

RIVM rapport 725501 001

**Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: de
onderbouwning**

R. Albers, J. Beck, A. Bleeker, L. van Bree,
J. van Dam, L. v.d. Eerden², J. Freijer,
A. van Hinsberg, M. Marra, C. v.d. Salm¹,
A. Tonneijck², W. de Vries¹, L. Wesselink,
F. Wortelboer Juni 2001

¹ Alterra, Postbus 47, 6700 AA Wageningen.

² Plant Research International, Postbus 16, Wageningen

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van DGM, in het kader van het project 725501, Verzuring en Grootschalige Luchtverontreiniging, mijlpaal Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen.

Abstract

Evaluating the acidification goals : the building blocks

In the Third National Environmental Policy Plan it was announced that the acidification policy goals for The Netherlands were to be evaluated. This report presents the scientific building blocks on which this evaluation is to be based. Emission trends and the environmental quality dating from 1980 have been overviewed, while looking ahead to the year 2010. The state of the art has also been assessed taking the following factors into consideration:

- The transport and deposition of acidifying compounds, and the formation of ozone and particulate matter (PM10);
- The effects of transboundary air pollution on the health of humans and the damage to plants and materials;
- The effects on the composition of species within terrestrial and aquatic ecosystems and on soil and ground water quality.

Main findings:

- The most recent scientific findings do not show a significant difference from the critical loads and levels at the time the goals were defined;
- Meeting the NO_x and NH₃ emission goals for the year 2010 will require very large efforts, this also applies to the deposition goals set for 2010;
- The emission reduction of the last decades has increased the importance of some aspects (e.g. deposition velocity, biogenic emissions, alkaline cations) that until recently could be ignored.

Korte samenvatting

Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: de onderbouwing

In het Derde Nationaal Milieubeleidsplan is een evaluatie van de verzuringsdoelstelling aangekondigd. Dit rapport biedt de wetenschappelijke onderbouwing voor deze evaluatie.

Een overzicht is gemaakt van de ontwikkeling van de emissies vanaf 1980 met een doorkijk naar 2010. Daarnaast is de stand van de wetenschappelijke kennis op een rij gezet wat betreft:

- De transport en depositie van verzurende stoffen en de vorming van ozon en fijn stof;
- De effecten van grootschalige luchtverontreiniging op de gezondheid van mensen en schade aan planten en materialen;
- De effecten op de soortensamenstelling van terrestische en aquatische natuur en op bodem- en grondwaterkwaliteit.

De belangrijkste bevindingen zijn:

- De meest recente inzichten in de effecten leiden niet tot wezenlijk andere kritische niveaus dan ten tijde van de formulering van de beleidsdoelstellingen;
- De NMP3-emissiedoelstellingen voor 2010, met name voor NO_x en NH₃, vergen zeer grote beleidsmatige inspanningen, hetzelfde geldt voor de NMP3-depositiedoelstellingen;
- De vermindering van de emissies heeft geleid tot een relatief groter belang van verschillende aspecten (bijvoorbeeld depositiesnelheid, natuurlijke emissies, basische kationen) waarvoor een ruwe benadering eerder voldeed.

Voorwoord

In het Derde Nationaal Milieubeleidsplan NMP3 is een evaluatie (herijking) van de verzuringsdoelstellingen aangekondigd. Dit rapport is een van de wetenschappelijke bouwstenen voor de beleidsmatige evaluatie van de doelstellingen. Het is de eerste van een reeks van drie rapporten. Dit rapport “de onderbouwing” geeft een overzicht van de stand van wetenschappelijke kennis over de effecten van verzuring, en plaatst de NMP3 doelstellingen in het licht van de huidige kennis over de effecten die kunnen optreden. Het tweede rapport “de emissievarianten” verkent verschillende emissieniveaus en de bijbehorende concentraties, deposities en overschrijdingen van de kritische niveaus. Het derde rapport “effecten van verplaatsing van agrarische ammoniakemissies: verkenning op provinciaal niveau” schetst de mogelijke bijdrage die een ruimtelijke optimalisatie van emissies kan bieden aan verminderde overschrijding van kritische niveaus op natuur.

Het voorliggende rapport “de onderbouwing” is een weerslag van een gezamenlijk project van het RIVM met de Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO); Alterra wat betreft de kritische depositieniveaus en Plant Research International wat betreft kritische concentraties voor landbouwgewassen en natuurlijke vegetatie.

Dit rapport moet gezien worden als de schriftelijke vastlegging van de studie die vooral in 1999 en begin 2000 is verricht. De eerste bevindingen hiervan zijn op 18 november 1999 gepresenteerd op het symposium “Verzuringbeleid: op weg naar een gezond milieu” in Baarn.

Veel kennis van verzuring, een relatief oud beleidsthema, is opgedaan in het Additioneel Programma Verzuringsonderzoek (APV) bijna tien jaar geleden. Mede door de sindsdien verminderde emissies resulterend in lagere depositieniveaus, kwamen vragen op die in het verleden niet of nauwelijks, maar nu wèl degelijk relevant bleken. Daarom zijn een aantal nieuwe aspecten onderzocht, met name op het gebied van de modellering van ozon, de verspreiding en depositie van ammoniak.

Verder moet men zich er rekenschap van geven dat in de reeds verschenen rapportage van de Vijfde Milieuverkenning recentere emissiecijfers voor het jaar 2010 bij huidig beleid zijn gepresenteerd. Deze wijken iets af van de oudere Update-MV4 emissiecijfers zoals in dit rapport gepresenteerd. Dit heeft echter geen invloed op de conclusies. Om redenen van consistentie zijn in dit rapport toch de Update MV4 cijfers aangehouden.

Inhoud

Samenvatting	9
1. Inleiding	27
1.1 <i>Evaluatie verzuringsdoelstellingen</i>	27
1.2 <i>Beleidsthema verzuring</i>	27
1.3 <i>De historie van het verzuringsonderzoek</i>	28
1.4 <i>De historie van het verzuringsbeleid</i>	29
1.5 <i>Internationale afspraken</i>	30
1.6 <i>Leeswijzer</i>	31
2. Toestand van het milieu sinds 1980	33
2.1 <i>Inleiding</i>	33
2.2 <i>Emissies</i>	33
2.3 <i>Concentraties</i>	35
2.4 <i>Depositie</i>	40
2.5 <i>Effecten</i>	42
2.6 <i>Onzekerheden</i>	43
2.7 <i>Conclusies</i>	45
3. Grootschalig transport van luchtverontreiniging	47
3.1 <i>Inleiding</i>	47
3.2 <i>Verzurende en stikstofhoudende componenten</i>	47
3.3 <i>Ozon</i>	55
3.4 <i>Fijn stof</i>	60
3.5 <i>Relatie met andere beleidsthema's</i>	61
3.6 <i>Kennishiaten en bandbreedtes</i>	64
3.7 <i>Conclusies</i>	67
4. Directe effecten van luchtverontreiniging	69
4.1 <i>Inleiding</i>	69
4.2 <i>Gezondheidseffecten</i>	70
4.3 <i>Effecten op planten</i>	82
4.4 <i>Schade aan materialen</i>	88
4.5 <i>Onzekerheden en beperkingen</i>	90
4.6 <i>Conclusies</i>	92
5. Effecten van depositie van stikstof en zuur	95
5.1 <i>Inleiding</i>	95
5.2 <i>Effecten en kwantificering kritische niveaus</i>	96
5.3 <i>Soortensamenstelling vegetatie terrestrische natuur</i>	99
5.4 <i>Soortensamenstelling vegetatie vennen</i>	108
5.5 <i>Boomgroei</i>	112
5.6 <i>Wortelaantasting</i>	115
5.7 <i>Bodemkwaliteit</i>	119
5.8 <i>Grondwaterkwaliteit</i>	121
5.9 <i>Betrouwbaarheid</i>	125
5.10 <i>Conclusies</i>	128
6. Overschrijding van normen en effecten	135
6.1 <i>Inleiding</i>	135
6.2 <i>Luchtkwaliteit</i>	135
6.3 <i>Overschrijding kritische depositieniveaus</i>	139
6.4 <i>De combinatie van critical levels en critical loads</i>	141

6.5	<i>Monetarisering van de schade</i>	144
6.6	<i>Herstel</i>	150
6.7	<i>Conclusies</i>	151
7.	Verkenning 2010	153
7.1	<i>Inleiding</i>	153
7.2	<i>Scenariobeschrijving</i>	154
7.3	<i>Actualisering beleid</i>	156
7.4	<i>SO₂ emissies</i>	158
7.5	<i>NO_x emissies</i>	159
7.6	<i>NH₃ emissies</i>	161
7.7	<i>VOS emissies</i>	165
7.8	<i>Fijnstof (PM10) emissies</i>	168
7.9	<i>Buitenlandse Emissies</i>	169
7.10	<i>Luchtkwaliteit en depositie</i>	170
7.11	<i>Opties voor aanvullend beleid</i>	173
7.12	<i>Onzekerheden</i>	177
7.13	<i>Conclusies</i>	179
8.	Aanbevelingen en conclusies	181
8.1	<i>Verspreiding van verzurende stoffen: nieuwe vragen</i>	181
8.2	<i>Luchtkwaliteit: vooral effecten door ozon en fijn stof</i>	184
8.3	<i>Depositie: soortenrijkdom als nieuwe maat</i>	185
8.4	<i>Betekenis van de beleidsdoelen</i>	185
8.5	<i>NMP3-doelen: haalbaar met huidig beleid?</i>	186
	Literatuur	187
	Bijlage 1 Verzendlijst	198

Samenvatting

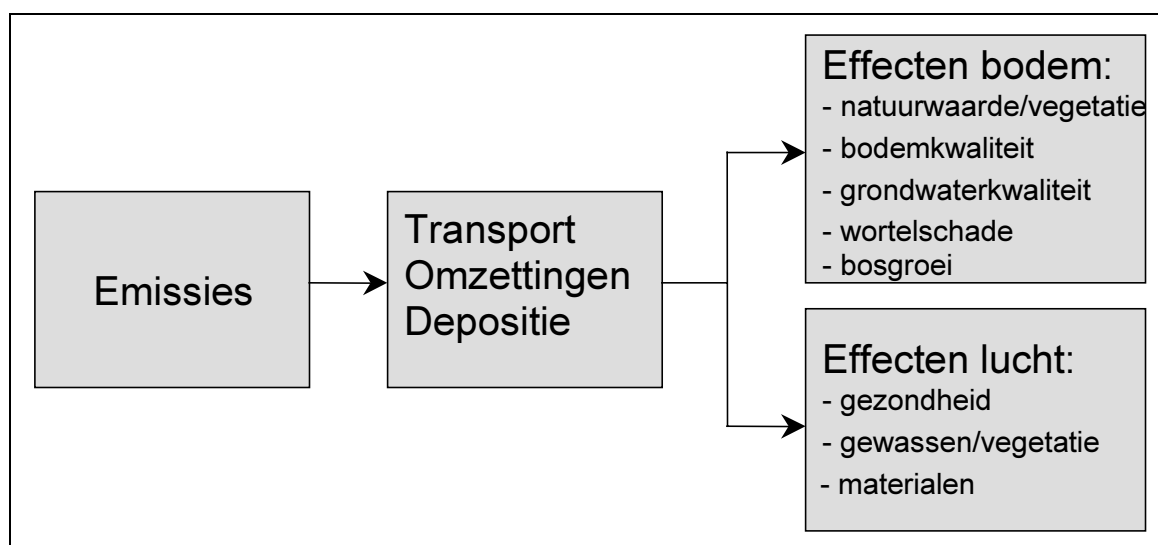
Inleiding

Door de depositie van zwaveldioxide (SO₂), stikstofoxiden (NO_x) en ammoniak (NH₃) uit de lucht ontstaat schade aan ecosystemen. De directe blootstelling aan deze stoffen, aan enkele specifieke vluchtige organische stoffen (VOS), aan ozon (O₃), gevormd uit NO_x en VOS, en aan fijn stof kan leiden tot (gezondheids)schade bij mensen, materialen en ecosystemen. Dit complex van stoffen en effecten wordt onder de noemer van “Verzuring” beleidsmatig integraal aangepakt.

Het huidige Nederlandse verzuringsbeleid is vastgelegd in het *Bestrijdingsplan Verzuring (BPV)* uit 1989, het gelijktijdig verschenen *Eerste Nationaal Milieubeleidsplan (NMP1)* en het *Plan van Aanpak Ammoniakemissie uit de Landbouw*. Op basis van de toen beschikbare wetenschappelijke kennis en informatie zijn doelstellingen geformuleerd voor het terugdringen van de emissies en deposities met het oog op de vermindering van de schade aan ecosystemen, gezondheid en materialen.

Sinds het Bestrijdingsplan Verzuring zijn de wetenschappelijke inzichten verder ontwikkeld. In 1995 verscheen het eindrapport van de *Derde Fase Additioneel Programma Verzuringsonderzoek (APV-3)*. Het APV-3 gaf aan dat kritische depositieniveaus voor bomen hoger liggen dan eerder verondersteld in de eerdere fases van het *Additioneel Programma Verzuringsonderzoek (APV-2 en APV-1)* en hoger dan de niveaus die zijn gebruikt als basis voor de formulering van de doelen in het Bestrijdingsplan Verzuring. In NMP3 zijn desondanks de oorspronkelijke depositiedoelen gehandhaafd, maar is aangegeven dat deze voor het NMP4 zullen worden geëvalueerd.

De emissiedoelstellingen voor het jaar 2000 voor NH₃ en NO_x zijn respectievelijk in de nota *Derde fase mest- en ammoniakbeleid* en het NMP3 doorgeschoven naar 2005. Ook de emissiedoelen voor 2010 zullen in het NMP4 opnieuw beoordeeld worden.



Figuur 1. Schematisch overzicht van het beleidsthema Verzuring.

De doelstellingen voor luchtkwaliteit kwamen, met uitzondering van ozon, langs andere beleidslijnen tot stand. Reeds voordat sprake was van verzuringsbeleid werden de eerste doelen geformuleerd, met name gestimuleerd door de smogvorming sinds de jaren vijftig. Binnen de EU vindt een algehele herziening van de luchtkwaliteitsdoelen plaats. In dit kader zijn onder andere nieuwe grenswaarden voor de concentratie van SO₂ en NO_x geformuleerd.

Doel van dit rapport is om de huidige wetenschappelijke kennis over verzuring op een rij te zetten ten behoeve van de in het NMP3 aangekondigde evaluatie van de verzuringsdoelstellingen. Het zwaartepunt ligt bij de beschrijving van de effecten en de processen in lucht en bodem. De NMP3 doelstellingen worden geplaatst in het licht van de mogelijke effecten door verzuring en grootschalige luchtverontreiniging.

Deze samenvatting begint met een korte terugblik op het emissieverloop en de veranderingen in de milieukwaliteit vanaf 1980. Daarna wordt een overzicht gegeven van de huidige wetenschappelijke kennis over verzuring. Hierbij komen achtereenvolgens aan de orde: omzetting/transport en depositie; de directe effecten van luchtverontreiniging en de indirecte effecten (via depositie) van luchtverontreiniging, zie *figuur 1*. Tot slot wordt aangegeven hoe de emissies en milieukwaliteit zich de komende decennia verder kunnen ontwikkelen onder invloed van het huidige beleid.

Ontwikkelingen in emissies en milieukwaliteit

Tien jaar na het verschijnen van het Bestrijdingsplan Verzuring kan worden geconstateerd dat de emissies in Nederland, maar ook in het buitenland, van verzurende stoffen (SO₂, NO_x, NH₃ en VOS) zijn verminderd en dat daarmee de concentratie in de lucht van een aantal stoffen en de depositie omlaag zijn gegaan, zie *tabel 1*.

De emissies van SO₂ zijn in de periode 1980-1995 met ongeveer 70% gedaald. De vermindering van de emissies van de andere verzurende stoffen is hierbij achtergebleven. Het aandeel van NO_x en NH₃ en daarmee van de doelgroepen verkeer en landbouw in de totale verzurende emissie is zodoende toegenomen.

Tabel 1. Het verloop van emissies, concentraties en deposities in de periode 1980-1997. Uit de gemiddelde concentraties van stoffen in de lucht kunnen geen directe trends worden afgeleid, omdat de concentraties sterk afhankelijk zijn van de weersomstandigheden in het betreffende jaar.

