekenhuisspoedopnames voor hart- en luchtwegaandoeningen, luchtwegklachten en functiestoornissen. Minder ernstige effecten, zoals luchtwegklachten, kunnen bij grotere groepen mensen optreden (Buijsman et al., 2005).

Zoals juist beschreven kan fijn stof tot vele verschillende negatieve effecten leiden en er is geen drempelwaarde aan te geven waar beneden effecten uitgesloten worden. De norm voor het daggemiddelde fijn stof is $50 \mu\text{g m}^{-3}$ met een toegestane aantal overschrijdingen van maximaal 35 per jaar. Deze daggemiddelde norm wordt op een aantal locaties in Nederland overschreden. Dit komt door de bijdrage van lokale bronnen, zoals wegverkeer. De jaargemiddelde grenswaarde voor fijn stof is $40 \mu\text{g m}^{-3}$, en wordt in 2006 niet meer overschreden. Beneden deze grenswaarde van $40 \mu\text{g m}^{-3}$ kunnen wel gezondheidsrisico's optreden. Langdurige blootstelling aan concentraties die in Nederland aanwezig zijn leidt tot 12.000 à 24.000 vroegtijdige sterfgevallen per jaar (gemiddeld 18.000) en de geschatte levensduurverkorting is gemiddeld één jaar voor de hele Nederlandse bevolking (Buijsman et al., 2005).

Naast het feit dat de gezondheidseffecten afhangen van de samenstelling van fijn stof, is er ook een niet-lineaire relatie met de grootte van de deeltjes. Toxicologen hebben aangetoond dat in het aerosol met een diameter kleiner dan 100 nanometer, een hoog reactief deel van het fijn stof zit en dit deel wordt vooral gevormd door verbrandingsaerosol. Zeeschepen emitteren juist deze ultrafijne stofdeeltjes. Het is daarom niet onwaarschijnlijk dat zeeschepen een bijdrage kunnen leveren aan gezondheidsrisico's van mensen met bestaande ademhalingsproblemen, luchtwegklachten of een slechte gezondheid.

5.4 PAK's

Benzo(a)pyreen geldt als indicator voor het mengsel van PAK (polycyclische aromatische koolwaterstoffen). De PAK-componenten verschillen sterk in hun risico's voor mens en ecosysteem. Benzo(a)pyreen heeft een belangrijk aandeel in de kankerverwekkende eigenschappen van PAK in de buitenlucht (website MNP). De jaarlijkse sterfte door blootstelling aan totaal PAK in Nederland wordt geschat op zeventien gevallen. Gezondheidseffecten kunnen optreden doordat PAK's vrijkomen bij verbrandingsprocessen en binden aan fijn stof. Deze stofgebonden deeltjes van fijn stof zijn schadelijker dan de deeltjes van bijvoorbeeld zeezout en anorganisch secundair fijn stof (sulfaat- en nitraatfracties). De concentraties benzo(a)pyreen in de buitenlucht liggen onder de streefwaarden van 1 ngm^{-3} zoals gesteld in het Regeling beoordeling luchtkwaliteit 2007 (website MNP).

Hoewel directe blootstelling aan PAK's risico's voor de mens kunnen veroorzaken, is het onwaarschijnlijk dat bij de huidige concentraties PAK in de buitenlucht gezondheidseffecten zullen optreden bij de Nederlandse bevolking. Het aandeel van de meest schadelijke componenten in de totale emissies PAK uit zeeschepen is klein en het is dan ook onwaarschijnlijk dat emissies van PAK door zeeschepen gezondheidsrisico's tot gevolg hebben.

5.5 Zware metalen: vanadium en nikkel

Zware metalen kunnen door inademing en via voeding het lichaam binnenkomen en er kan ophoping plaatsvinden. Langdurige blootstelling aan zware metalen kan bij mensen uiteindelijk leiden tot stoornissen van lichaamsfuncties. Metalen kunnen vrijkomen bij verbrandingsprocessen, binden aan fijn stof en zijn dus eigenlijk onderdeel van fijn stof. De bijdrage van zeeschepen aan emissies van zware metalen is met name van belang voor de componenten vanadium en nikkel. Emissies van andere zware metalen zijn van minder belang.

Levenslange blootstelling aan hoge concentraties vanadium in de lucht kan tot irritaties van de bovenste luchtwegen leiden. Mensen met astma kunnen gevoelig zijn en sneller irritaties krijgen. Volgens de WHO zijn bij concentraties beneden de $1 \mu\text{g m}^{-3}$ geen onomkeerbare gezondheidseffecten te verwachten (WHO, 2000). Bij de huidige concentraties van vanadium in de buitenlucht zijn geen negatieve gezondheidseffecten te verwachten. Nikkel is in de natuur aanwezig door menselijke activiteiten, maar ook door natuurlijke bronnen. Blootstelling aan nikkel kan irritaties van de huid veroorzaken. Nikkel in voedsel en water heeft ook effecten op het maagdarmkanaal. Blootstelling via inademing kan effecten hebben op de luchtwegen en voor irritaties zorgen. Ook kunnen nikkelverbindingen tot allergieën leiden (nikkelallergieën). Er is geen bewijs dat nikkelverbindingen in de lucht tot gezondheidsproblemen leiden voor de algemene bevolking. Uit onderzoeken naar arbeidsgerelateerde omstandigheden blijkt dat langdurige blootstelling aan nikkelcomponenten via inhalatie kanker kan veroorzaken (WHO, 2000). De huidige concentratie nikkel in Nederland voldoet aan de streefwaarde 20 ng m^{-3} , zoals gesteld door de Europese Unie in de 4^e dochterrichtlijn, waaraan in 2013 voldaan moet worden (EU, 2004). Deze streefwaarde is ter bescherming van de menselijke gezondheid (website MNP).

Ondanks de bijdrage van zeescheepvaart aan de emissies van zware metalen (zie paragraaf 4.5.3), is het niet waarschijnlijk dat in Nederland negatieve gezondheidseffecten zullen optreden als gevolg van blootstelling aan nikkel en vanadium in de buitenlucht.

6 Conclusies: beantwoorden van vragen

In dit hoofdstuk worden de vragen zoals geformuleerd in hoofdstuk 1 beantwoord.

6.1 Vraag 1

Hoe groot zijn de emissies van schadelijke stoffen van de zeescheepvaart in de grote havengebieden van Nederland (Amsterdam, Delfzijl, Rotterdam en Zeeland) ten opzichte van andere bronnen, vooral het verkeer?

Welke stoffen worden geëmitteerd door zeeschepen?

In eerste instantie zijn we uitgegaan van de stoffen SO₂, NO₂, fijn stof en zware metalen. Uit de literatuurstudie blijkt dat deze stoffen inderdaad de belangrijkste stoffen zijn die door zeeschepen worden geëmitteerd. Voor zware metalen geldt dat vooral vanadium en nikkel in belangrijke mate geëmitteerd worden.

Hoe groot zijn de emissies?