	1980	1985	1990	1995	1997
Emissie	(mln kg)				
SO ₂	480	258	202	144	118
NO _x	585	588	575	496	453
NH ₃	233	256	231	188	188
VOS	564	511	489	362	316
PM10	96	66	66	46	40
Jaargemiddelde concentratie	(µg/m ³)				
SO ₂ mediaan	14	10	8	4	3
NO _x	28	32	27	22	24
NH ₃			7	7	8
Ozon groeiseizoen		98	92	81	72
PM10			41	36	39
Depositie	(mol/ha)				
Zuur-equivalent	7200	6900	4600	4000	4100
Totaal stikstof	3100	3200	2900	2900	3100

De luchtkwaliteit is onder invloed van de verminderde uitstoot verbeterd. De concentratie van bijna alle componenten is in de afgelopen decennia verminderd, met uitzondering van ammoniak en de jaargemiddelde concentratie van ozon. Bij ozon zijn de piekniveaus wel omlaag gegaan. De gemiddelde depositie van verzurende stoffen in Nederland is afgenomen in de periode 1980-1995 van 7200 mol zuur per hectare tot 4000 mol zuur. De depositie van stikstof vertoont geen duidelijke trend, ondanks de verminderde emissies.

De afgelopen 50 jaar is een groot verlies opgetreden aan biodiversiteit als gevolg van een combinatie van verzuring, vermisting, biotoopvernietiging en verdroging. De verzurende werking is vooral merkbaar op zwak gebufferde bodems, de vermisting is vooral zichtbaar op voedselarme bodems (bijvoorbeeld de vergrassing van de heide en verandering van de ondergoei in bossen) en bij vennen.

In grote delen van Nederland wordt met betrekking tot boomgroei de kritische waarde voor stikstof al enkele decennia overschreden. Zo zijn bijvoorbeeld in Zuid- en Oost-Nederland in de jaren tachtig vele honderden hectaren Grove Den en Corsicaanse Den gekapt vanwege sterfte door *Sphaeropsis* en *Piplochia* (twee schimmelziekten waarvan is aangetoond dat deze door te hoge stikstof-belasting worden gestimuleerd). In de jaren negentig zijn deze ziekten in intensiteit en frequentie sterk afgenomen. Ook de "kanarie-gele" verkleuring in de winter van dennenaalden (een symptoom van arginine-ophoping) komt momenteel in veel mindere mate voor dan in de jaren tachtig. Enkele korstmossen zijn in het afgelopen decennium weer teruggekeerd, dankzij de vermindering van de SO₂-concentratie in de atmosfeer.

Milieukwaliteit

De inzichten in de verspreiding, omzetting en depositie van verzurende stoffen zijn sinds het Bestrijdingsplan Verzuring op een aantal punten gewijzigd. Belangrijkste veranderingen en toevoegingen aan de kennis zijn een verbeterde inschatting van de natuurlijke achtergrondconcentraties, de inzichten in de omzetting van ammoniak, de vorming van ozon en fijn stof, de depositiesnelheden en de kennis over de depositie van basische kationen.

Natuurlijke emissies en concentraties

Een klein deel van de Nederlandse emissies is van natuurlijke oorsprong. Natuurlijke emissies van SO₂ komen voornamelijk van vulkanen, natuurlijke branden en de zee. Natuurlijke emissies van NO_x vinden hun oorsprong in bliksem, biologische processen in de bodem en de afbraak van lachgas (N₂O) in de stratosfeer. Voor NH₃ ligt de oorsprong bij de mest van in het wild levende dieren, biologische processen in de bodem en de zee. Voor deze drie is de grootte van de natuurlijke bijdrage in Nederland ongeveer 10% van de door de mens veroorzaakte emissie. De natuurlijke VOS emissies zijn temperatuur-afhankelijk en kunnen tijdens smog-episoden oplopen tot meer dan 25% van de antropogene uitstoot.

De natuurlijke en de intercontinentale bijdrage aan de depositie bedraagt in Nederland ruim 100 mol stikstof per hectare en bijna 300 mol zuur per hectare.

De vorming van zure volgproducten

De primaire gassen SO₂, NO_x, NH₃ en VOS reageren met elkaar en worden omgezet in andere stoffen. Dit leidt onder andere tot de vorming van salpeterzuur (HNO₃), zwavelzuur (H₂SO₄), ozon (O₃) en aërosolen, het zogenaamde secundair fijn stof.

Ammoniak is de meest voorkomende basische component in de atmosfeer en heeft een relatief korte verblijftijd. Het is goed oplosbaar en wordt snel omgezet in ammonium (NH₄⁺), die

overigens wel een langere verblijfstijd in de atmosfeer heeft, waardoor zuur wordt geneutraliseerd en ammoniumzouten worden gevormd. In de bodem kan ammonium omgezet worden in nitraat waarbij alsnog zuur wordt gevormd (HNO_3) via bacteriële omzetting (nitrificatie). Per saldo werkt 1 mol NH_3 via het gecombineerde lucht/bodemproces maximaal als 1 mol H^+ verzurend.

De verspreiding en omzetting van NO_x en SO_2 zijn reeds lang beschreven en modelberekeningen zijn getoetst aan concentratiemetingen. De inzichten op dit vlak zijn niet vernaderd. Modellerings van ammoniak is lastiger doordat ammoniak relatief snel reageert en een korte verblijfstijd in de atmosfeer heeft. De waargenomen concentraties kunnen niet volledig worden gerelateerd aan geschatte/berekende emissie-ontwikkelingen.

Herkomst

De depositie van potentieel zuur op Nederland is voor circa 45% afkomstig uit het buitenland en voor bijna 40% van de Nederlandse landbouw. De bijdrage van Nederlandse bronnen verschilt sterk voor de individuele stoffen. In tegenstelling tot de dominante Nederlandse bijdrage voor NH_x (80%) is merendeel van de depositie van SO_x en van NO_y afkomstig uit het buitenland, hoofdzakelijk de landen in West Europa. De grootste bijdrage aan de depositie van totaal N worden geleverd door het buitenland (een derde) en de landbouw (ruwweg de helft). Nederland is netto exporteur van zure stoffen en stikstof via de lucht.

Vorming van ozon

Ozon wordt niet direct geëmitteerd. Het is een kleurloos gas dat in de troposfeer (0-10 km hoogte) ontstaat uit NO_x , Vluchtige Organische Stoffen (VOS), koolmonoxide (CO) en methaan onder invloed van zonlicht. De onderlinge relaties zijn niet lineair; een afname in de concentratie van VOS en NO_x op leefniveau (0-2 km boven het aardoppervlak) heeft een veel kleinere afname, of onder bepaalde omstandigheden zelfs een toename, van de ozonconcentratie tot gevolg. Een vérgaande verlaging van de ozonniveaus vereist derhalve een vérgaande reductie van zowel VOS als NO_x .

Het meeste ozon is aanwezig in de stratosfeer (10 tot 50 km boven het aardoppervlak), de zogeheten ozonlaag. Hoewel er een uitwisseling optreedt van ozon in het verticale vlak, heeft de aantasting van de ozonlaag een verwaarloosbare invloed op de ozonconcentraties op leefniveau. De ozonconcentratie op leefniveau wordt wel mede bepaald door de ozonvorming in de vrije troposfeer (2-10 km hoogte). Eind vorige eeuw lag deze achtergrondconcentratie op zo'n 20 à 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Inmiddels is deze concentratie gestegen tot een niveau van 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Emissies van NO_x en VOS kunnen bij zonnig zomerweer leiden tot ozonpiekniveaus op leefniveau oplopend tot enkele honderden $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Doordat de chemische reacties tussen NO_x en VOS niet lineair zijn, kunnen verschillende hoeveelheden VOS en NO_x tot eenzelfde ozonconcentratie leiden. In de Nederlandse situatie leidt het verlagen van VOS-emissies, bij constante NO_x emissies, tot lagere ozonpiekwaarden. Dat is ook het geval als VOS en NO_x tegelijkertijd, maar in de goede verhouding teruggedrongen worden. Daarentegen zal het reduceren van alleen NO_x in Nederland juist hogere ozonconcentraties tot gevolg hebben. De individuele koolwaterstoffen die samen VOS vormen, hebben vanwege verschillen in reactiviteit elk een eigen ozonvormend vermogen. In het internationale VOS-beleid is geen differentiatie aangebracht tussen de verschillende koolwaterstoffen. Wel zijn voor een aantal specifieke koolwaterstoffen doelstellingen geformuleerd vanwege toxiciteit (beleidsthema verspreiding) en de aantasting van de ozonlaag.

Ongeveer 10% van de Nederlandse VOS emissie draagt bij aan de vorming van ozon in Nederland. Dit zijn met name de reactieve VOS'en, die voor driekwart afkomstig zijn van verkeer en voor de rest vrijkomen door het gebruik van oplosmiddelen. De overige (90% van de) Nederlandse VOS-emissies dragen dus bij aan de ozonvorming in het buitenland. Omgekeerd geldt dat het grootste deel van de ozonvorming in Nederland het gevolg is van emissies in het buitenland.

Fijn stof

Fijn stof is een verzamelnaam voor stofvormige luchtverontreiniging met een zeer diverse chemische en fysische samenstelling. De deeltjes kunnen worden onderscheiden naar grootte (bijv. PM10 of PM2.5) of chemische samenstelling (zwarte rook, secundair aërosol of koolstofhoudende aërosol). PM10 is de fractie fijn stof die bestaat uit deeltjes kleiner dan circa 10 μm . Het secundaire anorganische aërosol bestaat uit ammonium-, sulfaat-, en nitraatzouten, gevormd in de atmosfeer uit NH_3 , SO_2 en NO_x . Het zogeheten koolstofhoudende aërosol ontstaat uit koolstofhoudende deeltjes, die ontstaan bij onvolledige verbranding van fossiele brandstoffen en uit de omzetting van VOS in de lucht. Afhankelijk van de deeltjesgrootte verschilt de transportafstand van fijn stof van enkele kilometers voor grove deeltjes tot de continentale en mondiale schaal voor uiterst fijne deeltjes. De bijdrage van primair fijn stof en van de zure aërosolen bedraagt ongeveer de helft van de gemeten concentraties.

De beleidsmatige aandacht voor stof is in de loop der tijd verschoven. Van oorsprong was de aandacht met name gericht op zwarte rook en emissies van deeltjesgebonden zware metalen en polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's). Inmiddels zijn overschrijdingen van de luchtkwaliteit op deze deelaspecten nauwelijks meer aan de orde. De afgelopen jaren is er een toenemende aandacht voor de negatieve gezondheidseffecten van fijn stof, waarbij voorsnog de totale concentratie van fijn stof als indicator wordt gehanteerd.

De meetgegevens voor PM10 zijn met relatief grote onzekerheden omgeven, voornamelijk als gevolg van de monsternamen. Onzekerheden bestaan er ook bij de emissiemodellering; bronnen worden over- of onderschat of ontbreken. Bijdragen van natuurlijke bronnen zijn (nog) niet in de berekeningen verdisconteerd, omdat het aandeel moeilijk te kwantificeren is. Op al deze punten vinden nadere onderzoeken plaats.

Depositiesnelheid

Voor de berekening van de depositie van potentieel zuur en stikstof worden twee methoden toegepast. Een is gebaseerd op gegevens van de gemeten concentratie in de lucht, een tweede berekent de depositie aan de hand van emissiegegevens. Beide methoden maken gebruik van dezelfde basisgegevens, wat betreft landgebruik en meteorologische gegevens. Het voordeel van de berekeningen op basis van gemeten concentraties is dat het beginpunt van de berekeningen (de concentraties) relatief nauwkeurig vastgesteld zijn, terwijl de emissie-inventarisatie meer onzekerheden kent. Voor toekomstberekeningen, herkomstanalyses en ook voor meteorogecorrigeerde ontwikkelingen is de tweede methode beter geschikt. Overigens is het aantal meetpunten voor ammoniak te beperkt om de depositie alleen op basis van metingen te berekenen. Hiervoor is aanvullende emissie-informatie nodig.

De gebruikte modellen voor beide methoden (DEADM en OPS) zijn gevalideerd. In het kader van APV-3 is de depositiesnelheid aangepast. Naar de huidige inzichten is de depositiesnelheid echter geen constante factor in de tijd, maar mede afhankelijk van de concentratie van met name SO_2 . De mate waarin dit een rol speelt is punt van onderzoek.

Beide methoden om deposities te bepalen leiden momenteel tot verschillende resultaten (tot zo'n 20%). Dit hangt samen met meteo-correcties, onzekerheden in de emissieberekeningen, de wijze waarop het onverklaarde deel van de ammoniakconcentratie is verwerkt en de doorwerking van de veranderde depositiesnelheden. Het verdient aanbeveling om te komen tot één methode en een inzichtelijke presentatie van verschillen tussen metingen en berekeningen.

Basische kationen

In het APV-3 is voor het eerst uitgebreid aandacht besteed aan de depositie van basische kationen en nutriënten (Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+). Door depositie van basische kationen kan een deel van de zure depositie geneutraliseerd worden. Deze stoffen zijn daarnaast belangrijke nutriënten voor planten en kunnen daarom ecosystemen beïnvloeden. In de atmosfeer hebben basische kationen zowel natuurlijke als antropogene bronnen. Natuurlijke bronnen zijn onder andere erosie van de bodem door wind, bosbranden en verneveling van zeewater. Antropogene bronnen zijn onder andere erosie van bouwland, verkeer op onverharde wegen, sloopwerkzaamheden en verbrandingsprocessen waarbij vlieggas vrijkomt. Naar schatting is in Nederland tussen 1970 en 1990 de emissie van de som van basische kationen met ruim 60% gedaald. In Nederland deponeerde in 1989 iets minder dan 400 mol/ha, waardoor in dat jaar ruim 10% van de zure depositie werd geneutraliseerd. Na 1990 is de depositie van nutriënten en van basische kationen verder gedaald.

Directe effecten van luchtverontreiniging

Directe effecten van de verzurende luchtverontreiniging omvatten de effecten op de gezondheid van mensen, effecten op landbouwgewassen en natuurlijke vegetatie en schade aan materialen. Nederland heeft te maken met nationale kwaliteitsdoelen en de Europese richtlijnen. Recent zijn nieuwe Europese richtlijnen geformuleerd voor onder meer SO_2 , NO_x en PM_{10} , zie *tabel 2*. Een dochterrichtlijn voor ozon is in voorbereiding. Veel van de luchtkwaliteitsdoelen zijn afgeleid van de gezondheidkundige richtlijnen opgesteld ter bescherming van de bevolking in de Air Quality Guidelines van de WHO.

Tabel 2. De belangrijkste Nederlandse en Europese luchtkwaliteitsnormen.

Component	Grenswaarde	Typering	Jaar	NL / EU
SO_2	250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	98-pct 24-uurswaarden	1986	NL-grenswaarde
	125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	3 overschrijdingen van daggemiddelde	2005	EU
	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Jaargemiddeld+winter	2001	EU
NO_x	30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Jaargemiddeld	2001	EU
NO_2	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	18 overschrijdingen uurwaarde	2010	EU
	135 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	98-pct van uurgemiddelden	1987	NL-grenswaarde
	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Jaargemiddelde	2010	EU
Ozon	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	25 dagen overschrijding 8-uursgemiddelde	2010	EU-voorstel
	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0 dagen overschrijding 8-uursgemiddelde	Lange termijn	EU-voorstel
	18 mg/m^3 uur	AOT 40 voorjaar	2010	EU-voorstel
Zwarte rook	6 mg/m^3 uur	AOT 40 voorjaar	Lange termijn	EU-voorstel
	90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	98-pct 24-uurswaarden	1986	NL-grenswaarde
	30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Mediaan	1986	NL-grenswaarde
PM_{10}	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	35 overschrijdingen van daggemiddelde	2005	EU
	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	7 overschrijdingen van daggemiddelde	2010	EU (indicatief)
	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Jaargemiddelde	2005	EU
	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Jaargemiddelde	2010	EU (indicatief)

Gezondheidseffecten door luchtverontreiniging

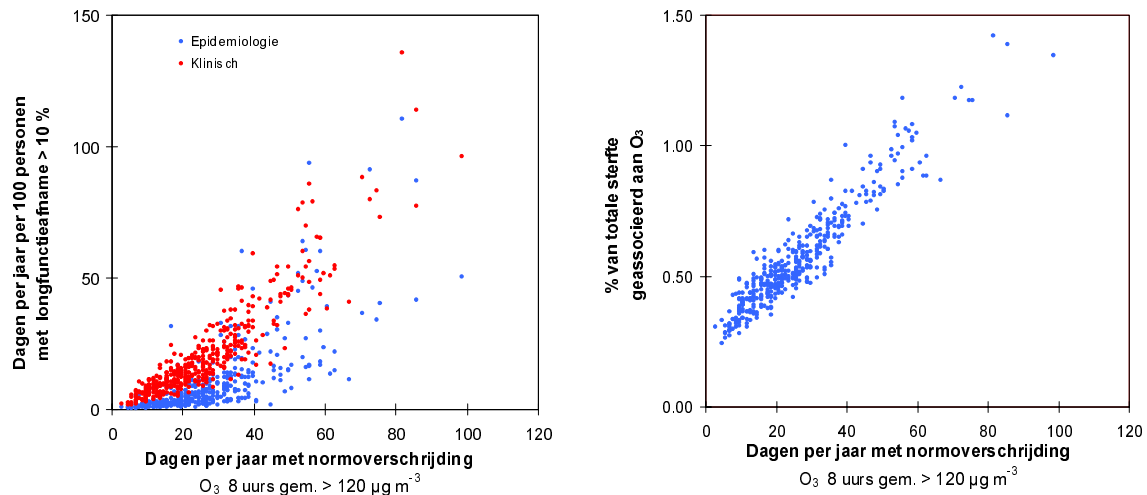
Sinds de grote smogepisodes gedurende de jaren 50 en 60 worden de gevaren van luchtverontreiniging voor de gezondheid wereldwijd onderkend. Epidemiologische studies naar de effecten van luchtverontreiniging in de omgevingslucht hebben daarbij een belangrijke rol gespeeld. Inhalatie toxicologisch en klinisch onderzoek heeft gezorgd voor inzicht in de mechanismen die leiden tot biologische schade als gevolg van blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen. Componenten die veel aandacht hebben gekregen zijn CO, zwarte rook, fijn stof, O₃, NO₂ en SO₂. De afgelopen jaren is er (opnieuw) aandacht voor de mogelijk schadelijke effecten van fijn stof. Internationaal epidemiologisch onderzoek laat zien dat er een associatie is tussen een aantal gezondheidseffecten en fijn stof concentraties in de buitenlucht.

Ozon, NO₂, NH₃ en SO₂ kunnen na inademing schade veroorzaken aan de weefsels in de luchtwegen. Direct na blootstelling neemt de longfunctie af. Daarnaast kunnen ontstekingsreacties ontstaan en kan de gevoeligheid voor infecties toenemen. In de periode na de blootstelling (tot 20 dagen) zal geheel of gedeeltelijk herstel optreden van de opgelopen schade. Bij herhaalde blootstelling kunnen er blijvende veranderingen optreden in de longfunctie. Door de verschillende chemische eigenschappen (oplosbaarheid, chemische reactiviteit en de mate waarin de diepere luchtwegen worden bereikt) verschilt de intrinsieke luchtwegtoxiciteit (per mol stof) in de volgorde: O₃ > NO₂ > SO₂ en NH₃.

Het werkingsmechanisme van fijn stof is nog slecht bekend. Het herleiden van de effecten naar een deelfractie is moeilijk doordat fijn stof een zeer heterogeen mengsel is van deeltjes met verschillende diameter en chemische samenstelling. Toxicologisch onderzoek heeft aangetoond dat bij proefdieren na blootstelling aan bepaalde soorten fijn stof in een aantal gevallen ernstige effecten optreden, waaronder ontstekingsreacties en cardiovasculair falen. Het secundaire zure aërosol (verbindingen op basis van SO₂, NO_x en NH₃) heeft bij de huidige concentratieniveaus een beperkt toxische werking. Voor andere componenten, onder andere primair aërosol en metaalzouten, komen daarentegen steeds meer aanwijzingen dat ze zeer toxisch zouden kunnen zijn. Andere verklaringen van de effecten wijzen voorzichtig op deeltjesaantallen (met name ultrafines) als mogelijke oorzaak van de effecten.

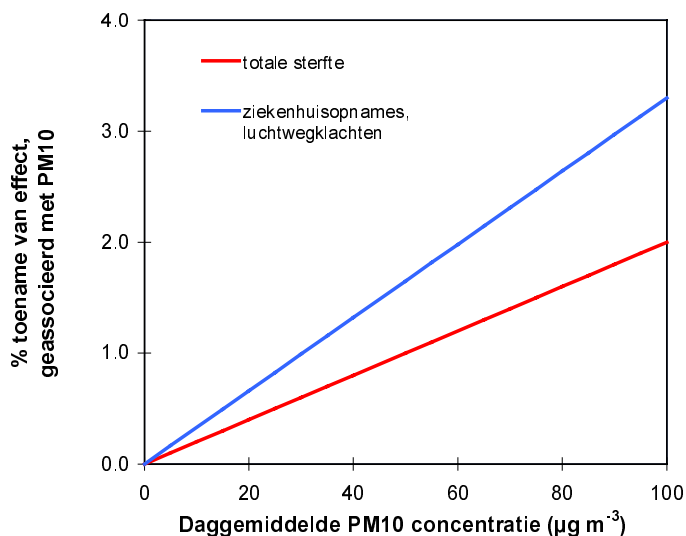
In het verleden lag de nadruk bij de gezondheidseffecten vooral op SO₂. Door de daling van de SO₂-emissies is de concentratie in de atmosfeer zodanig laag dat er nauwelijks meer gezondheidseffecten te verwachten zijn. Ook de atmosferische concentratieniveaus van NO₂ en NH₃ zijn zo laag dat negatieve gezondheidseffecten op grote schaal onwaarschijnlijk zijn. Lokaal kunnen NO₂ (bij drukke verkeerswegen) en NH₃ (gebieden met intensieve landbouw) concentraties echter hoger zijn, en mogelijk tot gezondheidsschade leiden. Bij de huidige luchtverontreinigingsniveaus leiden vooral ozon en fijn stof tot gezondheidsschade.

Over ozon is veel toxicologische kennis aanwezig, waardoor gezondheidseffecten van ozon als astmatische klachten, ziekenhuisopname en (vervroegde) sterfte, zoals waargenomen in de epidemiologie, plausibel zijn. Op basis van gemeten ozonconcentraties, blootstellingsanalyse en dosis-effect relaties is de respons in de bevolking voor twee gezondheidsindicatoren (longfunctieafname van meer dan 10% en sterfte) berekend, zie *figuur 2*. Een longfunctiedaling van meer dan 10 % wordt over het algemeen gezien als klinisch relevant.



Figuur 2. Verband tussen het optreden van longfunctieafname van meer dan 10% en sterfte in relatie tot normoverschrijding voor ozon (8-uurs gemiddelde $> 120 \mu\text{g m}^{-3}$).

De puntenwolken in beide figuren tonen de spreiding als gevolg van modelonzekerheden en ruimtelijke en temporele variabiliteit. Ondanks deze spreiding is er een toename in de respons bij een toename van het aantal dagen normoverschrijding waar te nemen. De laatste is dus een goede maat voor het optreden van de negatieve gezondheidseffecten in de bevolking. In de afgelopen 5 jaar is het aantal dagen normoverschrijding nooit hoger geweest dan 40 dagen per jaar.



Figuur 3. Associaties tussen luchtweg gerelateerde ziekenhuisopnames en sterfte enerzijds en de daggemiddelde PM10 concentratie van fijn stof anderzijds. De gevonden associaties representeren de Nederlandse situatie.

Voor fijn stof bestaat nog onvoldoende inzicht in de specifieke fracties in relatie tot blootstelling en gezondheidsrisico's, zodat een kwantitatieve analyse maar beperkt mogelijk is. De kennis over de gezondheidseffecten is bijna uitsluitend gebaseerd op consistente associaties uit de epidemiologie, zonder dat de toxicologie inzicht geeft in causaliteit, plausibiliteit en verantwoordelijke fracties. De huidige inzichten wijzen op een lineaire relatie tussen de concentratie van fijn stof en gezondheidseffecten zoals ziekenhuisopnames en (vervroegde) sterfte, zie *figuur 3*.

De effecten van langdurige blootstelling aan ozon en deeltjesvormige luchtverontreiniging zijn minder goed bekend dan die van kortdurende blootstelling. Deze effecten zijn waarschijnlijk niet te verwaarlozen, maar kunnen (nog) niet worden gekwantificeerd.

Gewasschade door luchtverontreiniging

Luchtverontreiniging kan aanleiding geven tot schade aan planten, zowel aan land- en tuinbouwgewassen als aan bossen en natuurlijke vegetatie. Effecten die kunnen optreden, zijn vermindering van de groei en opbrengst, en vermindering van de esthetische kwaliteit als gevolg van zichtbare schade aan met name blad en/of bloem. Ook kunnen smaak en verteerbaarheid afnemen. Daarnaast kan de stressgevoeligheid van gewassen voor vorst, droogte, ziekten en plagen toenemen. In het algemeen zijn natuurlijke vegetaties gevoeliger voor luchtverontreiniging dan landbouwgewassen. Het meeste onderzoek is echter verricht naar schade aan landbouwgewassen.

SO₂ en NO_x hebben in hoge concentraties een groeiremmende werking en in lage concentraties een groeistimulerende werking, zie *tabel 3*. Voor beide stoffen zijn kritische niveaus gedefinieerd. Ook bestaat een effectgrenswaarde voor de combinatie van SO₂ en NO_x.

Tabel 3. Kritische niveaus voor planten

Stof	Kritisch of effectniveau	Periode	Effect
ozon	400 µg/m ³ .uur	AOT 40 -5 dagen	Landbouwgewassen
	6.000 µg/m ³ .uur	AOT40 mei-juli	Landbouwgewassen
	20.000 µg/m ³ .uur	AOT40 april-september	Bomen
SO ₂	30 µg/m ³	Winter	Landbouwgewassen
	30 µg/m ³	Jaargemiddeld	Landbouwgewassen
	20 µg/m ³	Oktober-maart	Bossen en natuurlijke vegetaties
	20 µg/m ³	Jaargemiddeld	Bossen en natuurlijke vegetaties
	10 µg/m ³	Jaargemiddeld	Lichenen
NO _x	30 µg/m ³	Jaargemiddeld	Landbouwgewassen
SO ₂ + NO _x	1,224 ppm.dag	100 dagen	Landbouwgewassen
NH ₃	8 µg/m ³	Jaar	Coniferen
	23 µg/m ³	Maand	Heidevegetatie en mossen
	270 µg/m ³	Dag	Bossen
	3300 µg/m ³	Uur	Bossen

NH₃ kan in hoge concentraties met name leiden tot schade bij boomkwekerijgewassen, fruitteelt en kassenteelt. Effecten zijn ondermeer een verhoogde stressgevoeligheid en een verminderde bloei-prestatie. In uitzonderlijke gevallen komt ook directe schade voor. Het blijkt dat niet zozeer de jaargemiddelde NH₃-concentratie, maar de hoogste dag- tot maand-gemiddelde concentraties het meest bepalend zijn voor de kans op schade. NH₃ heeft ook effect op boscystemen. De kritische concentratieniveaus gemiddeld over een jaar wordt vooral bepaald door de gevoeligheid van coniferen, het maandgemiddelde door de gevoeligheid van heidevegetaties en mossen. Er zijn geen normen geformuleerd voor de NH₃-concentratie in de lucht.

Ozon is de belangrijkste component in relatie tot de effecten op de gewasproductie in Nederland. Reducties van groei en opbrengst zijn vooral het gevolg van chronische blootstellingen aan ozon, terwijl zichtbare beschadiging wordt veroorzaakt door kortdurende piekconcentraties. Waarschijnlijk doordat in Nederland verhoogde ozonconcentraties voorkomen bij hogere luchtvochtigheid dan in andere Europese landen, treedt hier bij niveaus lager dan de internationale kritische waarde nog steeds effecten op. Bij een niveau van 50 µg/m³ (Nederlandse streefwaarde) wordt de opbrengst van gevoelige gewassen zoals aardappel, tarwe en boon waarschijnlijk voldoende beschermd.

De economische schade aan landbouwgewassen als gevolg van verzurende stoffen wordt geschat op 0,5 tot 1 miljard gulden per jaar. Ozon is daarbij de belangrijkste component, gevolgd door de combinatie van NO_x en SO_2 .

Materialen

Textiel, metalen, papier, kunststoffen (waaronder verf en coatings), gebrandschilderd glas en steenachtige materialen (beton, natuursteen) kunnen door verzuring worden aangetast. De belangrijkste componenten zijn ozon, SO_2 en NO_x . Bij de huidige concentraties is ozon waarschijnlijk verantwoordelijk voor de meeste schade. Bij materiaalschade is meestal sprake van versnelde verwerking en veroudering van materialen en van verven en coatings. Het is daardoor ook niet goed mogelijk om een eenduidig no-effect niveau aan te duiden. Bij de huidige concentraties van verzurende stoffen wordt de jaarlijkse schade aan materialen geschat in de orde van grootte van 100 miljoen gulden.

Indirecte effecten door depositie van zuur en stikstof

De depositie van stikstof en zuur op de bodem kan leiden tot een verandering van de soortensamenstelling van landecosystemen en vennen, aantasting van wortels van planten en bomen, verandering in de boomgroei en aantasting van bodem- en grondwaterkwaliteit. Om aan te geven bij welke depositieniveaus effecten optreden, worden kritische depositieniveaus gebruikt. Deze zijn gedefinieerd als: “een kwantitatieve schatting van de blootstelling aan één of meer verontreinigende stoffen, waarbeneden geen significante schadelijke effecten optreden aan gespecificeerde gevoelige elementen in het milieu, volgens de huidige stand van kennis”.

Tabel 4. Gemiddelde berekende kritische depositieniveaus voor stikstof (mol/ha per jaar) en zuur (mo/ha per jaar) voor landecosystemen op goed ontwaterde zandgronden volgens APVI.

Element	Effect	Kritische belasting (mol/ha per jaar)		
		Naaldbos	Loofbos	Heide
Stikstof	Vegetatieveranderingen	400-800	400-800	350-700 ¹⁾
	Toename gevoeligheid stress ²⁾	1500	1500	-
	Nutriëntenbalans ³⁾	1000	1500	-
	Nitraatuitspoeling grondwater ⁴⁾	1000-1600	1600-2800	2000-3600
Zuur	Wortelschade	1400	1800 ⁵⁾	-
	Aluminium uitspoeling ondiep grondwater ⁶⁾	200	200	-

¹⁾ De geschatte range waarbij heide door gras wordt verdrongen was 1400-2100 mol N ha⁻¹ per jaar.

²⁾ Dit betreft met name vorstschade en het optreden van ziekten en plagen.

³⁾ Dit betreft met name een veronderstelde sterke toename van de NH_4 /basen verhouding in bodemwater.

⁴⁾ De eerste waarde is gebaseerd op een streefwaarde van 25 mg NO_3 l⁻¹ en de tweede waarde op de norm van 50 mg NO_3 l⁻¹ voor drinkwater.

⁵⁾ Voor loofbossen op rijkere gronden werd een waarde van 2400 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar aangehouden.

⁶⁾ Deze waarden zijn berekend door de drinkwaternorm van 0,2 mg Al l⁻¹ aan te houden voor het ondiepe grondwater.

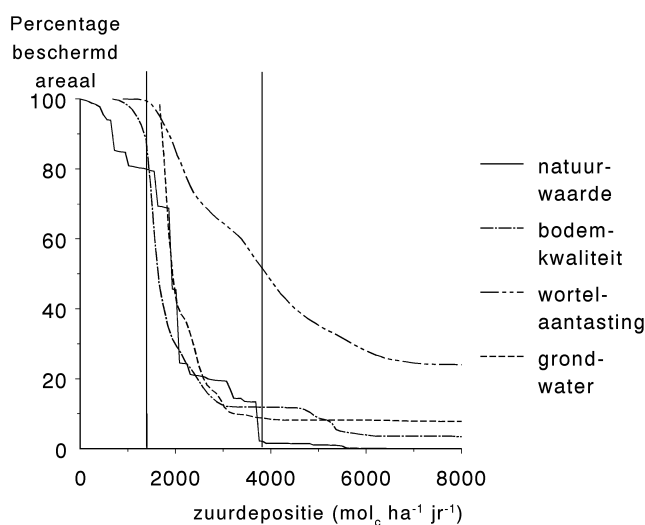
De huidige Nederlandse depositiedoelstellingen voor stikstof en zuur zijn gebaseerd op resultaten uit de eerste fase van het Nationaal Programma Verzuringsonderzoek, zie tabel 4. Centraal stonden met name berekende en empirisch ingeschatte gemiddelde kritische depositieniveaus voor landecosystemen op droge zandgronden. Op basis van de resultaten heeft het beleid depositiedoelstellingen van 1400 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar voor zuur en 1000 mol N ha⁻¹ per jaar voor stikstof vastgesteld voor het jaar 2010. Bij deze depositieniveaus zouden bomen geen negatieve effecten ondervinden als gevolg van nutriëntenonbalans, toegenomen stressgevoeligheid (voor vorst, ziekte en plagen) of wortelschade door aluminium. Nitraat in het grondwater (drinkwater) zou daarnaast niet boven de streefwaarde van 25 mg l⁻¹ komen en vergrassing van heide zou worden voorkomen. Overschrijdingen van de kritische niveaus voor vegetatieverandering en aluminiumconcentraties in het ondiepe grondwater werden bij

deze doelstelling geaccepteerd. Ook voor vennen was dit niveau onvoldoende. Voor gevoelige vennen werd een kritische depositieniveau van 400 mol N ha⁻¹ per jaar berekend.