Hoe groot de emissies van stoffen in Nederland zijn, wordt elk jaar berekend door de Emissieregistratie (website MNP). Deze data zijn weergegeven in Tabel 4.2, paragraaf 4.3. Deze data hebben betrekking op emissies van zeeschepen over heel Nederland, en niet specifiek op emissies van zeeschepen in de havens Rotterdam, Amsterdam, Delfzijl en Zeeland. Echter, deze vier havens vormen het grootste aandeel havengebieden van Nederland. We nemen dan ook aan dat emissies van stoffen door zeeschepen over heel Nederland ongeveer gelijk is aan emissies van stoffen door zeeschepen in deze vier havens.

Tabel 4.2 laat zien dat met name stikstofdioxide (127 miljoen kg), zwaveldioxide (74 miljoen kg) en fijn stof (10 miljoen kg) in hoge mate geëmitteerd worden door zeeschepen. De emissie van nikkel is 0,0351 miljoen kg. Emissie van vanadium wordt in Nederland niet geregistreerd.

De hoogste emissies worden gevonden tijdens het startproces van de motoren. Bij dit proces is de verbranding ongunstig. Qua type motoren zorgt de Main Engine, hoofdmotor, voor hogere emissies dan de hulpmotoren, die alleen gebruikt worden tijdens activiteiten aan wal, remmen, starten en manoeuvreren. Verder zorgen vracht- en containerschepen voor hogere emissies dan bijvoorbeeld veerboten. Dit heeft wellicht te maken met de soort brandstof die gebruikt wordt en de grootte van het schip (Cooper, 2005).

Hoe is de verhouding emissies zeeschepen en emissies andere bronnen?

De bijdrage van zeeschepen op de totale emissies van stoffen in Nederland door alle bronnen samen (waaronder chemische industrie, raffinaderijen, verkeer en vervoer, consumenten, afvalverwerkingsinstallaties, enzovoort) wordt in Tabel 4.2 weergegeven. Hierin is te lezen dat zeescheepvaart een belangrijke bron is van emissies SO₂ en nikkelverbindingen (respectievelijk 54% en 73% van de totale emissies in Nederland). Ook levert de zeescheepvaart een grote bijdrage aan de emissies fijn stof en stikstofdioxiden in ons land (respectievelijk 21 en 24% van de totale emissies).

Hoe is de verhouding emissies zeeschepen in Nederland en in andere gebieden?

In kleinere gebieden kunnen de emissies van stoffen door zeeschepen geconcentreerder zijn dan in grotere gebieden – in havens varen per vierkante kilometer namelijk meer schepen dan op een open oceaan. Er zijn ook verschillen tussen gebieden met dezelfde grootte, bijvoorbeeld tussen havens in de

Baai van Osaka in Japan en de havens in Nederland. De emissies in Baai van Osaka zijn lager dan in Nederland, terwijl de oppervlakten van deze gebieden ongeveer gelijk zijn. Dit komt door de grotere intensiteit van scheepvaart in Nederland.

Conclusies

Uit de literatuur blijkt dat de zeescheepvaart in Nederland een substantiële bijdrage levert aan emissies van de componenten zwaveldioxide, stikstofoxiden, nikkelverbindingen en fijn stof. In de sector verkeer en vervoer is de zeescheepvaart voor 91% de bron van SO₂-emissies. Emissies van fijn stof worden vooral veroorzaakt door andere bronnen (79%) dan door zeescheepvaart (21%).

Zeescheepvaart is voor 24% verantwoordelijk voor de totale emissies NO_x in Nederland. Emissies van nikkelverbindingen worden voor 73% veroorzaakt door de zeescheepvaart en voor 27% door andere bronnen (zie Tabel 4.2).

6.2 Vraag 2

Tot op welke afstand van grote waterwegen is de invloed van de zeescheepvaart op leefniveau substantieel?

Nederlandse literatuur

Uit literatuuronderzoek blijkt dat er weinig metingen zijn gedaan naar de effecten van scheepsemissie op leefniveau. Het is daarom moeilijk in te schatten of de invloed van zeescheepvaart een substantiële bijdrage levert aan de luchtkwaliteit langs drukke vaarwegen en in havengebieden. Twee belangrijke Nederlandse onderzoeken concluderen dat verhoogde concentraties SO₂ vooral geconstateerd zijn bij zeeschepen en kustvaarders (Keuken et al. 2005) en niet bij binnenvaart (Bloemen et al., 2006). De bijdrage aan fijnstofconcentraties langs waterwegen is volgens deze Nederlandse studies klein. Wel blijkt dat intensieve scheepvaart substantieel bijdraagt aan de NO_x-concentraties in de directe omgeving, tot een afstand van 300 meter. Het onderzoek van Bloemen et al. (2006) concludeert dat de bijdrage van scheepvaart op de Waal overeenkomt met het verkeer op een redelijk drukke snelweg. Hoewel voor nikkel en vanadium weinig meetgegevens uit literatuur beschikbaar is, hebben we een schatting gedaan van de V- en Ni-emissies door zeeschepen in Nederland. Volgens de schattingen van Broekman et al. (2007) zijn de gehalten aan nikkel en vanadium in stof uit zeeschepen van ongeveer hetzelfde niveau. Emissies van nikkel en vanadium door zeeschepen worden geschat op 1 ng m⁻³.

Internationale literatuur

Uit literatuurstudie van internationale onderzoeken blijkt ook dat emissies van NO_x door zeeschepen een significante bijdrage levert aan de luchtvervuiling in de omgeving van onderzochte havengebieden, terwijl de bijdrage van fijnstofemissies door schepen niet groot is (8-15% van de achtergrondconcentraties rondom havens). De emissie van SO₂ door zeeschepen is substantieel, maar deze bijdrage is niet significant terug te vinden in de SO₂-luchtvervuiling van stedelijke gebieden. Dit komt met name door de regelgeving op brandstoffen. Emissie van SO₂ door zeescheepvaart wordt vooral geleverd door vrachtschepen. Dit komt doordat de motoren krachtiger zijn dan bijvoorbeeld motoren van passagierschepen of vissersboten, en omdat ze meer in de vaart zijn (Corbett et al., 1999).

Conclusies

Uit zowel nationale als internationale literatuur blijkt dat het waarschijnlijk is dat emissies van stikstofoxiden door de zeescheepvaart invloed hebben op de kwaliteit van de leefomgeving nabij havengebieden en grote waterwegen. Voor andere componenten als SO₂, fijn stof, vanadium en nikkel

is het niet waarschijnlijk dat emissies door zeescheepvaart een grote bijdrage levert aan concentraties op leefniveau (zie Tabel 4.4).

6.3 Vraag 3

Welke gezondheidseffecten zijn te verwachten als gevolg van emissies door zeescheepvaart in deze havengebieden?

Nuancering van de vraag

In hoofdstuk 5 is informatie over gezondheidseffecten uitgewerkt voor de betreffende stoffen afzonderlijk. Het is niet mogelijk om in de setting van dit onderzoek uitspraken te doen over gezondheidseffecten van omwonenden nabij de Nederlandse havengebieden. Er spelen namelijk vele factoren een rol bij het optreden van gezondheidseffecten (zoals chemische samenstelling, (combinatie)toxiciteit, hoeveelheid, duur van blootstelling, enzovoort). Wel kunnen wij een indicatie geven of emissies van zeeschepen in Nederland invloed kunnen hebben op gezondheid van omwonenden van havens en grote vaarwegen. Hiervoor hebben we per stof aangegeven hoe hoog de emissie door zeeschepen is, of de grenswaarden worden overschreden en wat de mogelijke gezondheidseffecten zijn van de betreffende stof bij levenslange blootstelling. Voor fijn stof is dit niet eenvoudig, omdat niet alleen de massa van fijn stof bepaalt wat het effect is, maar ook de samenstelling en deeltjesgrootte. Voor zeeschepen is dit mogelijk anders dan voor wegverkeer en andere bronnen. De wetenschap probeert met huidige onderzoeken inzicht te krijgen in de samenstelling van fijn stof en daarmee samenhangende gezondheidseffecten. Hier kunnen wij geen gebruik van maken, omdat deze onderzoeken nog lopen.

Welke stoffen kunnen gezondheidseffecten veroorzaken?

De verwachting is dat, ondanks de hoge emissies SO_2 door zeeschepen, directe risico's voor de gezondheid niet waarschijnlijk zijn. Voor NO_x en in het bijzonder NO_2 is het waarschijnlijk dat emissies door zeeschepen een bijdrage leveren aan de gezondheidsrisico's van mensen met bestaande ademhalingsproblemen en luchtwegklachten. Het aandeel emissies fijn stof door zeescheepvaart is niet substantieel in vergelijking met andere bronnen. Echter, de fijnstofdeeltjes gerelateerd aan verbrandingsprocessen zijn waarschijnlijk schadelijker dan de deeltjes van zeezout en anorganisch secundair fijn stof. Daarbij is fijn stof gezondheidkundig gezien van groot belang, kan blootstelling aan fijn stof tot vele verschillende negatieve effecten leiden en is geen drempelwaarde aan te geven waar beneden effecten uitgesloten worden. Daarom is het ook voor fijn stof waarschijnlijk dat zeeschepen een bijdrage leveren aan gezondheidsrisico's van mensen met ademhalingsproblemen, luchtwegklachten of een slechte gezondheid.

Het aandeel van de schadelijkste componenten in de totale PAK-emissies uit zeeschepen is klein en bij de huidige concentraties PAK in de buitenlucht zijn gezondheidseffecten onwaarschijnlijk. Het is niet te verwachten dat emissies van PAK door zeeschepen gezondheidsrisico's tot gevolg hebben. Uit de literatuur blijkt dat de bijdrage van zeeschepen aan emissies zware metalen van belang is voor vooral de componenten vanadium en nikkel. Uit onze indicatieve schatting blijkt dat de bijdrage van zeeschepen aan V- en Ni-emissies ongeveer 1 ng m^{-3} is. De achtergrondconcentratie nikkel in de buitenlucht is 1 tot 10 ng m^{-3} en de gezondheidkundige streefwaarde van de EU is 20 ng m^{-3} (EU, 2004; WHO, 2000). De achtergrondconcentratie vanadium in de buitenlucht is 1 tot 5 ng m^{-3} en de gezondheidkundige grenswaarde bedraagt 1000 ng m^{-3} (WHO, 2000).

Conclusies

Stikstofoxiden worden in grote mate geëmitteerd door zeeschepen en uit onderzoek blijkt dat emissies NO_x invloed hebben op concentraties in de leefomgeving. Gezondheidskundig gezien kunnen stikstofoxiden, en dan vooral NO_2 , luchtwegklachten en ademhalingsproblemen bij mensen verergeren. Het is daarom, op basis van deze gegevens, mogelijk dat emissies NO_x/NO_2 door zeeschepen invloed hebben op concentraties op leefniveau en op gezondheid van mensen die in Nederland nabij havens wonen.

De bijdrage van zeescheepvaart aan emissies fijn stof in verhouding tot de totale bijdrage van alle bronnen is niet groot. Echter, de totale hoeveelheid fijn stof is mogelijk niet de relevantste maat, gezien het feit dat er vanuit de toxicologie en epidemiologie bewijs is dat het aantal deeltjes en het (reactieve) oppervlak beter correleren met de toxiciteit. De deeltjes gerelateerd aan verbrandingsprocessen zijn waarschijnlijk schadelijker dan de fijnstofdeeltjes van bijvoorbeeld zeezout en anorganisch secundair fijn stof. De huidige normen houden hier geen rekening mee. Fijn stof is gezondheidskundig gezien van groot belang, kan tot vele verschillende negatieve effecten leiden en er is geen drempelwaarde aan te geven waar beneden deze effecten uitgesloten worden. Studies concluderen dat in Nederland jaarlijks enige duizenden mensen vroegtijdig overlijden in samenhang met kortdurende blootstelling aan fijn stof. Fijn stof lijkt bestaande ziektes te verergeren en dan vooral ernstige luchtwegaandoeningen en hart- en vaatziekten. Op basis van deze gegevens is het mogelijk dat emissies fijn stof door zeeschepen een bijdrage leveren op concentraties op leefniveau en op gezondheid van mensen die in Nederland nabij havens wonen. Voor vanadium en nikkel is de bijdrage van zeescheepvaart langs vaarroutes en in havens relatief gezien wel substantieel, maar heeft in Nederland geen normoverschrijdingen tot gevolg. Gezondheidseffecten door blootstelling aan vanadium en nikkel in de buitenlucht zijn niet te verwachten.

7 Aanbevelingen

Zoals blijkt uit dit verkennend onderzoek, zijn er weinig meetonderzoeken uitgevoerd naar de invloed van emissies door zeescheepvaart op de leefomgeving. Om deze invloed beter te kunnen bepalen, zouden we de volgende twee methoden kunnen toepassen in een vervolgonderzoek:

1. Het uitvoeren van een grondige analyse van meetdata uit bestaande Nederlandse onderzoeken. Een uitvoerige analyse van meetdata helpt een beter inzicht te krijgen wat de bijdrage van zeeschepen is aan zowel jaargemiddelde concentraties als piekconcentraties. Hierbij zouden bijvoorbeeld concentraties per uur van verschillende meetstations onderzocht kunnen worden in relatie tot meteorologische omstandigheden, informatie over aantallen scheepsbewegingen en informatie over andere bronnen. Naast meetstations in het Rijnmondgebied zouden daarbij ook die van de provincies kunnen worden betrokken (bijvoorbeeld meetstations van de provincie Noord-Holland). Verder zouden statistische technieken als een factoranalyse kunnen worden toegepast.
2. Het opzetten van een gerichte meetcampagne op dezelfde wijze als gedaan is langs de Waal (Bloemen et al., 2005). Dat wil zeggen dat er aan twee zijden van een drukke vaarroute voor zeeschepen een tijdelijk meetstation wordt ingericht, waar gedurende enkele maanden een aantal stoffen continu wordt gemeten. Tegelijkertijd vinden er aanvullende metingen plaats op grotere afstand van de vaarroute (hiervoor kan ook gebruik worden gemaakt van een bestaand meetstation). De te meten stoffen zijn in ieder geval stikstofoxiden, zwaveldioxide en fijn stof. Van het fijn stof kan ook de samenstelling en deeltjesgrootte worden bepaald, in het bijzonder de gehalten aan nikkel, vanadium en PAK's (het PAK-patroon kan namelijk worden gerelateerd aan de verbrandingsproducten van de scheepsbrandstoffen). In aanvulling kan het nuttig zijn de stofgebonden zwavelcomponenten nader te specificeren: gaat het om sulfaat of (ook) om zwavelhoudende organische componenten? De locatie moet bij voorkeur niet in of nabij een groot industriegebied liggen – om de invloed van industriële bronnen te minimaliseren – maar er dient wel intensief verkeer van zeeschepen plaats te vinden. Men kan bijvoorbeeld denken aan de Westerschelde. Bij een dergelijke meetcampagne kan tevens op een zodanige manier worden bemonsterd dat in ieder geval het fijn stof gefractioneerd kan worden opgevangen voor een toxicologische analyse.