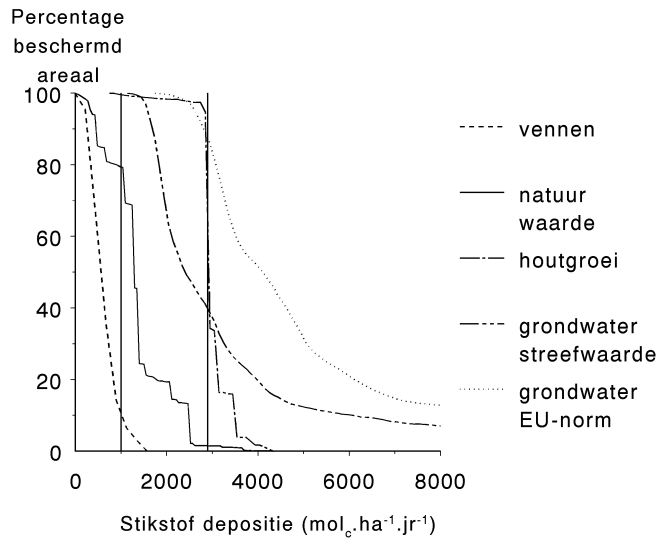
Tabel 5. Kritische stikstofdepositieniveaus per groep van ecosysteemtypen volgens de huidige stand van kennis en een indicatie van het areaal van de ecosysteemtypen binnen de contouren van de EHS.

Ecosysteem	Kritische stikstofdepositie (mol N ha ⁻¹ jr ⁻¹)	Areaal (x 1000 ha)
Bossen		300 waarvan
Naaldbossen	1300 (bos van kalkarm duin)	60%
Loofbossen	1300 (bos van voedselarme zandgronden)	40%
	1600 (middenbos van hogere zandgronden)	
Bossen van kalkrijke bodems	1200 (bos van helling en plateau)	12%
	2100 (bos op zeeklei)	
	2500 (bos van kalkrijkduin)	
Broekbossen	2500	4%
Heide		40 waarvan
Droge heide	1100*	80%
Natte heide	400* (natte heide en hoogveen)	20%
(Half-)Natuurlijke graslanden		150 waarvan
Schraalgraslanden	950 (900-1050)	24%
Duingraslanden	900 (650-1100)	14%
Natte ecosystemen		
Hoogveen	400* (natte heide en hoogveen)	4%
Matig voedselrijke (tril)venen en moerassen	1050 (nat schraalgrasland op laagveen)	24%
	2400 (rietland en ruigte)	

Op basis van de huidige wetenschappelijke inzichten, gedetailleerdere databestanden en verbeterde modelconcepten kunnen, meer dan voorheen, gebiedsspecifieke effecten en kritische depositieniveaus vastgesteld worden voor verschillende beschermingscriteria, zoals de soortenrijkdom van terrestrische vegetatie (tabel 5) en vennen, de bodemkwaliteit, grondwaterkwaliteit en wortelaantasting en houtgroei. Het percentage beschermd areaal verschilt per effect en beschermingscriterium (figuur 4 en 5). In beide figuren zijn het gemiddelde huidige depositieniveau en de huidige beleidsdoelstelling voor zuur en stikstof in 2010 opgenomen. Het percentage beschermd areaal bij deze niveaus heeft uitsluitend betrekking op de situatie dat overal in Nederland hetzelfde depositieniveau aanwezig is. In werkelijkheid is er sprake van een grote ruimtelijke variabiliteit en dient de overschrijding te worden berekend door de locatie-specifieke kritische depositie te vergelijken met het lokale depositieniveau.



Figuur 4. Percentage beschermd areaal voor de verschillende criteria in relatie tot het zuurdepositieniveau. De verticale lijnen betreffen het gemiddelde huidige zuurdepositieniveau van 3800 mol/ha per jaar en de NMP3-doelstelling van 1400 mol/ha per jaar.



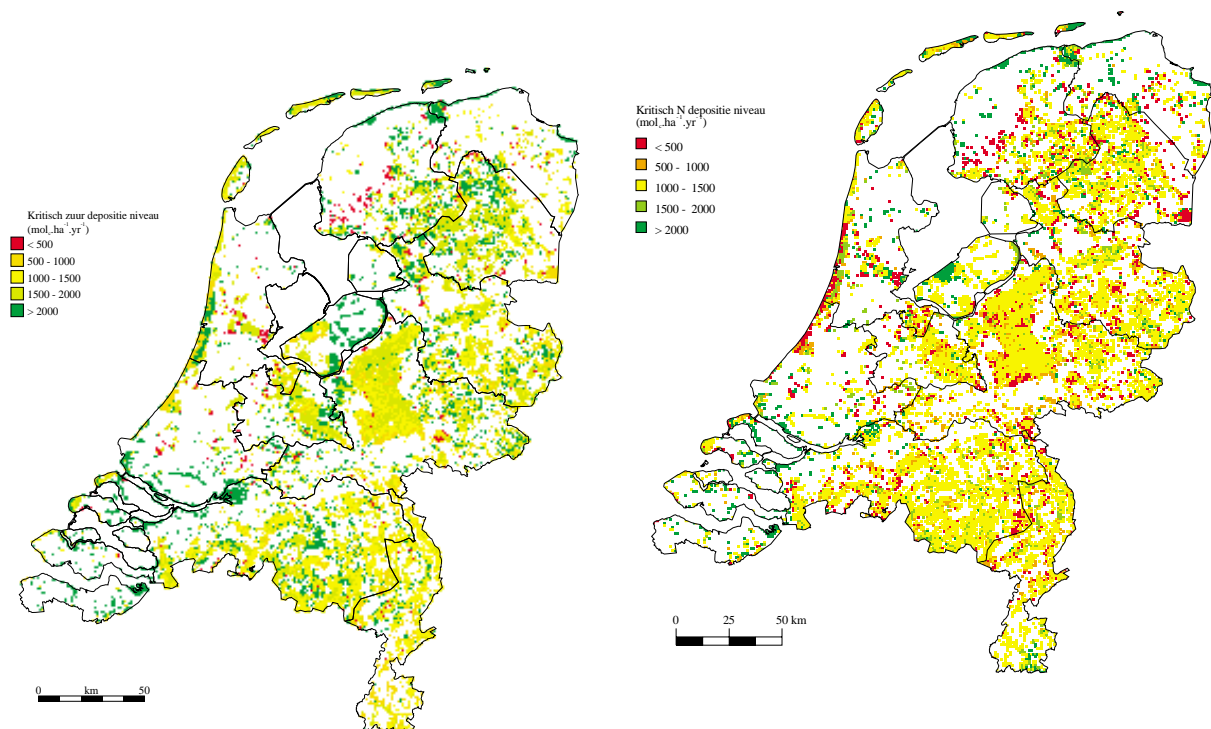
Figuur 5. Percentage beschermd areaal voor de verschillende functies in relatie tot het stikstofdepositieniveau. De verticale lijnen betreffen het gemiddelde huidige stikstofdepositieniveau van 2900 mol/ha per jaar en de NMP3-doelstelling van 1000 mol/ha per jaar.

De kritische depositieniveaus voor zuur en stikstof voor vegetatiesamenstelling en voor zuur tevens die voor bodemkwaliteit, zijn in het algemeen het meest stringent. Lokaal kan dit op een enkele plaats anders zijn. Uit de resultaten blijkt dat bij de NMP3-doelstellingen van 1400 mol ha⁻¹ per jaar voor zuur en 1000 mol ha⁻¹ per jaar voor stikstof de natuurwaarde voor terrestrische en aquatische vegetaties nog in een deel van Nederland bedreigd worden. Bij die doelstellingen zou, voorbijgaand aan de ruimtelijke spreiding van de depositieniveaus, ongeveer 80% van het areaal natuur beschermd zijn voor zure depositie en ook 80% voor depositie van stikstof. In met name floristisch waardevolle en gevoelige ecosysteemttypen, zoals onder andere schraal- en duingraslanden en hoogvenen, zijn de kritische depositieniveaus lager dan de huidige 2010 doelstellingen. Daarbij moet wel worden opgemerkt dat met name in de (noordelijke) duinen, de heersende depositieniveaus al lager zijn dan het landelijk gemiddelde. Voor vennen met een organische sliblaag wordt, ook bij lage deposities de eerste 25 jaar, geen herstel verwacht. Vennen met een zandige bodem en vennen waarvan de sliblaag wordt verwijderd hebben een grotere kans op herstel. Hiervoor moet dan wel het depositieniveau teruggebracht worden tot in de orde van grootte van 1000 mol N ha⁻¹ per jaar. Volledige bescherming op 100% van het areaal terrestrische natuur en alle vennen vergt een depositieniveau in de orde van grootte van de achtergronddepositie.

Een vergelijking van de in dit rapport berekende kritische depositie niveaus met die welke op basis van het Nationaal Programma Verzuringsonderzoek zijn vastgesteld, laat de volgende verschillen (qua grootte-orde) zien:

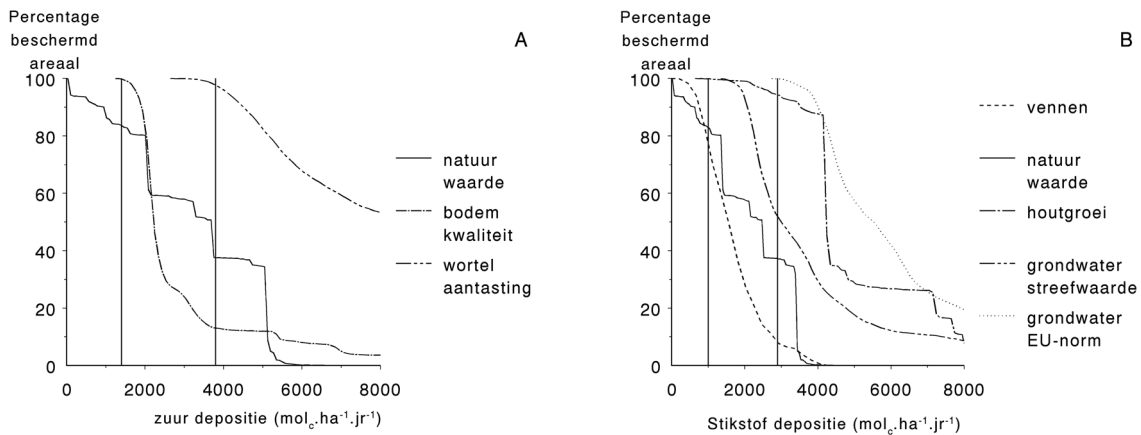
- kritische belastingen gerelateerd aan effecten op (i) de soortensamenstelling van natuurlijke vegetaties (de natuurwaarde) en vennen en (ii) de grondwaterkwaliteit (voor stikstof) liggen in het algemeen in dezelfde orde van grootte;
- kritische zuurbelastingen gerelateerd aan effecten op (i) de wortels van natuurlijke vegetaties en bossen en (ii) de grondwaterkwaliteit (voor aluminium) liggen beduidend hoger;
- kritische waarden gerelateerd aan effecten op bosgroei liggen mogelijk hoger dan die welke eerder zijn afgeleid voor effecten gebaseerd op natuurlijke stress en nutriëntenonbalans.

De conclusie dat voor de bescherming van de vegetatiesamenstelling/biodiversiteit veelal lagere depositieniveaus vereist zijn dan voor voorkoming van andere effecten, sluit dus aan bij de resultaten van het Additioneel Programma Verzuringsonderzoek (onder ander APV3).



Figuur 6. Geografische spreiding van de minimale kritische depositieniveaus voor potentieel zuur (links) en stikstof (rechts) op 1 * 1 km schaal.

Het gevolg van overschrijding van de berekende kritische depositieniveaus hangt sterk af van de beschouwde functie. Om een indruk te krijgen van de gevoeligheid van de uitkomsten voor de gehanteerde criteria per functie zijn is een alternatieve set critical loads berekend, met minder stringente criteria. Wanneer bij natuurwaarde een afname van de soortenrijkdom wordt geaccepteerd tot 70% van de soorten in plaats van 80% van de soorten dan ligt de critical load hoger. Daarbij dient wel gerealiseerd te worden dat de depositieniveaus voor natuurwaarde met 80% van de soorten beter overeenkomen met de empirisch bepaalde kritische depositieniveaus dan de waarde bij 70% van de soorten. Feitelijk is de afname van 10% van de natuurwaarde een waarneembaar effect. Acceptatie van een afname van 10% van de basen- of de aluminiumvoorraad geeft een nog veel grotere versoepeling van de critical loads. Voor het grondwater leidt het meenemen van een bufferende werking van de bodem niet of nauwelijks tot veranderingen in het kritische depositieniveau.



Figuur 7. Percentage beschermd areaal voor de verschillende functies in relatie tot het zuurdepositieniveau (A) en het stikstof depositieniveau (B). De figuur geeft de resultaten weer van gevoeligheidsanalyse uitgaande van alternatieve beschermingscriteria.

Bij wortelschade is de ernst van een overschrijding duidelijk minder dan bij de aantasting van de bodemkwaliteit. Het grote verschil tussen de basisvariant en de gevoeligheidsanalyse hangt samen met hernieuwd inzicht in het effect van aluminium in relatie tot calcium, magnesium en kalium. Kritische waarden voor de verhouding tussen die elementen (de zogenaamde Al/(Ca+Mg+K) ratio) blijken volgens laboratoriumexperimenten toe te nemen met de concentratie aan calcium, magnesium en kalium. Deze concentraties blijken in Nederland in de veldsituatie veel hoger te liggen dan in de laboratoriumexperimenten.

Bij een verlaging van de depositieniveaus ten opzichte van de huidige situatie bestaan, naast de ruimtelijke spreiding van depositie en van kritische niveaus, een aantal andere factoren die meer aandacht behoeven dan tot nog toe noodzakelijk was. In de hier gepresenteerde kritische depositieniveaus voor potentieel zuur is gebruik gemaakt van depositieniveaus van basische kationen van eind jaren tachtig en van vaste verhoudingen tussen de stikstofdepositie afkomstig van NO_x en van NH₃. Deze veronderstellingen zijn aan verandering onderhevig. De depositie van basische kationen is verminderd en zal mogelijk verder afnemen. De vermindering van de emissies van NO_x en NH₃ verlopen niet even snel. Tot slot moet worden opgemerkt dat de dynamiek van ecosystemen niet in de kritische belastingen is ondergebracht.

Overschrijding normen

De luchtkwaliteitsdoelstellingen (grenswaarden) voor de verzurende stoffen worden bij de huidige emissieniveaus overschreden voor ozon en fijn stof en in steden en langs snelwegen voor NO₂. De huidige ozon en fijn stof niveaus leiden tot nadelige gezondheidseffecten. Landbouwgewassen en natuurlijke vegetaties ondervinden bij de huidige concentratieniveaus nadelige gevolgen van ozon en van de combinatie van SO₂ en NO_x. Lokaal kan gewasschade ontstaan door hoge concentraties van NH₃.

De NMP3-doelstellingen voor de depositie van potentieel zuur en stikstof worden overschreden. Slechts op een beperkt deel van het natuurareaal is de depositie lager dan de kritische depositieniveaus voor soortensamenstelling van vegetatie.

Vergelijking van de doelstellingen voor luchtkwaliteit en voor depositie leert dat de huidige 2010-depositiedoelstellingen het meest stringent zijn, met uitzondering van ozon en in specifieke straitsituaties de grenswaarde voor de NO₂-concentratie. Dit betekent dat de

doelstellingen voor gezondheid minder strikte emissie-eisen opleggen dan de NMP3-ecosysteemeisen. Zo is voor het bereiken van de depositiedoelstelling voor potentieel zuur een lagere concentratie van SO₂ vereist dan in 1995 het geval was, terwijl in dat jaar geen enkele SO₂-norm werd overschreden.

Voor het moneteriseren van de baten (vermeden schade) bestaan verschillende methoden. Het blijkt dat de gezondheidsbaten en dan met name de baten die gerelateerd zijn aan verminderde sterfte de totale baten overheersen. De kosten van materiaalschade zijn ruwweg een factor 10 lager dan de gezondheidsschade. Hetzelfde is het geval met de schade aan landbouwgewassen. De schade van ecosystemen is nog niet in monetaire begrippen uit te drukken.

Toekomstige emissies en milieukwaliteit

Voor de evaluatie van de toekomstige doelstellingen is gebruik gemaakt van de scenario's die eerder ontwikkeld zijn in het kader van de vierde Milieuverkenning (MV4). Deze scenario's zijn geactualiseerd voor wat betreft vernieuwde inzichten in emissiefactoren en beleid dat recent tot stand is gekomen. Tevens zijn de volumeontwikkelingen bij landbouw en verkeer aangepast. Het hier gepresenteerde Update MV4 scenario is een voorloper van de scenario's in de MV5.