Referenties

- Bloemen, H.J.Th., Uiterwijk, W., Putten, E.M. van, Verboom, J.H., 2006. Locale invloed scheepvaartemissies – LISE. RIVM rapportnummer 680280001, RIVM, Bilthoven.
- Broekman, M.H., 2007. Luchtemissie van schadelijke stoffen bij zeeschepen. RIVM rapportnummer 609121002, RIVM, Bilthoven.
- Buijsman, E., 2004. Jaaroverzicht luchtkwaliteit 2002. RIVM rapportnummer 500037004, RIVM, Bilthoven.
- Buijsman, E., Beck, J.P., Bree, L. van, Cassee, F.R., Koelemeijer, R.B.A., Matthijsen, J., Thomas, R., Wieringa, K., 2005. Fijn stof nader bekeken. MNP rapport 500037008. MNP, Bilthoven.
- Buringh, E., Fisher, P., Hoek, G., 2000. Is SO₂ a causative factor for the PM-associated mortality risks in the Netherlands? *Inhal. Tox.* 12 (supplement 1), 55-60.
- Carlton, J.S., Danton, S.D., Gawen, R.W., Lavender, K.A., Mathieson, N.M., Newell, A.G., Reijnolds, G.L., Webster, A.D., Wills, C.M.R., Wright, A.A., 1995. Marine Exhaust Emissions Research Programme. Lloyd's Regist. Eng. Serv., Londen.
- Chen, G., Huey, L.G. **et al.**, 2005. An investigation of the chemistry of ship emission plumes during ITCT 2002. *J. Geophys. Res.*, 110 (D10S90), 1-15.
- Cooper, D.A., 2001. Exhaust emissions from high speed passenger ferries. *Atmos Environ.*, 35, 4189-4200.
- Cooper, D.A., 2003. Exhaust emissions from ships at berth. *Atmos. Environ.*, 37, 3817-3830.
- Cooper, D.A., 2004. Methodology for calculating emissions from ships: 1. Update of emission factors. Swedish Methodology for Environmental Data (SMED).
- Cooper, D.A., 2005. HCB, PCB, PCDD and PCDF emissions from ships. *Atmos. Environ.*, 39, 4901-4912.
- Cooper, D.A., Peterson, K., Simpson, D., 1996. Hydrocarbon, PAH and PCB emissions from ferries: a case study in the Skagerak-Kattegat-Öresund region. *Atmos. Environ.*, 30, 2463-2473.
- Corbett, J.J., Koehler, H.W., 2003. Updated emissions from ocean shipping. *J. Geophys. Res.*, 108 (D20), 4650.
- Corbett, J.J., 2002. Emissions from ships in the Northwestern United States. *Environ. Sci. Technol.*, 36, 1299-1306.
- Corbett, J.J., 2003. New directions: Designing ship emissions and impacts research to inform both science and policy. *Atmos. Environ.*, 37, 4719-4721.
- Corbett, J.J., Fischbeck, P.S., Pandis, S.N., 1999. Global nitrogen and sulfur inventories for oceangoing ships. *J. Geophys. Res.*, 104 (D3), 3457-3470.
- Europese Unie (EU), 2004. Richtlijn 2004/107/EG van het Europees Parlement en de Raad; betreffende arseen, cadmium, kwik, nikkel en polycyclische aromatische koolwaterstoffen in de lucht.
- Finlayson-Pitts, B.J., Pitts, J.N., 1986. Atmospheric Chemistry: Fundamentals and experimental techniques. Wiley-Interscience Publication, New York.
- Hobbs, P.V., Garrett, T.J., Ferek, R.J., Strader, S.R., Hegg, D.A., Frick, G.M., Hoppel, W.A., Gasparovic, R.F., Russell, L.M., Johnson, D.W., O'Dowd, C., Durkee, P.A., Nielsen, K.E., Innis, G., 2000. Emissions from ships with respect to their effects on clouds. *J. Atmos. Sci.*, 57, 2570-2590.
- Isakson, J., Persson, T.A., Lindgren, E.S., 2001. Identification and assessment of ship emissions and their effects in the harbour of Göteborg, Sweden. *Atmos Environ.*, 35, 3659-3666.
- Kasifa, S.C., 2002. Scheepvaart en milieu. Mogelijkheden voor emissiereductie. RIVM rapport 773002019, RIVM, Bilthoven.

- Keuken, M.P., Wesseling, J., Hollander, J.C.T., Verhagen, H., Hermans, L., Elshout, S. van den, Kumm, P., 2005. Luchtkwaliteit in relatie tot scheepvaart. TNO-rapport B&O-A R 2005/085, TNO, Apeldoorn.
- Klein, J., Hoen, A., Hulskotte, J., Duynhoven, N. van, Smit, R., Hensema, A., Broekhuizen, D., 2006. Methoden voor de berekening van de emissies door mobiele bronnen in Nederland. CBS, Voorburg.
- Kondo, A., Yamaguchi, K., Nishikawa, E., 1999. Influence of ship emission on atmospheric pollutant concentration around Osaka Bay, Japan. *Adv. Air Pollut.* 7, 415-424.
- Mace, B.E., Nine, R.D., Clrak, N.N., Vanyo, T.J., Remcho, V.T., Morrison, R.W., McLaughlin, L.W., 1998. Emissions from marine engines with water contact in the exhaust stream. *Soc. Automot. Eng.*, SP-1335: General Emissions, 277-286.
- Marmer, E., Langmann, B., 2005. Impact of ship emissions in the Mediterranean summertime pollution and climate: A regional model study. *Atmos. Environ.*, 39, 4659-4669.
- Milieu- en Natuurplanbureau, 2006. Nederlandse Pollutant Release and Transfer Register (NL-PRTR), emissiecijfers ronde 2005/2006. MNP, Bilthoven, www.emissieregistratie.nl
- Peng, C.-U., Lin, C.-Y., Jong, T.-C., 2005. Emissions of particulate and gaseous pollutants within the Keelung harbor region of Taiwan. *Environ. Mon. Assess.*, 109, 37-56.
- Qin, Y., Kim, E., Hopke, Ph.K., 2006. The concentrations and sources of PM_{2.5} in metropolitan New York City. *Atmos. Environ.*, 40, S312-S332.
- Saxe, H., Larsen, T., 2004. Air pollution from ships in three Danish ports. *Atmos Environ.*, 38, 4057-4067.
- Schlesinger, R.B., Cassee, F., 2003. Atmospheric secondary inorganic particulate matter: the toxicological perspective as a basis for health effects risk assessment. *Inhal. Tox.*, 15, 197-235.
- Sinha, P., Hobbs, P.V., Yokelson, R.J., Christian, T.J., Kirchstetter, T.W., Bruintjes, R., 2003. Emissions of trace gases and particles from two ships in the southern Atlantic Ocean. *Atmos. Environ.*, 37, 2139-2148.
- Streets, D.G., Yu, C., Bergin, M.H., Wang, X., Carmichael, G.R., 2006. Modeling study of air pollution due to the manufacture of export goods in China's Pearl River Delta. *Environ. Sci. Technol.*, 40, 2099-2107.
- Swart, D.P.J., Berkhout, A.J.C., Hoff, G.R. van der, Bergwerff, J.B., Broekman, M.H., 2007. Zwaveldioxide-uitstoot van zeeschepen gemeten met lidar. RIVM rapport 609021039, RIVM, Bilthoven.
- Trozzi, C., Vaccaro, R., Nicolo, L., 1995. Air pollutants emissions estimate from maritime traffic in the Italian harbours of Venice and Piombino. *Sci. Total Environ.*, 169, 257-263.
- Website: www.amsterdamports.nl
 Betreft: Data scheepsbewegingen Amsterdam Ports (Amsterdam, Beverwijk, IJmuiden, Zaanstad).
- Website: www.cbs.nl
 Betreft: Centraal Bureau voor de Statistiek, StatLine: Zeevaart; cijfers. CBS, Voorburg/Heerlen.
- Website: www.eu-milieubeleid.nl
 Betreft: Overzicht EU-regelgeving: zwavelgehalte van bepaalde vloeibare brandstoffen.
- Website: www.groningen-seaports.com
 Betreft: Data scheepsbewegingen Groningen Seaports (Delfzijl en Eemshaven).
- Website: www.imo.org
 Betreft: International Maritime Organization (IMO). Regelgeving zeevaart, MARPOL 73/78 Bijlage VI.
- Website: www.milieuennatuurcompendium.nl
 Betreft: Website Milieu & NatuurCompendium.
- Website: www.mnp.nl
 Betreft: Website Milieu en Natuur Planbureau.
- Website: www.noordzeeloket.nl