Emissies

De uitstoot van NO_x, SO₂ en VOS is in 2010 in het Update-MV4 scenario ruwweg gehalveerd ten opzichte van 1995 bij uitvoering van het huidig beleid. Ondanks deze sterke reducties blijven de emissieniveaus boven de NMP3 doelstellingen en boven de UN-ECE afgesproken plafonds (het Gothenburg protocol). De verschillen met het recentere MV5 scenario's zijn klein, zie *tabel 6*.

Tabel 6. Emissieverwachtingen (miljoen kg) voor 2010 bij vastgesteld beleid in het EC scenario van Update-MV4 en MV5. UN-ECE-plafonds geeft de in december 1999 gemaakte internationale afspraken over nationale emissieplafonds in 2010 weer.

	SO ₂	NO _x	NH ₃	VOS	PM10
2010 bij vastgesteld beleid:					
Update-MV4 (1999)	71	272	155	195	27
MV5 (2000)	65	272	155	189	27
Beleidsdoelen:					
UN-ECE plafonds 2010	50	266	128	191	-
EU NEC plafonds ¹ 2010	50	260	128	185	-
NMP-doelen 2000/2005	92	249	80	193	-
NMP-doelen 2010	56	120	54	117	-

¹ Gemeenschappelijk standpunt EU-Milieuraad

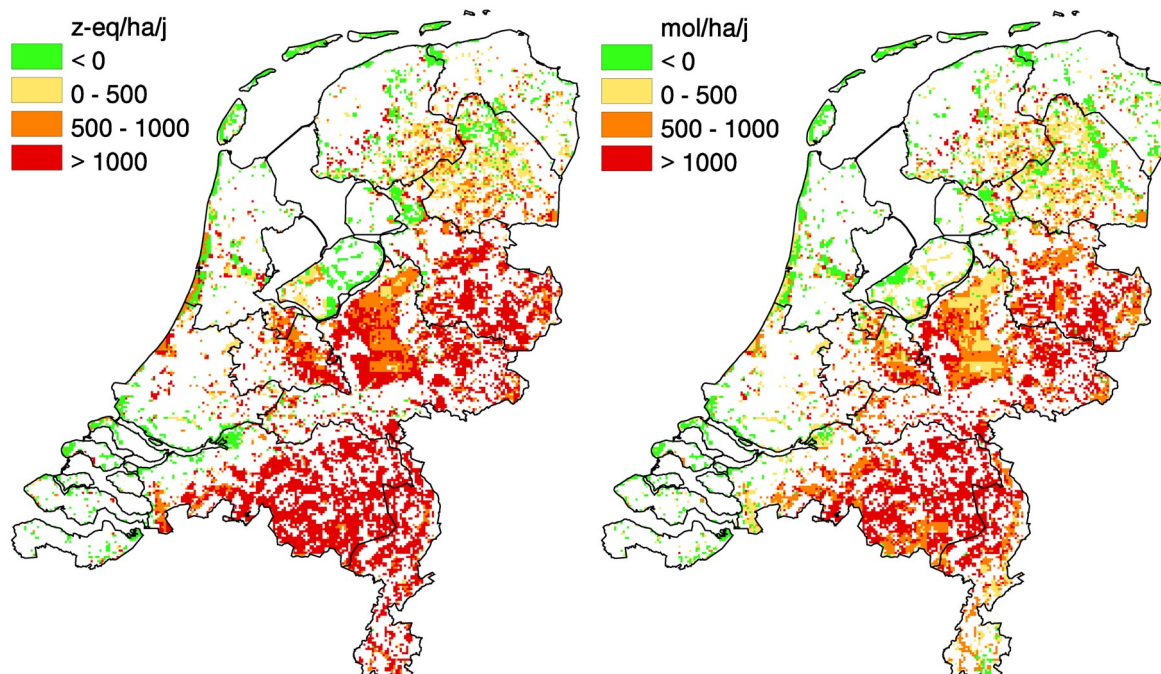
Luchtkwaliteit en depositie

Door de afnemende emissie in het Update-MV4 scenario dalen de jaargemiddelde concentraties van SO₂ en NO_x. De EU-norm voor NO_x voor ecosystemen wordt in delen van Nederland overschreden en die voor SO₂ wordt niet overschreden. Wel wordt de effectnorm voor krorstmossen voor SO₂ hier en daar overschreden. Hogere concentraties van NO₂ in en rond grote steden blijven aanwezig, met name gedurende jaren met ongunstige meteorologie. Overschrijdingen van de NO₂ norm langs drukke straten zal echter ook in 2010 nog structureel plaatsvinden.

In de periode tot 2010 en daarna moet bij ozon rekening gehouden worden met een initiële stijging van de jaargemiddelde concentratie en de AOT40 voor gewassen. Waarschijnlijk zal wel effect worden geboekt bij het terugdringen van pieken.

Door de afnemende emissies van fijn stof, NH_x , NO_y en SO_x , treedt een daling van de jaargemiddelde PM_{10} -concentratie op in de periode tot 2010 tot 31-32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

De zure depositie neemt in de periode tot 2010 bij uitvoering van het beleid tot 1-1-2000 af tot circa 2450 mol zuur/ha per jaar. Daarmee zit de depositie bij uitvoering van het huidige beleid in 2010 ongeveer op het niveau van de NMP3-doelstelling voor 2000 van 2400 mol/ha per jaar. De regionale verschillen blijven bestaan, het niveau daalt in gebieden met intensieve veehouderij naar circa 4000 mol/ha per jaar. De NMP3-doelstelling voor 2010 van 1400 mol/ha per jaar wordt niet gehaald.



Figuur 8. Overschrijding kritische depositieniveaus voor potentieel zuur (links) en voor stikstof (rechts), in het Update MV4 scenario voor het jaar 2010.

De ontwikkeling van de depositie van stikstof voor het zichtjaar 2010 laat een daling zien tot ongeveer 1800 mol N ha^{-1} per jaar bij uitvoering van het huidige beleid. Bij uitvoering van het huidige beleid wordt in 2010 de NMP3-doelstelling voor 2000 van 1600 mol/ha per jaar niet gerealiseerd. In gebieden met intensieve veehouderij daalt de depositie van totaal stikstof naar ca. 3400 mol/ha per jaar. De NMP3-doelstelling voor 2010 van 1000 mol/ha per jaar wordt niet gehaald.

De kritische depositieniveaus voor potentieel zuur en stikstof worden in 2010 bij uitvoering van het huidige beleid nog steeds overschreden, met name in het zuiden en oosten van Nederland, zie *figuur 8*. De verspreidings- en depositieberekening die ten grondslag liggen aan de berekende overschrijdingskaarten vinden plaats op een gridgrootte van 5 bij 5 km. Bij kleinere gridcellen (op voorwaarde van voldoende nauwkeurige emissiebestanden) kan de

overschrijding op natuur lager uitvallen, omdat het dan beter mogelijk is landbouw (bronnen) en natuur (receptor) ruimtelijk beter te scheiden. Daar staat tegenover dat geen rekening is gehouden met de mogelijke onderschatting die berekeningen voor ammoniak laten zien ten opzichte van de berekeningen. Ook is geen rekening gehouden met de huidige lagere depositie van basische kationen dan bij de bepaling van de kritische niveaus is aangehouden, waardoor de kritische niveaus mogelijk te hoog zijn ingeschat. Kortom: hoewel het beeld uit de overschrijdingskaarten een goede indicatie geeft van de belasting van de natuur, past enige voorzichtigheid bij het gebruik van precieze getallen op specifieke lokaties.

Conclusie

De uitstoot van de voor het beleidsthema verzuring belangrijke stoffen is sinds 1980 verminderd. De grootste vermindering heeft plaatsgevonden bij zwaveldioxide (SO₂). Ook de emissies van stikstofoxiden (NO_x), ammoniak (NH₃), vluchtige organische stoffen (VOS) en fijn stof (PM10) zijn verminderd. Dit heeft geleid tot een verbetering van de luchtkwaliteit en de depositie, met name de zure depositie is sterk verminderd. De depositie van stikstof is slechts weinig gedaald. Bij de concentratie van ozon op leefniveau is sprake van een daling van de piekconcentraties en groeiseizoengemiddelde concentratie, maar niet of nauwelijks van een daling van de jaargemiddelde concentratie. Epidemiologisch onderzoek toont nog steeds negatieve gezondheidseffecten als gevolg van verzurende luchtverontreiniging aan. Ook zijn de effecten van de depositie van zuur en stikstof in de natuur in het veld zichtbaar.

De kennis over de processen in lucht en bodem en van de effecten op ecosystemen en gezondheid van mensen is het laatste decennium sterk toegenomen. Met het voortschrijdend inzicht en de vermindering van de emissies, concentraties en deposities is echter ook de aandacht verschoven. Een aantal onderwerpen waarover de kennis soms nog beperkt is, zijn relatief belangrijker geworden. Het gaat hierbij bijvoorbeeld om de bijdrage van natuurlijke emissiebronnen en de verandering en gevolgen van de depositie van basische kationen.

Luchtverontreiniging door verzurende stoffen leidt tot ongewenste effecten op de gezondheid, ecosystemen, landbouwgewassen en materialen. De inventarisatie van de stand van kennis heeft niet geleid tot andere inzichten dan die waarop de huidige Europese luchtkwaliteitseisen zijn gebaseerd. Voor gezondheid hebben bij de huidige concentratieniveaus vooral ozon en fijn stof effect, waarbij voor fijn stof geldt dat het nog niet duidelijk is welke deel fractie voor die effecten verantwoordelijk is. Bij welk niveau van ozon en fijn stof geen effect optreedt is niet aan te geven.

Ozon is ook de belangrijkste component die schade oplevert aan ecosystemen en gewassen. De schade aan materialen door SO₂ en ozon ligt in Nederland in de grootte orde van 100 miljoen gulden. Er bestaat thans geen luchtkwaliteitsnorm voor ammoniak, hoewel er wel aanwijzingen zijn dat bij de huidige concentraties van ammoniak effecten op gewassen en ecosystemen kunnen optreden. De Europese normen voor ozon bieden in Nederland slechts beperkte bescherming tegen schade, door de invloed van de relatief hoge luchtvochtigheid.

De effecten van de depositie van zuur en stikstof kunnen worden gekwantificeerd voor verschillende functies. Het is niet alleen mogelijk om de effecten op wortelschade en (bos)vitaliteit) en grondwaterkwaliteit aan te geven maar ook aan te geven wat de effecten zijn op de soortenrijkdom (natuurwaarde) van ecosystemen en houtproductie. De kritische depositieniveaus die eerder in APV3 zijn berekend voor bosvitaliteit vallen volgens de huidige inzichten hoger uit. De kritische depositieniveaus voor de soortenrijkdom van de natuur zijn lager dan die voor grondwaterbescherming en bosvitaliteit. Globaal gezien is de

hoogte van de kritische depositieniveaus voor natuur vergelijkbaar met die uit APV3. De huidige depositieniveaus voor zuur en stikstof liggen aanzienlijk hoger dan de kritische niveaus.

De Nederlandse NMP3-emissiedoelen voor 2010 voor NO_x en NH₃ worden bij uitvoering van het huidige beleid tot 1-1-2000 niet gehaald. Er zijn veel drastischer maatregelen nodig dan thans in voorbereiding zijn om deze doelen alsnog binnen bereik te brengen. De in UN-ECE afgesproken emissieplafonds vergen een extra beleidsinspanning boven op de huidige beleidsvoornemens. Doordat de emissies van veel grote bronnen afnemen, neemt het relatieve belang van diffuse bronnen toe. Hierdoor neemt de nauwkeurigheid ten aanzien van de berekende emissieniveaus af.

Naar verwachting zullen de piekconcentraties bij ozon dalen; hoeveel kan thans niet worden aangegeven. Bij de emissie-ontwikkeling conform het huidige beleid tot 2010, maar ook bij uitvoering van het recente UN-ECE protocol, zal de achtergrondconcentratie van ozon (jaargemiddelde concentratie) constant blijven en mogelijk zelfs iets stijgen. De indicatieve EU-doelstelling voor fijn stof van 20 µg/m³ komt volgens de huidige inzichten in de buurt van de natuurlijke achtergrond en het onverklaarde deel en zou dus zeer lage emissieniveaus vereisen. Ook bij het bereiken van de luchtkwaliteitsdoelen blijft er sprake van negatieve gezondheidseffecten.

De NMP3-depositiedoelstellingen voor 2010 voor stikstof van 1000 mol per hectare en voor zuur van 1400 mol per hectare worden niet gehaald, ook niet als Nederland en het buitenland het UN-ECE protocol volledig naleven. Indien de NMP3-depositiedoelen voor 2010 worden gerealiseerd dan nog worden op 80% van het areaal van de Ecologische Hoofdstructuur de gewenste natuurdoeltypen voldoende beschermd. In de rest van het areaal wordt slechts een deel van de soortenrijkdom verwezenlijkt. Het bereiken van de volledige bescherming in de gehele Ecologische Hoofdstructuur vergt depositieniveaus die overeenkomen met de natuurlijke achtergrond (geen door mensen veroorzaakte emissies toegestaan).

De ruimtelijke variatie in depositieniveaus over Nederland alsmede de ruimtelijke variatie in gevoeligheid van de diverse functies bieden aanknopingspunten voor gebiedsgericht beleid voor emissies (met name landbouw) en effecten (effectgericht beleid).

Concluderend kan worden gesteld dat het verzuringsbeleid in de afgelopen periode heeft geleid tot een verbetering van de milieukwaliteit en dat in de komende periode verdere verbeteringen worden bewerkstelligd. De depositiedoelstellingen voor 2010 uit NMP3 vergen echter veel verdergaande maatregelen. Volledige bescherming van de gezondheid van mensen en ecosystemen is zelfs bij het bereiken van de concentratie- en depositiedoelen voor 2010 uit NMP3 niet aan de orde. Van volledige bescherming is pas sprake bij niveaus die dicht bij of op het natuurlijke achtergrondniveau liggen.

1. Inleiding

1.1 Evaluatie verzuringsdoelstellingen

Verzuring is al bijna twintig jaar een van de centrale thema's binnen het milieubeleid. Het milieuthema Verzuring dankt haar naam aan de zure regen. Echter vanaf het begin zijn ook de vermestende (eutrofiërende) werking door luchtverontreiniging en de ozonvorming op leefniveau onder dit beleidsthema geschaard. Reden hiervoor was dat die milieuproblemen voor een aanzienlijk deel aan de emissie van dezelfde stoffen te wijten zijn. In dit rapport wordt tevens fijn stof behandeld. Hiervoor geldt, zelfs in nog grotere mate dan bij ozon, dat de door het menselijk handelen veroorzaakte concentratie wordt verklaard door de uitstoot van verzurende stoffen.

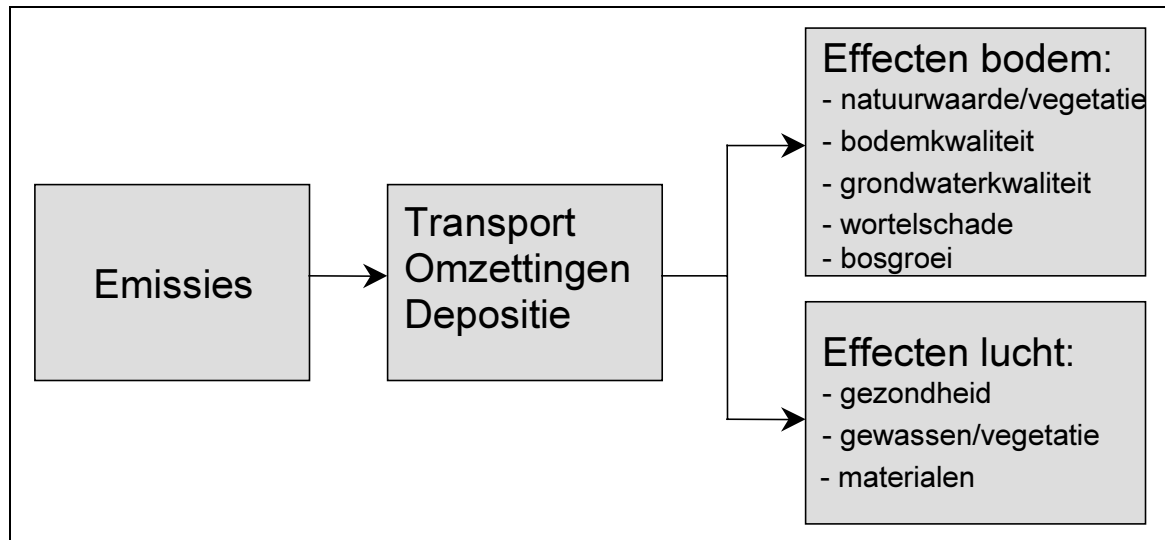
Sinds 1980 is onder invloed van het beleid veel gebeurd. De indertijd verwachte stijging van de emissies heeft niet plaats gehad. Sterker nog, de emissies zijn gedaald. Toch zijn, zoals gemeld in de vierde Milieuverkenning (RIVM, 1997), grote inspanningen noodzakelijk om de oorspronkelijk gestelde emissiedoelen, met uitzondering van SO₂, in 2010 te bereiken. Bovendien is het onderzoek naar de effecten en risico's van verzuring doorgestaan hetgeen nieuwe inzichten heeft opgeleverd. De vraag is welke consequenties nieuwe inzichten hebben voor de onderbouwing van de doelstellingen, zoals die in de jaren tachtig zijn vastgesteld. In het Derde Nationaal Milieuplan (NMP3, Tweede Kamer 1998) is om een evaluatie (herijking) van de doelstellingen aangekondigd. Dit rapport beoogt de wetenschappelijke informatie aan te reiken die voor zo'n evaluatie van de doelen noodzakelijk is. Het is uitdrukkelijk niet het doel om in dit rapport te kiezen voor welke (nieuwe) doelstellingen dan ook, die keuze is aan het beleid.