- Betreft: Regelgeving zeevaart, MARPOL 73/78 Bijlage VI.
Website: www.overheid.nl
- Betreft: Website Overheidsinformatie Wet- en regelgeving.
Website: www.portofrotterdam.com
- Betreft: Data scheepsbewegingen Gemeentelijk Havenbedrijf Rotterdam (Port of Rotterdam).
Website: www.zeeland-seaport.com
- Betreft: Data scheepsbewegingen Zeeland Seaports (Vlissingen en Terneuzen).
- WHO, 2000. Air Quality Guidelines for Europe. World Health Organization, 162-172.
- Xie, Z., Sun, L., Blum, J.D., Huang, Y., He, W., 2006. Summertime aerosol chemical components in the marine boundary layer of the Arctic Ocean. J. Geophys. Res., 111 (D10309), 1-11.
- Yu, J.Z., Tung, J.W.T., Wu, A.W.M., Lau, A.K.H., Louie, P. K.-K., Fung, J.C.H., 2004. Abundance and seasonal characteristics of elemental and organic carbon in Hong Kong PM₁₀. Atmos. Environ., 38, 1511-1521.

Bijlagen

Bijlage 1	Achtergrondinformatie soorten brandstof
Bijlage 2	Overzicht emissiefactoren
Bijlage 3	Beschrijving onderzoek van Keuken et al. (2005)
Bijlage 4	Overzicht meetstations langs Nederlandse waterwegen en havens

Bijlage 1 Achtergrondinformatie soorten brandstof

In paragraaf 2.2.1 worden verschillende soorten brandstof genoemd. In deze bijlage wordt uitgebreid ingegaan op deze soorten brandstoffen.

Schepen varen op een aantal soorten brandstof: zware stookolie, dieselolie en de lichtere gasolie. Hieronder staat het verschil tussen deze brandstoffen beschreven.

1. Gasolie en dieselolie

Gasolie en dieselolie worden vaak onder een noemer genoemd. Er is echter wel een verschil, namelijk gasolie is een redelijk gezuiverde en hoogkwalitatieve scheepsbrandstof en bevat minder verontreinigingen, omdat het beter geraffineerd is dan dieselolie. Het zwavelgehalte in dieselolie (ook wel Marine Diesel Oil of MDO genoemd) bedraagt maximaal 1,5% (massaprocenten). Vaak zijn deze distillaten echter gemengd met zware stookolie, omdat de laatstgenoemde veel goedkoper is (Corbett et al., 1999; Sinha et al., 2003; Hobbs et al., 2000; Kasifa, 2002; Cooper, 2004). Afhankelijk van het type motor wordt bepaald welke brandstof gebruikt moet worden. Tabel B1.1 geeft dit kort weer.

2. Zware stookolie

Zware stookolie is een mengsel van diverse visceuze oliën die overblijven na kraken van ruwe olie. Sinds de oliecrisis in 1973 worden met maximaal rendement lichtere fracties uit de ruwe aardolie gehaald om bijvoorbeeld benzine en (grondstoffen voor) producten te maken. De resterende olie bevat daardoor veel contaminanten, zoals zwavel, asfaltenen en metalen, en is van lage kwaliteit (Corbett et al., 1999; Hobbs et al., 2000; Kasifa, 2002; Cooper, 2004). Het wordt beschreven als 'dikke, zwarte stroop met een stekende geur' en wordt gekenmerkt door hoge dichtheid, hoge viscositeit en een hoog gehalte aan verontreinigingen (Corbett et al., 1999; Sinha et al., 2003). De belangrijkste emissies van deze stookolie zijn CO₂, SO₂, fijn stof en NO_x. Uit voormalig RIVM-onderzoek naar scheepvaart blijkt dat in 2000 het zwavelgehalte van zware stookolie ongeveer 2,7 % (massaprocenten) bedroeg (Kasifa, 2002).

Tabel B1.1: Overzicht van de mogelijke combinaties van brandstoffen en motortype (Kasifa, 2002).

	Marine Fuel Oil (gasolie en MDO)	Heavy Fuel Oil (HFO of zware stookolie)
Slow speed diesel (SP)	X	X
Medium speed diesel (MS)	X	X
High speed diesel (HS)	X	
Stoomturbine (ST)	X	X
Gasturbine (TB) (Alleen voor binnenvaart)	X	

Bij de hoofdmotoren worden de slow en medium speed-motoren het meest gebruikt, bij de hulpmotoren de medium en high speed-motoren. Stoomturbine en gasturbine motoren worden tegenwoordig weinig meer gebruikt. Het type motor op een schip beïnvloedt zowel de verbrandingscondities (temperatuur, brandstofmix, druk) als de hoeveelheid geëmitteerde stoffen (NO_x, VOS, CO, enzovoort) (Cooper, 2004; Kasifa, 2002).

Bijlage 2 Overzicht emissiefactoren

In hoofdstuk 3 worden de drie groepen literatuurstudies betreffende emissiebepalingen van zeeschepen beschreven. In deze bijlage wordt een overzicht gegeven van de emissiefactoren zoals afgeleid uit deze verschillende onderzoeken. Per component of groep componenten worden hier de emissiefactoren weergegeven.