In het navolgende wordt eerst een kort overzicht gegeven van de geschiedenis van het verzuringsonderzoek en het verzuringsbeleid, zowel nationaal als internationaal. Daarna volgt de leeswijzer voor de rest van dit rapport.

1.2 Beleidsthema verzuring

Verzuring is het gevolg van verontreiniging van de lucht met stoffen (SO₂, NO_x, NH₃) waaruit zuren kunnen worden gevormd, die via natte en droge depositie bodem, water, planten en materialen kunnen aantasten. De depositie van stikstofverbindingen die het gevolg is van de uitstoot van NO_x en NH₃, betekent ook toevoer van voedingsstoffen die kunnen bijdragen tot de eutrofiëring van terrestrische, zoetwater- en marine ecosystemen, wat onder meer tot uiting komt in een afname van de biologische diversiteit van die ecosystemen.

Atmosferische emissies van verzurende stoffen hebben ook andere effecten op het milieu. Een relatief hoge concentratie van SO₂ en NO₂ in de lucht heeft mogelijk schadelijke effecten op de menselijke gezondheid, met name bij mensen die gevoelig zijn voor respiratoire aandoeningen zoals astma, bronchitis en emfyseem. De genoemde stoffen zijn ook schadelijk voor vegetatie en tasten gebouwen en constructiematerialen aan. Stikstofoxiden en koolwaterstoffen zijn, onder invloed van zonlicht, belangrijke precursors van ozon (O₃); een agressieve stof die schadelijk is voor de menselijke gezondheid, plantengroei en materialen. Fijn stof, deels een volgproduct van emissies van verzurende stoffen, deels direct uitgestoten, leidt waarschijnlijk tot gezondheidseffecten, waaronder aantasting van de longfunctie.



Figuur 1.1. Schematisch overzicht van het beleidsthema Verzuring.

De voordelen van een vermindering van de emissies van verzurende stoffen blijven dan ook niet beperkt tot een vermindering van de schade door verzuring, maar zijn een heel stuk ruimer en omvatten via het terugdringen van vermisting, ozon en fijn stof een betere gezondheid, verminderde sterfte, minder schade aan ecosystemen, minder aantasting van gebouwen en materialen, een betere bescherming van het cultureel erfgoed en beter zicht.

Als maat voor de gevoeligheid van ecosystemen en mensen voor de negatieve effecten van verzurende stoffen wordt gebruik gemaakt van de begrippen kritische concentraties (critical level) en kritische depositieniveaus (critical loads). Een kritische concentratie wordt gedefinieerd als de concentratie in de atmosfeer bij overschrijding waarvan directe negatieve effecten op de gezondheid van de mens, op planten, ecosystemen en materialen plaatsvinden. Een kritisch depositieniveau geeft het niveau van een of meerdere verontreinigende stoffen aan, waarbeneden geen schadelijke effecten op specifieke gevoelige elementen op de omgeving optreden.

1.3 De historie van het verzuringsonderzoek

In 1872 verscheen het boek ‘Air and Rain: The beginnings of a Chemical Climatology’ van R.A. Smith. In dit boek wordt een verband gelegd tussen het stoken van kolen en de depositie van zure stoffen. Uit onderzoek bleek dat de regen in de directe omgeving van steden zuurder was dan in verder weg gelegen gebieden. Smith is de eerste die spreekt over ‘zure regen’ (Dinkelman, 1995).

Pas in de jaren vijftig van de twintigste eeuw krijgt het onderzoek naar zure regen steeds meer vorm. In aanvang zijn het zoetwaterbiologen, bodemkundigen en atmosferische chemici die ieder afzonderlijk de verschillende aspecten van de zure regen onderzoeken. Pas eind jaren zestig worden de verschillende onderzoeken met elkaar verbonden en wordt geconstateerd dat de verzuring van de Scandinavische meren, mede werd veroorzaakt door de emissie van verzurende stoffen in Centraal Europa en Engeland.

Deze bevindingen leiden tot de eerste grote internationale milieuconferentie over het leefmilieu in Stockholm in 1972. Vervolgens zetten elf Europese OESO-landen een groot onderzoek op naar het lange afstandstransport van luchtverontreiniging. Tevens werd een internationaal

meetnet opgezet: het European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP). Nederland was bij beide projecten betrokken.

Ook in Nederland kwam steeds meer onderzoek op gang naar het transport van luchtverontreiniging, de chemische samenstelling van neerslag en naar de effecten van zure depositie. Deze activiteiten komen in 1985 samen in het Additioneel Programma Verzuringsonderzoek (APV). Dit onderzoeksprogramma moest antwoord geven op de volgende vragen:

- Welke stoffen zijn in welke mate verantwoordelijk voor schade aan met name bossen, veroorzaakt door “zure regen”?
- Hoe (langs welke wegen en op welke manier) wordt deze schade veroorzaakt?
- Wat is de effectiviteit van bestrijdingsmaatregelen?

In 1987 verscheen, op verzoek van de minister, een tussenrapportage (Schneider en Bresser, 1987) waarin werd aangegeven dat een gemiddeld depositieniveau van minder dan 1400 mol zuur equivalenten per hectare per jaar ($\text{mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar) nodig zou zijn om bossen te beschermen. Het eindrapport (Schneider en Bresser, 1988) bevestigde de conclusie uit de tussenrapportage: om de meest ernstige effecten te voorkomen zou de depositie niet hoger mogen zijn dan 1400 $\text{mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar. Daarmee zouden de meest ernstige effecten bij bossen op arme zandgronden ($1400 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar) worden voorkomen. Bij bossen op rijkere gronden voldeed een depositie van 2400 $\text{mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar. Om alle effecten te voorkomen, ook in de meest gevoelige gebieden, zou de depositie zelfs onder de 400-700 $\text{mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar moeten blijven.

In 1988 ging de tweede fase van het APV van start. Deze had tot doel de depositie op bos en heide (nader) te kwantificeren, alsmede om de rol van de verschillende componenten daarin te duiden. Tevens moesten kritische waarden worden vastgesteld voor belasting van bodem en concentraties in de lucht door verzurende componenten. Modelanalyses dienden te worden uitgevoerd om mogelijke beleidsmaatregelen te evalueren, APV-II liep door tot 1990 (Heij en Schneider, 1991).

Vanaf 1991 ging de laatste (derde) fase van het APV van start. Deze fase werd in 1994 afgerond. Deze laatste fase diende om de bestaande kennis verder te verfijnen en een aantal onderzoekssporen af te ronden. Uit de eindrapportage van APV-III (Heij en Schneider, 1994) blijkt dat de kritische belasting voor potentieel zuur hoger is dan genoemd in het Evaluatierapport Verzuring. Eind 1999 is Stikstof Onderzoek Programma (STOP; Erisman en Van der Eerden, 1999) afgerond. Dit programma beoogde de wetenschappelijke basis voor beleid op lokale schaal te verbeteren.

1.4 De historie van het verzuringsbeleid

Tot in de jaren zeventig werd luchtkwaliteit hoofdzakelijk als een gezondheidsprobleem gezien, gekoppeld aan perioden van smog. De belangrijkste aandachtstoffen waren zwaveldioxide en zwarte rook (roet). De Wet inzake de Luchtverontreiniging (WLV) uit 1970 richtte zich vooral op het bereiken van acceptabele concentraties van stoffen op leefniveau. In de wet waren geen emissie-eisen vastgelegd. Door middel van Algemene Maatregelen van Bestuur (AMvB's) kwamen de eerste besluiten tot stand om de emissies te verminderen, zoals het Besluit Zwavelgehalte brandstoffen in 1974. De eerste emissie-eisen voor auto's werden vastgelegd in het Besluit typekeuring motorvoertuigen (in 1973 en 1974) en hadden betrekking op de implementatie van richtlijnen van EU over koolmonoxyde, koolwaterstoffen en roet.

Tot circa 1988 is zwaveldioxyde de belangrijkste stof in het luchtbeleid, niet vanwege de verzuring, maar vanwege de directe effecten op de gezondheid en de directe effecten op planten (en korstmossen). Door het grote aandeel van aardgas in de Nederlandse energievoorziening was de concentratie van zwaveldioxyde laag vergeleken met stedelijke gebieden in de andere Europese landen. Eind jaren zeventig werden de grenswaarden van de gezondheidsraad nauwelijks meer overschreden. Halverwege de jaren zeventig was de verwachting dat door de toename van het gebruik van zwavelrijke olie en de herintroductie van kolen het emissieniveau aanzienlijk zou stijgen. Dit was aanleiding voor het SO₂-bestrijdingsplan.

Het probleem van verzuring is lange tijd gezien als een buitenlands probleem. Daarbij ging het over de verzuring van de Scandinavische meren, veroorzaakt door de SO₂-emissies in West Europa. In 1983 kwam verzuring op de Nederlandse beleidsagenda. In het IMP lucht (Tweede Kamer, 1983) werd voor het eerst uitgebreid aandacht besteed aan verzuring. In 1984 verscheen een aparte notitie over de problematiek van de verzuring (Tweede Kamer, 1984). Beide nota's leidden de emissieplafonds af uit depositieniveaus in plaats van de tot dan toe gebruikte luchtkwaliteitseisen.

De langetermijn doelen in het eerste NMP (Tweede Kamer, 1989a) en het Bestrijdingsplan Verzuring (Tweede Kamer, 1989b) zijn gebaseerd op de conclusies van de eerste fase van het APV. De kritische depositieniveaus voor zuur en stikstof alsmede kritische concentratieniveaus zijn vervolgens vertaald naar emissiedoelen. Inzichten uit de vervolgrapporten van het APV hebben niet geleid tot wijzigingen in de doelstellingen.

1.5 Internationale afspraken

Het eerste internationale verdrag over grensoverschrijdende luchtverontreiniging in Europa was de Conventie voor Lange Afstands- en Grensoverschrijdend Transport van Luchtverontreiniging (CLTRAP) die onder de vlag van de Economische Commissie voor Europa van de Verenigde Naties (UN-ECE) in 1979 werd afgesloten. Momenteel zijn 44 landen en de Europese Commissie lid van de conventie. De eerste fase reductieprotocollen kenmerken zich doordat uniforme reductiepercentages werden afgesproken, zonder rekening te houden met waar effecten optreden en inspanningen die landen al verricht hadden. *Tabel 1.1* geeft de afspraken weer die gemaakt zijn over de emissie van SO₂ (1985), NO_x (1988) en VOS (1991).

Tabel 1.1. Emissieprotocollen onder de Conventie voor lange afstands en grensoverschrijdend transport van luchtverontreiniging.

Jaar	Protocol	Omschrijving
1985	1e zwavelprotocol	30% emissiereductie voor SO ₂ in 1993 t.o.v. 1980 voor alle landen
1988	NO _x -protocol	Emissies of grensoverschrijdend transport in 1994 op niveau van 1987. 12 landen waaronder Nederland 30% reductie in 1998 t.o.v. 1980
1991	Vluchtige organische stoffen	30% reductie van VOS in 1999 t.o.v. 1988 voor alle landen behalve Bulgarije, Griekenland, Hongarije en de Oekraïne
1994	2e zwavelprotocol	2e fase protocol gebaseerd op technische eisen, effecten (critical loads) en kosteneffectiviteit
1999	Multi pollutant multi effect	2e fase protocol, richt zich naast verzuring ook op eutrofiering en ozonvorming via maatregelen voor SO ₂ , NO _x , NH ₃ en VOS

Bij de totstandkoming van het tweede zwavelprotocol (1994) zijn nieuwe emissieplafonds vastgesteld op basis van effecten, kosteneffectiviteit en reeds verrichte inspanningen bij het

vaststellen van nieuwe emissieplafonds. Eind 1999 is in Gothenburg het Multi Pollutant Multi Effect protocol voor verzurende stoffen volgens dit principe ingevuld.

De Europese Unie richtte haar aandacht in eerste instantie op de verbetering van de luchtkwaliteit vooral in relatie met mogelijke gezondheidseffecten. De eerste Europese richtlijn voor luchtkwaliteit uit 1980 stelde grens- en richtwaarden vast voor SO₂ en zwevende deeltjes. In 1989 werd de richtlijn aangescherpt. Voor lood werd een eerste richtlijn in 1982 vastgesteld, voor NO₂ in 1985. De waarden gelden voor alle landen aangesloten bij de Europese Unie. De bescherming van de gezondheid vormde de primaire basis voor de waarden die werden vastgesteld, hoewel ook de bescherming van ecosystemen een rol speelde. Na een herbezinning op het Europese luchtkwaliteitsbeleid kwam in 1996 de kaderrichtlijn voor luchtkwaliteit tot stand. In dit kader zijn in 1999 de eerste luchtkwaliteitseisen vastgesteld in zogenoemde dochterrichtlijnen voor SO₂, NO₂, PM₁₀ en lood. Een dochterrichtlijn voor ozon is in de maak. Thans is in het verlengde van het Gothenburg protocol een emissierichtlijn in voorbereiding; de zogenaamde National Emission Ceilings (NEC) Directive.

1.6 Leeswijzer

Dit rapport begint met een terugblik op de ontwikkeling van de emissies en milieukwaliteit wat betreft het thema verzuring in de afgelopen periode. *Hoofdstuk 2* geeft een overzicht van de verzurende emissies, concentraties, deposities en effecten.

Vervolgens wordt een overzicht gegeven van de huidige stand van de wetenschappelijke kennis. Achtereenvolgens gaat het daarbij om geactualiseerde inzichten in: de chemische en fysische reacties in de atmosfeer; de effecten van luchtverontreiniging op de mens, gewassen, natuurlijke vegetatie en op materialen; en de effecten van depositie op bodem, vegetatie en grondwater. *Hoofdstuk 3* behandelt de fysische en chemische processen in de atmosfeer, de reacties die tussen de verschillende stoffen optreden (bijvoorbeeld tussen NH₃ en SO₂), de vorming van ozon en fijn stof, de afstand tussen bron en depositiepunt, en de onzekerheden die in de modellering van verzurende verbindingen bestaan. *Hoofdstuk 4* geeft een overzicht van de directe effecten die een verandering van de luchtkwaliteit heeft op de gezondheid van de mens, op de natuur, landbouwgewassen en cultuurgoederen. Aangegeven wordt in hoeverre de kennis is gewijzigd ten opzichte van de stand van zaken waarop de huidige luchtkwaliteitsnormen zijn gebaseerd. De indirecte effecten van verzuring, middels depositie van potentieel zuur en eutrofiërende stoffen op de natuur, bodemsamenstelling en grondwater komen in *hoofdstuk 5* aan de orde. Ook hier worden de huidige normen uitgezet tegen de nieuwste inzichten over de effecten.

In *hoofdstuk 6* wordt de informatie uit de voorgaande hoofdstukken geïntegreerd. De kritische concentratieniveaus en kritische depositieniveaus worden naast elkaar gezet en met elkaar vergeleken. Tevens geeft dit hoofdstuk een beschrijving van de mogelijkheden om de schade door verzuring, middels monetarisering, op een noemer te brengen.

In het *hoofdstuk 7* wordt geschetst hoe de milieukwaliteit zich onder invloed van het huidige beleid tot 2010 kan ontwikkelen en biedt een aantal opties voor aanvullend beleid. Hiertoe zijn, vooruitlopend op de Vijfde Milieuverkenning, de scenario's uit de Vierde Milieuverkenning geactualiseerd.

Tot slot geeft *hoofdstuk 8* enkele aanbevelingen voor nader onderzoek om ook in de nabije toekomst voldoende kwaliteit van de onderbouwing van het beleid te waarborgen.

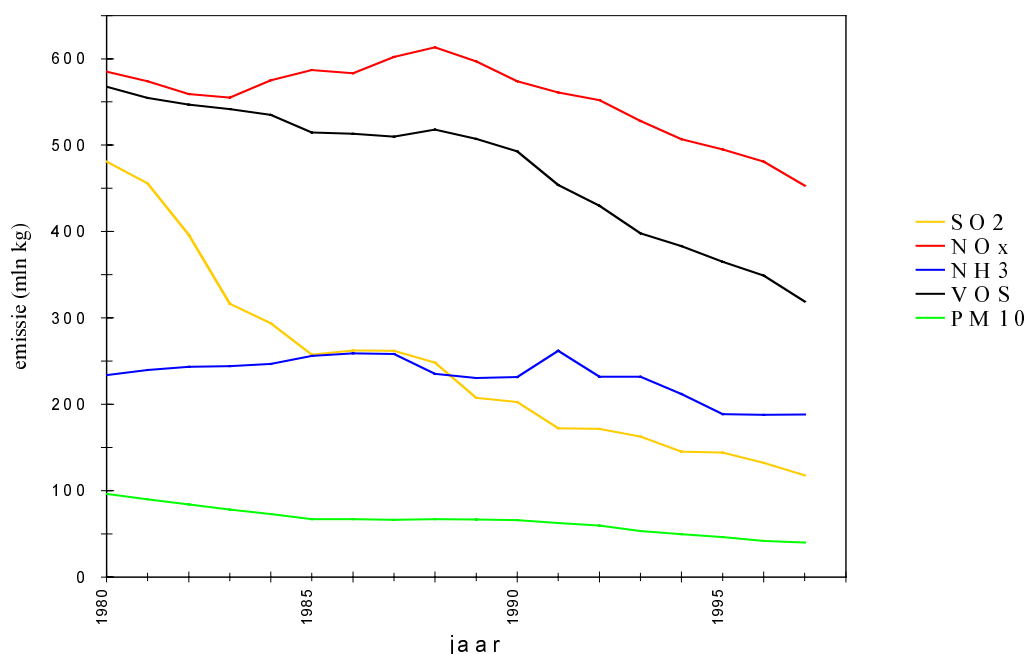
2. Toestand van het milieu sinds 1980

2.1 Inleiding

Het jaar 1980 dient in het verzuringsbeleid veelal als uitgangspunt ten opzichte waarvan de doelstellingen zijn geformuleerd. Dit hoofdstuk beschrijft de ontwikkelingen in de verzuringsketen vanaf 1980 tot heden, beginnend bij emissies (*paragraaf 2.2*), via concentraties (*paragraaf 2.3*) en deposities (*paragraaf 2.4*) naar effecten (*paragraaf 2.5*). Niet in alle gevallen zijn gegevens beschikbaar over de hele periode, hetgeen soms leidt tot kortere reeksen. Vervolgens komen de onzekerheden in de data aan de orde (*paragraaf 2.6*). Tot slot worden de belangrijkste conclusies samengevat (*paragraaf 2.7*).

2.2 Emissies

In dit rapport staan de emissies van vijf stoffen centraal: zwaveldioxide (SO₂), stikstofoxiden (NO_x), ammoniak (NH₃), vluchtige organische stoffen (VOS) en fijn stof (PM10). Mede als gevolg van het gevoerde emissiebeleid zijn de emissies gedaald (zie *figuur 2.1*). De emissies van SO₂ zijn in de periode 1980-1998 het meest gedaald, met ongeveer 75%. De uitstoot van fijn stof is in dezelfde periode met ruim 50% afgenomen, VOS iets minder dan 50% en NH₃ en NO_x met ongeveer 25%.



Figuur 2.1. Emissies van verzurende stoffen in de periode 1985 – 1997, (RIVM, 1999).

Zwaveldioxide komt hoofdzakelijk bij verbrandingsprocessen vrij. Het wordt veroorzaakt door de aanwezigheid van zwavel in brandstoffen, met name in kolen en olie. Voor 1990 nemen SO₂ emissies sterk af door overschakeling van kolen op gas (raffinaderijen en energiecentrales). Procestechnische maatregelen als rookgasontzwavelingsinstallaties hebben geleid tot een verdere daling van de SO₂ emissies, ook na 1990.

Stikstofoxiden ontstaan bij verbrandingsprocessen en bij enkele chemische processen. Verkeer is de belangrijkste bron, op afstand gevolgd door de industrie en de energiesector. De introductie van de katalysator bij personenauto's en het beleid gericht op het schoner maken

van vrachtoertuigen (Euro-2 emissienormering) hebben geleid tot een daling van de verkeeremissies na 1990. Daarnaast hebben verschuivingen in de brandstofinzet (kolen naar aardgas) en procestechnische verbeteringen geleid tot een daling van verbrandingsemissies bij overige doelgroepen.

De Nederlandse emissies van **ammoniak** komen voor meer dan 90% van de landbouw. De belangrijkste emissiebronnen bij de landbouw zijn: veestallen, toediening van dierlijke en kunstmest, beweiding en mestopslag. Het melkvee is de belangrijkste diercategorie gevolgd door de vleesvarkens. De emissie van ammoniak vertoont sinds 1987 een daling onder invloed van het mestbeleid, zoals het onderwerken van mest en het afdekken van mestopslag. In 1999 zijn de emissieschattingen verhoogd onder invloed van nieuwe inzichten. Zo is de inschatting van de emissie bij het uitrijden verhoogd en wordt de verdamping van stikstof uit de bodem in de vorm van ammoniak nu hoger ingeschat. De emissiereductie als gevolg van het verplichte onderwerken van de mest is lager dan eerder gedacht.

De introductie van de katalysator bij personenauto's en bestelauto's leidt tot NH₃-emissies die grofweg een factor 100 hoger zijn dan bij auto's zonder katalysator. Een eerste raming van deze emissie komt voor 1995 uit op 5 mln kg (RIVM/DLO, 1999). Deze emissie is (nog) niet opgenomen in de officiële emissierapportages.

Tabel 2.1. Verdeling van de emissies van NO_x, NH₃, SO₂, VOS en PM10 in 1990 en 1995 naar doelgroep, in mln kg, (RIVM, 1999a).

(mln kg)	NO _x		NH ₃		SO ₂		VOS		PM10	
	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995	1990	1995
Verkeer	349	313	2 ¹	5 ¹	29	30	202	157	21	19
Industrie	79	61	5	4	53	30	128	81	26	14
Raffinaderijen	20	18	-	-	67	61	15	12	7	5
Energiesector	80	58	-	-	45	17	24	26	2	1
Consumenten	22	23	7	7	1	1	41	37	7	7
HDO en bouw	12	9	0	1	2	4	68	51	0	1
Landbouw	9	10	220	177	0	0	2	2	0	0
Overig	5	3	-	-	5	1	1	2	1	0
Totaal	575	496	231	188	202	144	481	368	66	47

¹ Geen officieel emissiecijfer, de schatting is gebaseerd op RIVM/DLO (1999) en is niet in het totaal verwerkt.

Onder **Vluchtige Organische Stoffen (VOS)** vallen alle koolwaterstoffen met een dampspanning van minimaal 1 millimeter kwikdruk bij 20° C, uitgezonderd CFK's, halonen en methaan. VOS-emissies ontstaan bij winning en distributie van aardolie en aardgas, bij raffinage, bij distributie van raffinage producten (onder andere benzine), bij verdere verwerking van aardolieproducten in de chemie tot bijvoorbeeld oplosmiddelen, en bij het uiteindelijke gebruik van producten: benzineverbruik door verkeer, gebruik van verven met oplosmiddelen, cosmetica, etc.

Verkeeremissies, met name personenauto's, zijn de belangrijkste VOS-bron. Door meermalen aangescherpte normstelling is de gemiddelde VOS-emissie per kilometer door personenauto's sterk afgenomen. Deze afname is gedeeltelijk gecompenseerd door de sterke toename van het aantal personenautokilometers. De VOS-emissie uit personenauto's was in 1995 50% lager dan in 1980. Door maatregelen in het kader van het KWS-2000 programma zijn de VOS-emissies in de aardolieketen en de industrie sinds 1985 met circa 35% gedaald.

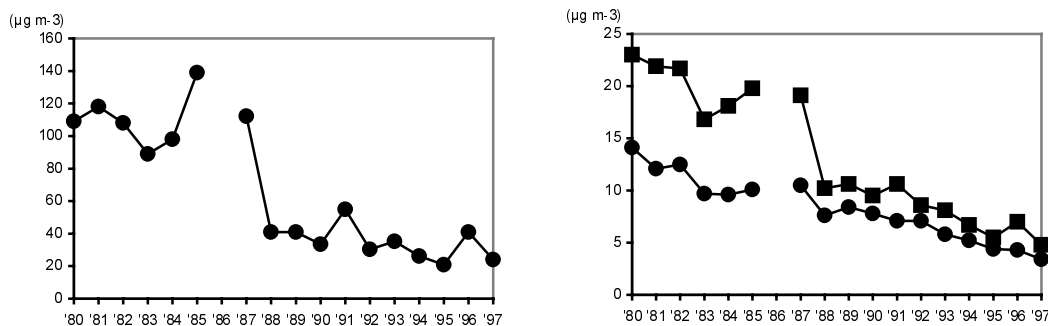
De belangrijkste emissiebronnen van **fijn stof (PM10)** zijn verkeer (met name dieselveertuigen en scheepvaart), raffinaderijen, chemische industrie en de basismetaal. Bij consumenten gaat het om open haarden en houtkachels. Bij de industrie heeft een sterke vermindering van de emissies plaatsgevonden als het gevolg van het doorvoeren van een

groot aantal technische maatregelen. De emissies bij verkeer dalen onder invloed van Europese regelgeving.

2.3 Concentraties

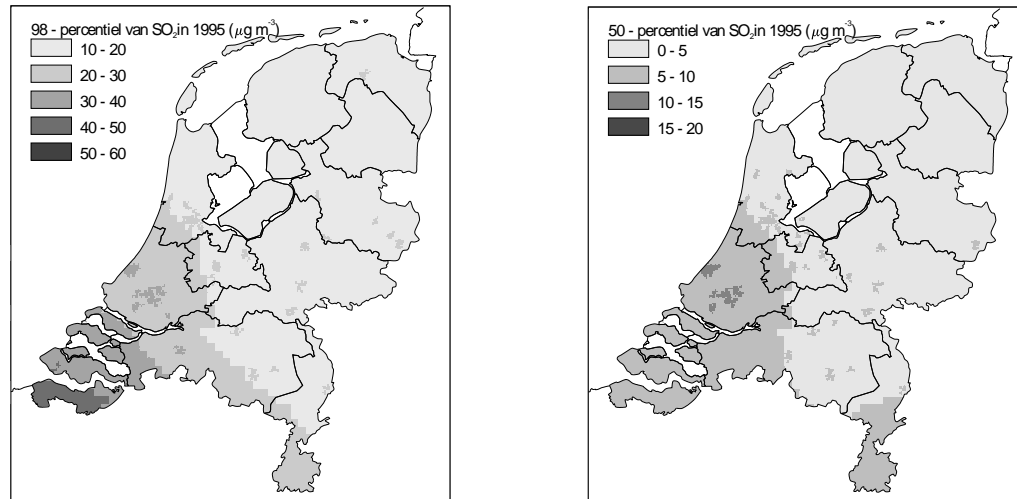
Metingen in het landelijk meetnet luchtkwaliteit geven informatie over de concentratie van een aantal verzurende componenten in de buitenlucht (zie RIVM, 1999b). Voor SO₂ en NO₂ zijn meetreeksen beschikbaar van voor 1980. Deze meetreeksen vertonen voor 1986 een onderbreking doordat in dat jaar het meetnet grootschalig is herzien, onder andere is toen het aantal meetstations aanzienlijk verminderd. Meting van de ozonconcentratie vindt sinds eind jaren tachtig plaats, de PM10- en NH₃-metingen zijn gestart in 1992. Onderscheiden worden jaargemiddelde concentraties en piekconcentraties. Als indicatie voor de piekniveaus zijn de 98-percentiel waarden gegeven.

De jaargemiddelde concentratie van SO₂ daalt (*figuur 2.2*). De hoogste jaargemiddelde concentraties komen voor in het zuidwesten van Nederland en in Limburg (*figuur 2.3*), door import uit het buitenland en de relatief hoge emissiedichtheid in Rijnmond. Ook het voorkomen van piekconcentraties van SO₂ neemt af (98-percentiel voor dagwaarden). Van jaar tot jaar treden fluctuaties op onder invloed van de weersomstandigheden. In periodes met stabiel winterweer neemt de hoogte van het 98-percentiel sterk toe, zo was het landelijk gemiddelde in 1996 41 µg/m³, in 1995 was dit 21 µg/m³. De hoogste niveaus in de piekwaarden worden waargenomen in het Rijnmond-gebied, Zeeland en het oosten van het land. In de steden treedt een lichte verhoging op ten opzichte van de regio onder invloed van lokale industrie en verkeersemissies.

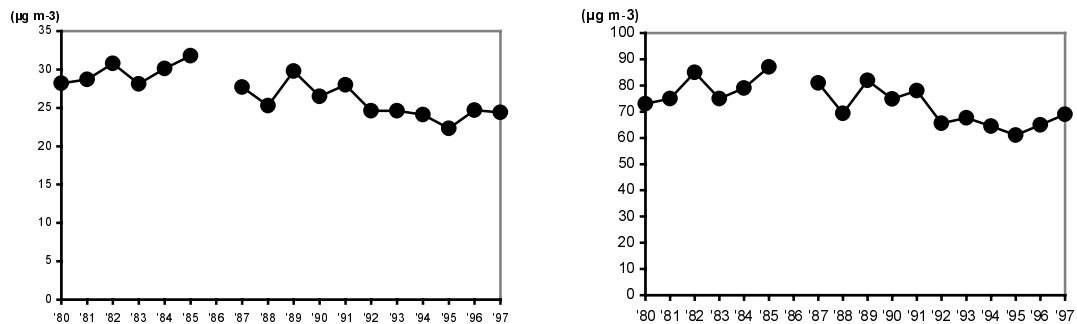


Figuur 2.2. Ontwikkeling van het 98-percentiel (links) en het gemiddelde (rechts-boven) en 50-percentiel (rechts-onder) van SO₂ (in µg/m³). De 98- en 50-percentiel vanaf 1987 zijn inclusief stedelijke verhoging.

De jaargemiddelde concentratie van NO₂ is in de periode 1980-1995 met ongeveer 1,5% per jaar afgenomen tot 22 µg m⁻³ (*figuur 2.4*). In 1995 varieerde de concentratie van circa 15 µg m⁻³ in de noordelijke provincies, circa 20 µg/m³ voor grote delen van de zuidelijke helft van Nederland tot meer dan 40 µg/m³ in delen van de Randstad met hoge verkeersdichtheid (*figuur 2.5*). In de grote steden treden lokaal verhogingen op (tot ca. 60 µg/m³) ten gevolge van emissies van industrie en verkeer.

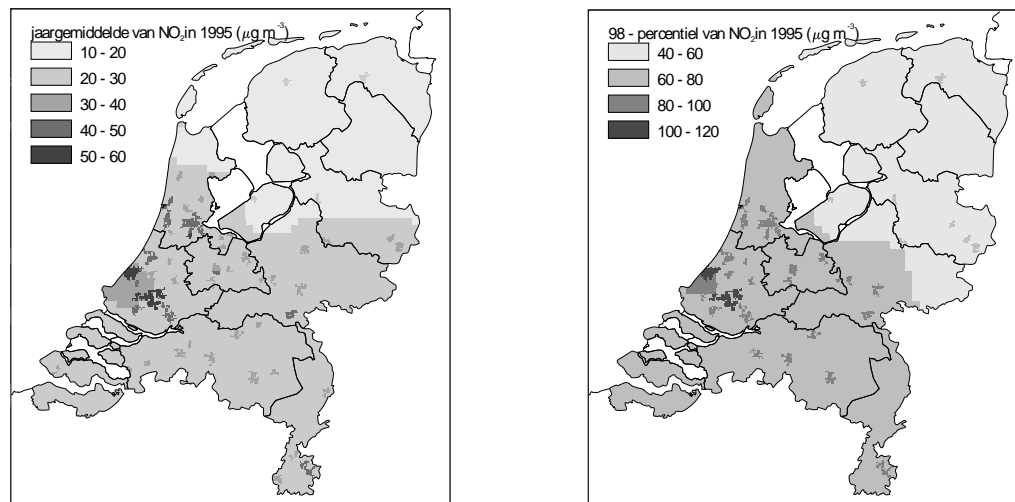


Figuur 2.3. Ruimtelijke verdeling in 1995 van het 98-percentiel (links) en het 50-percentiel (rechts) van SO_2 (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$).