1. Zwaveldioxide en andere zwavelverbindingen

Zwavel komt voor in scheepsbrandstoffen, vooral in zware stookolie, maar ook in minder goed geraffineerde dieselolie of mengsels die stookolie bevatten. Het percentage zwavel varieert van tienden van procenten tot 5%. De zwavel wordt in de motor door de verbranding vrijwel volledig omgezet in zwaveldioxide (SO_2). De emissiefactor voor SO_2 is daarom evenredig met het zwavelpercentage in de brandstof. De emissiefactor in gram SO_2 per kilogram brandstof bedraagt ongeveer twintig maal het percentage. Een voorbeeld: als het zwavelgehalte in de olie 2,8% bedraagt, is de emissiefactor gelijk aan 56 g kg^{-1} .

Broekman (2007) vond ook nog andere zwavelverbindingen in stofdeeltjes die waren bemonsterd in uitlaten van zeeschepen. Welke verbindingen dit zijn, is niet nader onderzocht.⁷ Het zou om sulfaat kunnen gaan, maar ook om organische verbindingen, zoals zwavelhoudende PAK's. Uit de metingen blijkt dat het zwavelgehalte duidelijk gecorreleerd heeft met het type brandstof: bij gebruik van stookolie (gemiddeld zwavelgehalte 2,2%) was het gehalte zwavelverbindingen in het stof ruim tien maal hoger dan bij gebruik van gasolie (gemiddeld zwavelgehalte 0,15%). Hoewel op basis van de metingen geen emissiefactoren te berekenen zijn, volgt uit een indicatieve schatting dat de emissie van deze zwavelverbindingen samen een factor 1000 lager is dan die van SO_2 .

2. Stikstofoxiden, ammoniak en lachgas

Stikstofoxiden (NO_x) is de verzamelnaam van stikstofoxide en stikstofdioxide. Deze ontstaan bij verbrandingsprocessen door reacties van stikstof uit de lucht met de zuurstof die voor de verbranding wordt gebruikt. De emissie van stikstofoxiden wordt vooral bepaald door de temperatuur van het verbrandingsproces in de motor en het type motor. Ook de ouderdom van de motor speelt een rol, maar die is beperkt (maximaal 7% toename in NO_x emissie). Voor dieselmotoren (slow-speed, medium-speed en high-speed) varieert de emissiefactor van 30 tot 90 gram NO_x per kilogram brandstof. De variatie wordt bepaald door verschillende factoren. De hoogste emissiefactoren zijn gemeten bij opstarten, manoeuvreren en stilliggen in de haven (activiteiten zoals laden en lossen), maar daarbij merken we op dat het brandstofverbruik – en daardoor ook de totale NO_x -emissie (in massa per tijd) – bij dit soort activiteiten lager is dan bij varen op volle zee. Gas- en stoomturbines genereren aanzienlijk minder NO_x : 5 tot 10 g kg^{-1} . Dit type motoren komt echter relatief weinig voor in de zeescheepvaart. Steeds meer zeeschepen worden uitgerust met een katalysator (Cooper, 2004). Een veelvuldig gebruikte methode is selectieve katalytische reductie met behulp van ureuminjectie. Daarbij wordt NO_x gereduceerd tot stikstof (N_2), waarbij ook ammoniak (NH_3) kan worden gevormd. Cooper (2001) ontdekte dat bij een schip dat was uitgerust met een katalysator de NO_x -emissie met 90% werd gereduceerd, maar dat onder bepaalde omstandigheden (onder andere bij het manoeuvreren in de haven) de NH_3 -emissie sterk toenam. Dit werd toegeschreven aan overdosering van het ureum in de katalysator. De gemiddelde NH_3 -emissie uit het schip was echter veel lager dan de NO_x -emissies uit

⁷ De filters met het bemonsterde stof zijn geanalyseerd met röntgenfluorescentie. Met deze techniek kan wel het gehalte totaal zwavel worden gemeten, maar niet die van afzonderlijke zwavelverbindingen.

schepen zonder katalysator. Ammoniak is dus geen 'probleemcomponent' als het gaat om emissies van zeeschepen.

Er worden nog andere technieken gebruikt om de NO_x -emissie te reduceren, onder andere 'humid air motors' en 'direct water injection systems'. Deze geven 50 tot 70% reductie en er komen geen andere schadelijke gassen bij vrij.

Naast stikstofoxiden kan ook lachgas (N_2O) vrijkomen, zowel met als zonder gebruik van katalysator. Metingen van Cooper (2001) wijzen echter uit dat de emissie van deze component onder alle omstandigheden laag is (minder dan 1% van de NO_x -emissie). Bovendien is lachgas een broeikasgas en geen relevante component als het gaat om gezondheidseffecten.

3. Koolstofdioxide

Scheepsbrandstoffen bestaan voornamelijk uit koolstof en waterstof en kunnen daarnaast kleine gehalten van andere elementen bevatten, zoals de al genoemde zwavel, maar bijvoorbeeld ook sporen zware metalen. Het percentage koolstof varieert van 86 tot 89%. Bij ideale verbranding ontstaan uitsluitend koolstofdioxide (CO_2) en waterdamp (H_2O), maar doordat de verbranding in een scheepsmotor nooit ideaal is, komen er ook koolmonoxide (CO), roetdeeltjes en koolwaterstoffen vrij. Echter, het grootste deel van de koolstof wordt omgezet in CO_2 . De emissiefactor voor CO_2 is daardoor vrijwel onafhankelijk van het type motor en de activiteiten van het schip. De factor ligt rond de 3200 ± 50 gram CO_2 per kilogram brandstof. Net als lachgas is CO_2 een broeikasgas en geen relevante component als het gaat om gezondheidseffecten.

4. Koolstofmonoxide

Koolmonoxide (CO) ontstaat door onvolledige verbranding van de brandstof in de motor. Onvolledige verbranding komt vooral voor tijdens processen als het opstarten van de motoren. De CO -emissies zijn dan beduidend hoger dan bij 'normaal' opereren. Uit de beschikbare gegevens blijkt verder dat er geen duidelijke relatie is tussen de CO -emissiefactor en het type brandstof. Wel genereren gas- en stoomturbinemotoren minder CO dan dieselmotoren. De CO -emissiefactor voor zeeschepen varieert tussen 1 en 10 gram CO per kilogram brandstof. Tijdens het opstarten van de motoren zijn emissiefactoren gevonden van 10 tot 40 g kg^{-1} . Deze emissies zijn echter veelal van korte duur. De impact van de CO -emissies uit zeeschepen op de leefomgeving is minder groot dan voor SO_2 en NO_x , niet alleen omdat de emissies gemiddeld lager zijn, maar ook omdat CO minder schadelijk is voor de gezondheid.

5. Koolwaterstoffen

Ook koolwaterstoffen (HC) ontstaan bij onvolledige verbranding. Er wordt onderscheid gemaakt in methaan en zogenaamde non-methane hydrocarbons (NMHC). De methaanemissies zijn gering en methaan is gezondheidkundig geen relevante component.

De emissies van NMHC variëren sterk en geven, wat betreft de invloed van bepaalde parameters en effecten, hetzelfde beeld als CO , dat wil zeggen dat matige verbranding meer NMHC genereert en dat dieselmotoren een hogere emissiefactor vertonen dan gas- en stoomturbines. Verder lijken de NMHC emissies uit dieselolie hoger te zijn dan die uit zware stookolie. Dat is verklaarbaar, omdat dieselolie meer vluchtige organische componenten bevat waarvan een deel tijdens de verbranding verdampt en meegaat met de uitlaatgassen. Cooper et al. (1996) vonden in de uitlaat van een schip dat dieselolie gebruikte vooral veel alkanen en in beperkte mate alkenen en aromaten, zoals benzeen en toluen. In een ander schip, dat op stookolie voer, was de NMHC-emissie beduidend lager en werden in de uitlaat voornamelijk alkenen en aromaten aangetoond. Deze componenten komen niet rechtsreeks uit de brandstof, maar ontstaan tijdens de verbranding. De totale NMHC-emissiefactoren van dieselmotoren liggen tussen 1 en 3 g kg^{-1} voor dieselolie en tussen 0,2 en 0,8 g kg^{-1} voor stookolie. Van de aangetoonde NMHC is benzeen het meest toxisch. De emissie aan benzeen schatten wij op 0,03 tot maximaal 0,15 g kg^{-1} .

Bij onvolledige verbranding worden ook aldehyden en ketonen gevormd. Wij hebben geen data gevonden van emissies van deze groepen componenten uit zeeschepen, maar wel uit zeewaardige pleziervaartuigen (Mace et al. 1998). Daaruit blijkt dat er inderdaad aldehyden en ketonen ontstaan, maar hun emissie is aanzienlijk lager dan die van de NMHC.

6. Fijn stof

Zeeschepen emitteren ook stofdeeltjes. Uit diverse onderzoeken, waarbij verdelingen van de deeltjesgrootte in de uitlaat of de rookpluim zijn gemeten (Hobbs et al., 2000; Sinha et al., 2003) is af te leiden dat het merendeel (zeer) fijne stofdeeltjes betreft met een aërodynamische diameter van 1 µm of kleiner. Slechts een kleine fractie (< 10%) van het totaal stof bestaat uit deeltjes groter dan 10 µm en daarnaast heeft 15-30% van de deeltjes een diameter tussen 1 en 10 µm. De verdeling komt grofweg overeen met die van deeltjes die vrijkomen bij verbranding van diesel uit zware vrachtwagens. De deeltjes bestaan voornamelijk uit roet (EC = elemental carbon) en voor een kleiner deel uit andere organische componenten en (OC = organic carbon ofwel niet-vluchtige koolwaterstoffen). Dat blijkt zowel uit emissiemetingen als uit onderzoeken op leefniveau zoals die van Yu et al. (2004), besproken in paragraaf 4.3. Verder bevatten de deeltjes PAK's en sporen zware metalen (waarover zo meer) en kunnen er ook zwavelverbindingen in voorkomen.

Een moeilijkheid bij het bepalen van emissiefactoren is dat niet alle onderzoekers dezelfde fractie aan stof hebben bemonsterd. Soms is op totaal stof gemeten, soms op fijn stof. Door het toepassen van correcties op basis van deeltjesgrootteverdelingen is een overzicht gemaakt van emissiefactoren voor PM₁₀. Deze liggen tussen 0,5 en 2 g kg⁻¹ voor dieselolie en tussen 1 en 3 g kg⁻¹ voor stookolie. De hogere stofemissie bij stookolie heeft vermoedelijk te maken met het feit dat deze brandstof meer zware organische componenten bevat. Net als voor CO hebben vooral zaken als opstarten effect op de stofemissie. Gas- en stoomturbines hebben een lagere stofemissie dan dieselmotoren (maximaal 0,5 g kg⁻¹).

7. PAK's

PAK's komen voor in brandstoffen uit aardolie, maar worden ook gevormd bij verbrandingsprocessen. Zware stookolie bevat over het algemeen meer PAK's (gehalten in de orde van 10%) dan de geraffineerde dieselolie en andere brandstoffen zoals benzine (maximaal 2%).

Cooper (2001, 2003) heeft metingen gedaan van specifieke PAK's in de uitlaat van zeeschepen (tijdens stilliggen in de haven) en van grote veerboten (tijdens varen en manoeuvreren). Opvallend was dat bij alle metingen aan dieselmotoren ongeveer 60% tot 90% van de totale PAK-emissie werd bepaald door vijf naftalenen en twee fenanthreenen⁸, wat typerend is voor de uitstoot bij dieselveerbranding. Dit zijn alle vluchtige of semi-vluchtige PAK's. Het aandeel niet-vluchtige PAK's, zoals chryseen en benz(a)pyreen, is laag, in totaal minder dan 2%. Dat wordt bevestigd door metingen van Broekman (2007) die alleen stofgebonden (oftewel niet-vluchtige) PAK's analyseerde en daarbij lage gehalten vond.

Voor schepen die dieselolie gebruiken, varieerde de gemeten emissiefactor voor totaal PAK van ongeveer 1 tot 10 mg kg⁻¹. Bij één meting, in de uitlaat van een schip dat een zware stookolie gebruikte met een hoog PAK-gehalte in de brandstof zelf, bedroeg de emissiefactor bijna 50 mg kg⁻¹. Cooper (2001) bepaalde ook de emissiefactor bij een veerboot met een gasturbinemotor en vond lagere waarden, namelijk ongeveer 0,5 mg kg⁻¹.

De schadelijkste (carcinogene) PAK's behoren vrijwel alle tot de groep niet-vluchtige PAK's. Zoals gezegd vormen deze maar een klein deel van de totale hoeveelheid geëmitteerde PAK's. De emissiefactor voor bijvoorbeeld benz(a)pyreen – de meest carcinogene PAK, die tevens als indicator-

⁸ Namelijk: naftaleen, 1- en 2-methylnaftaleen, drie dimethylnaftaleen isomeren, fenanthreen en 1-methylfenanthreen.

PAK wordt gebruikt – ligt in de orde van 1 tot 20 $\mu\text{g kg}^{-1}$. Dat betekent dat ten aanzien van deze component de scheepsemissies waarschijnlijk nauwelijks bijdragen aan de concentraties op leefniveau.

8. Zware metalen

In een overzichtsartikel van Cooper (2004) zijn gehalten zware metalen in scheepsbrandstoffen samengevat. Ook Broekman (2007) heeft analyses op zware metalen gedaan. De resultaten bevestigen grotendeels de gegevens uit het genoemde overzichtsartikel. Zware stookolie bevat met name vanadium, nikkel en ijzer (gehalten van 25 tot 100 mg kg^{-1}) en in mindere mate koper, chroom, arseen en zink (0,5 tot 2 mg kg^{-1}). Ook in dieselolie komen de meeste van deze metalen en elementen voor, maar in veel lagere gehalten.

Uit diverse factoranalyses van meetgegevens op leefniveau blijkt dat vanadium en nikkel typische componenten zijn van olieverbranding c.q. scheepsemissies. Dat strookt met de analysegegevens van de stofmonsters die Broekman (2007) heeft genomen in de uitlaat van een aantal zeeschepen. Het patroon aan elementen en metalen in deze monsters lijkt sterk op dat van samenstelling van de brandstof. Toch zijn er ook wel verschillen. Het gehalte aluminium in het stof is bijvoorbeeld meer dan tien maal zo laag als dat van vanadium, terwijl de brandstof meer aluminium bevat.

Uit de meetgegevens van Broekman (2007) zijn niet direct emissiefactoren te berekenen, maar door combinatie met data uit andere studies is een indicatieve schatting te maken. Daaruit volgt dat de emissiefactoren voor vanadium, nikkel en ijzer 20 tot 60 mg kg^{-1} bedragen voor zware stookolie en 2 tot 15 mg kg^{-1} voor dieselolie. De emissiefactoren van de andere zware metalen zijn lager.

9. Chloorbenzenen, PCB's en dioxinen

Er zijn slechts sporadisch metingen verricht op scheepsemissies van chloorhoudende componenten. Cooper (2005) bepaalde gehalten aan chloorbenzenen, PCB's en dioxinen in zowel de brandstof als in de uitlaat bij drie zeeschepen: een grote veerboot, een containerschip en een vrachtschip. De gehalten in de brandstof zijn zeer laag. Ook de emissies zijn beperkt, maar hoger dan verwacht op grond van de samenstelling van de brandstof. Mogelijk worden PCB's en dioxinen tijdens de verbranding gevormd uit restanten ontvettingsmiddelen in de motor of door reacties metaalchloriden. Zelfs reacties met zeezoutaerosol worden niet uitgesloten.

Net als voor CO en sommige andere componenten zijn de hoogste emissies gevonden tijdens het startproces. Ook het soort brandstof is van invloed: bij gebruik van zware stookolie zijn de emissies hoger dan bij dieselolie. In alle gevallen zijn de emissies echter laag – in de orde grootte van ng component per kilogram brandstof – vergeleken met die van andere processen en bronnen zoals afvalverbranding. Cooper (2005) heeft berekend dat de emissies van deze componenten uit zeeschepen slechts een kleine bijdrage leveren aan de totale emissies van alle bronnen in Zweden en de Zweedse wateren.

Bijlage 3 Beschrijving onderzoek van Keuken et al. (2005)

Deze bijlage omvat een uitgebreide beschrijving van de methode van de Nederlandse meetcampagne van Keuken et al. (2005). De resultaten van dit onderzoek zijn te vinden in paragraaf 4.5.

Van augustus 2004 tot februari 2005 zijn door TNO en DCMR luchtmetingen gedaan van NO, NO₂, SO₂, zwarte rook, PM₁, PM_{2,5} en PM₁₀ op de oevers van de Nieuwe Waterweg en de Oude Maas (Keuken et al., 2005). Tegelijkertijd zijn meteorologische parameters gemeten en is de scheepvaartintensiteit bepaald met behulp van een videocamera. Met de videobeelden kon worden geschat op welke afstand een schip passeerde, hoe hoog de schoorsteen was en hoe de pluim zich verspreidde. In de meetperiode zijn zo 50 tot 100 pluimen doorgemeten. Door inverse modellering werd uit de gemeten concentraties, de meteorologische parameters en de locatie en hoogte van de bron per component de emissie uit het schip berekend. De lokale achtergrondconcentraties werden bepaald gedurende de tijd dat er geen schepen passeerden. Verder zijn met passieve samplers de concentraties NO₂ op enkele andere locaties in het Rijnmondgebied gemeten.

Diverse onzekerheden bemoeilijkten het nauwkeurig bepalen van de emissies. Zo was het moeilijk om op basis van de videobeelden de afstand van het schip tot de meetlocatie en de hoogte van de bron (schoorsteen) goed te bepalen. Ook was de tijd waarin de pluim het meetpunt passeerde vrij kort: 10 tot 40 sec. Daarom was het noodzakelijk om voor fijn stof een snelle monitor te gebruiken die echter als nadeel heeft dat deze veel achtergrondruis vertoont. Bij het meetpunt langs de Oude Maas waren er soms problemen, omdat er te veel schepen tegelijk langsvoeren, zodat de pluimen uit de schepen niet altijd goed waren te onderscheiden.

Zwarte-rookconcentraties zijn gemeten door 24-uursbemonstering. Omdat binnen een dag de windrichting nogal eens varieerde, was er geen duidelijke relatie te leggen tussen de gemeten concentraties zwarte rook en de emissies uit zeeschepen.

Uiteindelijk zijn op deze wijze alleen emissies van NO_x bepaald. Voor de zeeschepen en kustvaarders lagen die tussen 7 en 11 g/s. Daarmee zijn ze iets hoger dan de waarden van Cooper (2003) bij schepen die stilliggen in de haven, maar aanmerkelijk lager dan die van Hobbs et al. (2000) voor grote schepen die op volle zee voeren. De emissies van de zeeschepen waren aanzienlijk hoger dan die van binnenvaartschepen met vergelijkbare lengtes.

Bijlage 4 Overzicht meetstations nabij havens en grote waterwegen

Hier wordt een overzicht gegeven waar in Nederland langs waterwegen en in havens meetnetten zijn. Deze informatie is aanvullend op paragraaf 4.5.

Het RIVM heeft in haar Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit een aantal meetpunten langs waterwegen. Ook de milieudienst Rijnmond, het DCMR, heeft een aantal lokale meetnetten langs waterwegen waar concentraties van een aantal stoffen op leefniveau worden gemeten. Deze landelijke en lokale meetnetten zijn weergegeven in Figuur B4.1. In het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) zijn weinig meetpunten die liggen langs grote waterwegen en in havens. Het dichtst bij de Noordzeekust gelegen station (De Zilk) ligt toch nog 2,5 km van de kust. De eventuele invloed van emissies van schepen die daar langs de kust varen is niet merkbaar. De gemeten concentraties van componenten als SO₂, NO_x en PM₁₀ verschillen niet van die van andere regionale meetstations in het westen van Nederland.

Meetstation Zierikzee ligt 600 m ten noorden van de Oosterschelde, maar daar is geen intensieve scheepvaart. Ook hier zijn, in overeenstemming met de verwachting, de concentraties niet verhoogd. Verder liggen er enkele meetstations in de regio Rotterdam-Rijnmond, waarvan er twee op 100 tot 200 m van de Nieuwe Waterweg respectievelijk de Nieuwe Maas (Maassluis en Rotterdam-Schiedamsevest) en twee op ongeveer 1 km ten noorden van de Nieuwe Waterweg (beide in Vlaardingen). Van de meetpunten in het meetnet van DCMR liggen zes stations nabij de Nieuwe Waterweg of een haven. In andere havengebieden in Nederland liggen geen LML-meetstations nabij een druk bevaren route of een haven. De meetstations in Amsterdam (van het LML en van de GGD Amsterdam) liggen te ver van een vaarroute of haven. Deze stations zijn vooral bedoeld om de invloed van verkeersemissies te bepalen. In het luchtmeetnet van de provincie Noord-Holland liggen twee stations in het gebied rond de Hoogovens en de haven van IJmuiden.



Figuur B4.1: Landelijke en lokale meetstations in Nederland.