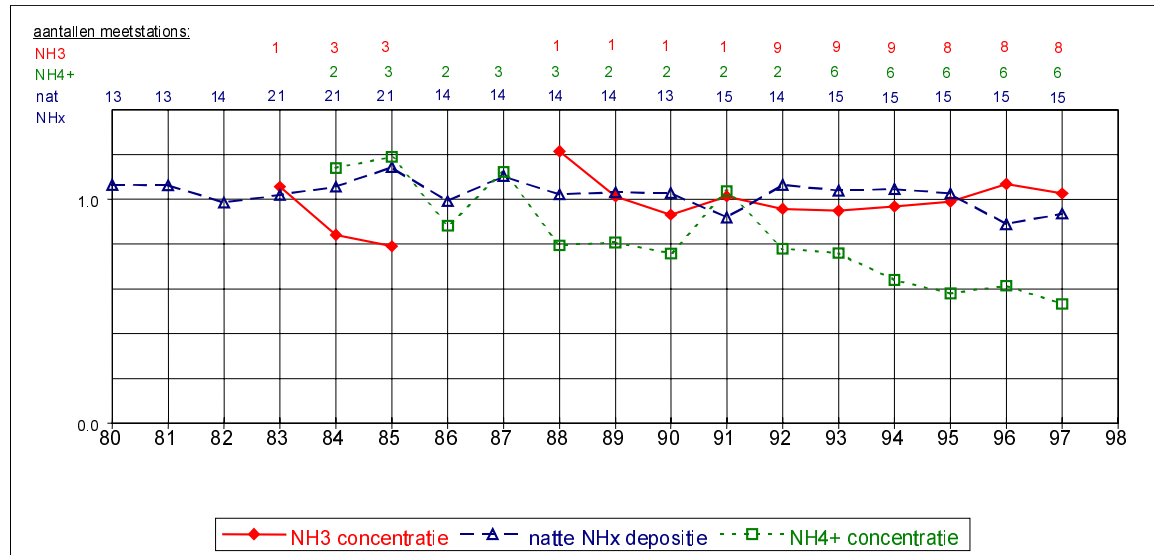
Figuur 2.4. Ontwikkeling van de jaargemiddelde concentratie (links) en van het 98-percentiel (rechts) van NO_2 (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$). De waarden vanaf 1987 zijn inclusief stedelijke verhoging.

Voor pieksituaties (98-percentiel) bedroeg het landelijk gemiddelde in 1995 $65 \mu\text{g m}^{-3}$. In de periode 1980-1990 is er geen duidelijke trend waarneembaar. De piekwaarden variëren van circa $45 \mu\text{g m}^{-3}$ in Noord Nederland tot $80 \mu\text{g m}^{-3}$ in delen van de Randstad (figuur 2.4). Lokaal treden de hoogste niveaus op in de steden in de Randstad, hetgeen samenhangt met de hogere industrialisatiegraad en de verkeersdichtheid en de ligging ten opzichte van buitenlandse brongebieden.



Figuur 2.5. Ruimtelijke verdeling in 1995 van de jaargemiddelde concentratie (links) en van het 98-percentiel (rechts) van NO_2 (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Sinds 1992 zijn acht **ammoniak**meetpunten operationeel binnen het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit. In de jaren daarvoor hebben er incidenteel metingen plaatsgevonden. De jaargemiddelde concentratie van ammoniak laat geen duidelijk waarneembare daling zien (figuur 2.6). De hoogste concentraties van ammoniak zijn te vinden in de directe nabijheid van de emissiegebieden, voornamelijk de gebieden met intensieve veehouderij (De Peel, Gelderse Vallei, Achterhoek).

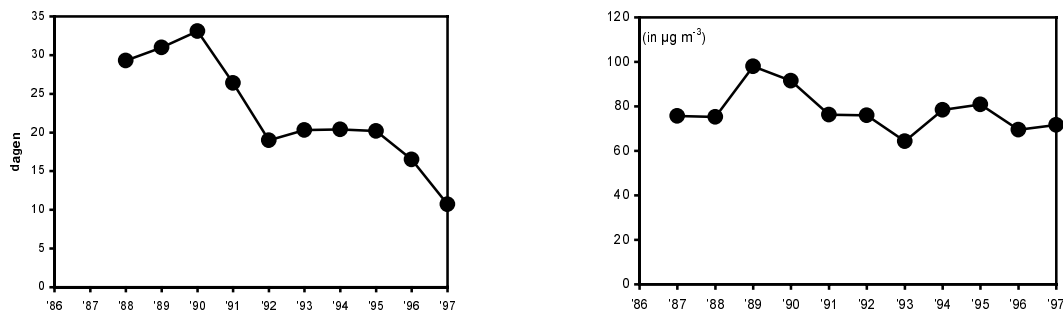


Figuur 2.6. Het relatieve verloop van natte depositie en concentraties van ammoniak en ammonium in Nederland. De ammoniakconcentraties in de periode 1983 t/m 1985 zijn gemeten door IMOU/ECN en in de periode 1988 t/m 1991 door ECN. Overige metingen: Landelijk Meetnet Luchtverontreiniging, RIVM. De jaargemiddelde meetwaarden zijn per station gedeeld door het gemiddelde over de totale periode van dat station. Het gemiddelde van alle aanwezige stations is per jaar in de figuur weergegeven. Bron: Jaarsveld et. al., 2000.

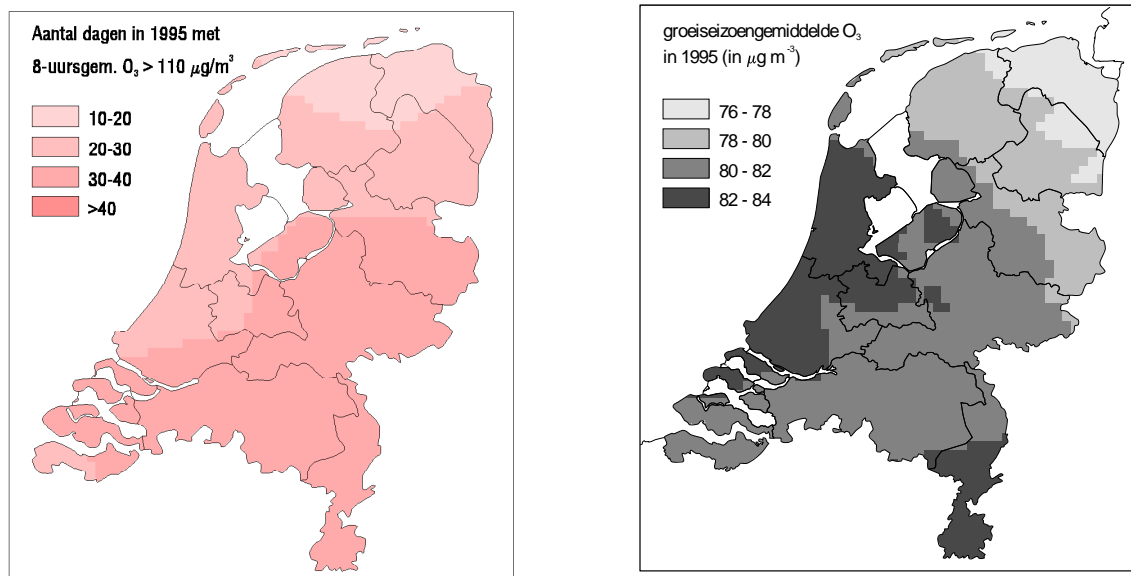
Verschillende componenten van de **Vluchtige Organische Stoffen** worden gemeten in het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit. Er zijn geen getallen beschikbaar voor VOS als geheel. Uit de metingen blijkt dat de concentratie van alkanen sinds het begin van de jaren tachtig met ongeveer 50% is gedaald. De concentratie van aromaten is sinds het begin van de jaren tachtig

met ongeveer 35% gedaald. Bij de gechloreerde alkanen is geen trend in de concentraties over de laatste jaren waarneembaar; sommige stoffen zijn duidelijk in concentratie toe- of afgenomen, maar als groep is er geen duidelijke verandering herkenbaar.

Hoge **ozon**concentraties worden vooral veroorzaakt door fotochemische vorming uit NO_x en VOS overdag. Het optreden van piekniveaus (smogepisoden) is sterk afhankelijk van weersomstandigheden. Er lijkt een dalende trend in het aantal dagen met overschrijding van de 8-uursgemiddelde 120 µg/m³ te zijn. In het noorden is het aantal dagen waarop hoge piekniveaus optreden kleiner lager dan in het zuiden (*figuur 2.8*). De reden hiervoor is dat de hoge 8-uursgemiddelde concentraties van ozon vooral veroorzaakt worden door fotochemische vorming uit Nederlandse en buitenlandse emissies.



Figuur 2.7. Ontwikkeling van het aantal dagen met overschrijding van de 120 µg m⁻³ ozonconcentratie (links) en de groeiseizoengemiddelde ozonconcentratie (in µg m⁻³) (rechts).

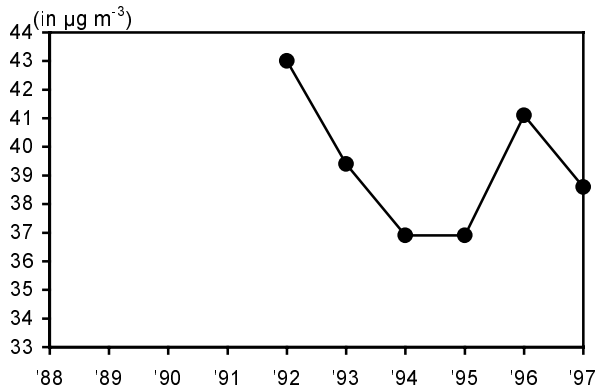


Figuur 2.8. Ruimtelijke verdeling van het aantal dagen met overschrijding van de 8-uursgemiddelde concentratie van 110 µg/m³ (links) en de groei-seizoengemiddelde ozonconcentratie (rechts, in µg/m³) in 1995.

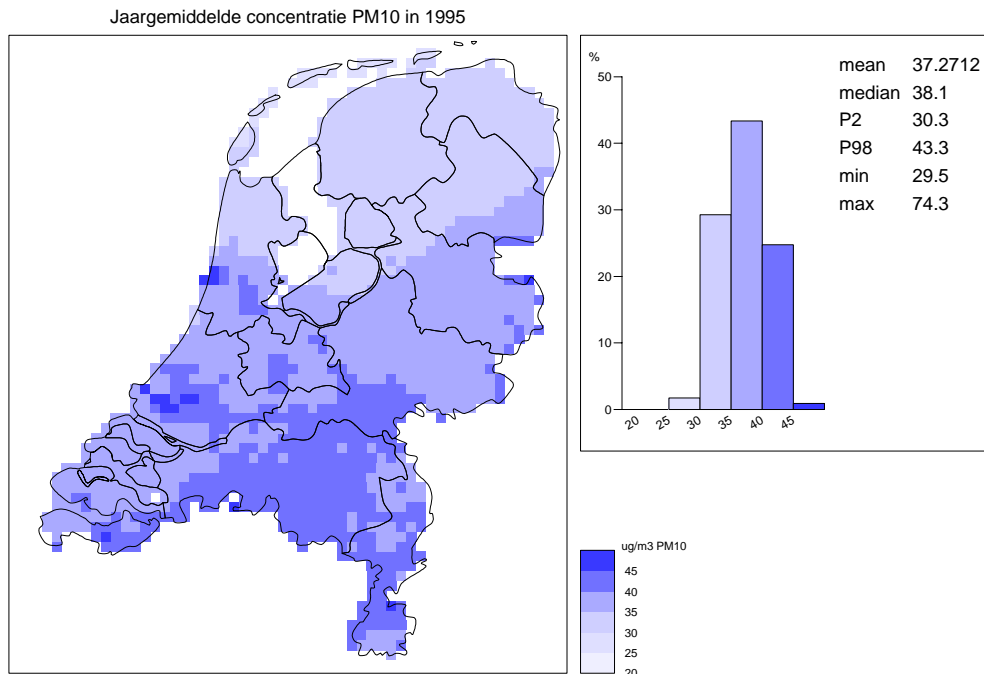
In de periode 1990-1997 is de groeiseizoengemiddelde concentratie van ozon vrij constant gebleven (*figuur 2.7*). Gedurende mooie zomers, zoals bijvoorbeeld die van 1990, speelt fotochemische vorming een sterkere rol dan gemiddeld, waardoor de concentratie verhoogd is. Het groeiseizoengemiddelde wordt sterk beïnvloed door de grootschalige achtergrondconcentratie. De concentratie daalt naar het zuidoosten toe als gevolg van afbraak

aan het aardoppervlak en door reactie met NO. Daar staat tegenover dat de vorming van ozon boven het continent het groeiseizoengemiddelde weer doet stijgen. Door deze elkaar tegenwerkende processen wijkt het ruimtelijk patroon van het groeiseizoengemiddelde af van die van het 8-uursgemiddelde (*figuur 2.8*).

De jaargemiddelde concentratie van **PM10** varieert van circa $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Noord Nederland tot circa $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Zuid Nederland (*figuur 2.9*). Gemiddeld over Nederland bedroeg in 1995 de jaargemiddelde concentratie $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In de directe nabijheid van lokale bronnen (steden, industriegebieden) treedt een enigszins verhoogde concentratie op tot enkele $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figuur 2.9. Ontwikkeling van de jaargemiddelde concentratie PM10 (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$).



Figuur 2.10. Ruimtelijke verdeling van de jaargemiddelde concentratie PM10 in 1995

In de jaargemiddelde PM10-concentraties lijkt een dalende trend op te treden (*figuur 2.9*). Door het internationale verzuringsbeleid daalt de concentratie van secundair fijn stof en ook specifiek stofbeleid zal invloed hebben. Nadere analyse van de meetreeks laat echter zien dat de ogenschijnlijke daling het gevolg is van meteorologische condities die van jaar tot jaar

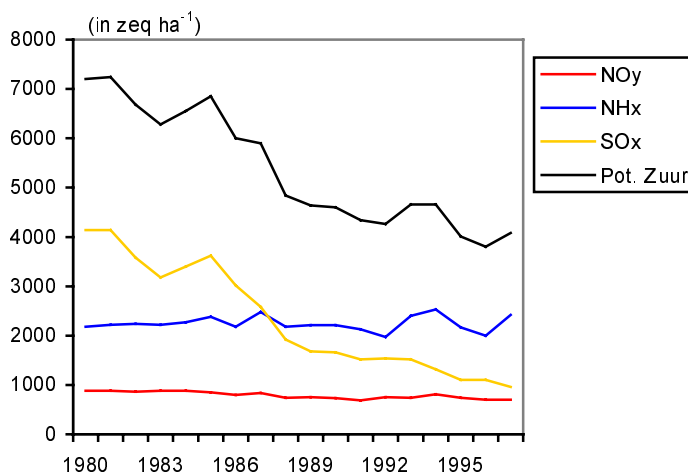
verschillen. Na correctie voor meteorologische condities en technische aspecten is er geen sprake meer van een dalende trend.

2.4 Depositie

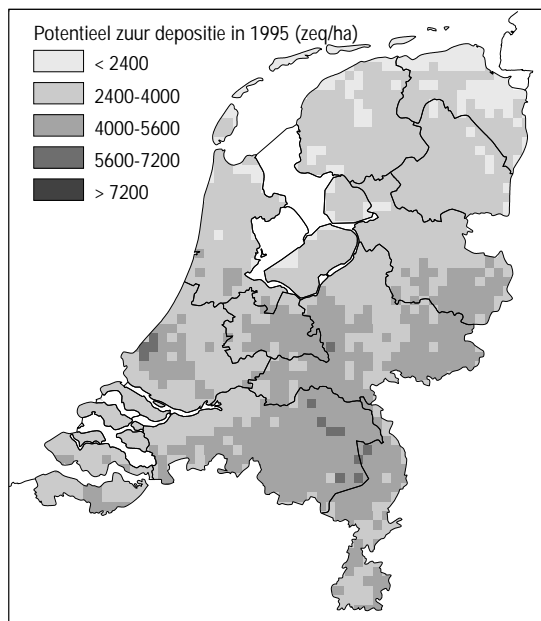
Een landelijk beeld van de depositie kan niet direct uit metingen worden afgeleid. Het aantal metingen van de depositie is beperkt. Daarom wordt de depositie berekend met een model op basis van de gemeten concentraties van SO_2 en NO_x en rekening houdt met meteorologische omstandigheden. Voor ammoniak wordt aanvullend gebruik gemaakt van een verspreidingsmodel op basis van emissies om tot een ruimtelijke verdeling van de concentratie te komen. De depositie zoals in deze paragraaf weergegeven, komt overeen met de rapportages in de Milieubalansen. Een andere methode zou zijn om de depositie volledig af te leiden uit gerapporteerde emissies met een verspreidingsmodel, deze uitkomsten kunnen verschillen van de hier gepresenteerde cijfers, zie *hoofdstuk 3*.

De gemiddelde depositie van **potentieel zuur** over Nederland is gedaald van $7200 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar in 1980 naar $4000 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar in 1995 (*figuur 2.11*). Dit betreft gemiddelde waarden voor Nederland. Er bestaat echter een aanzienlijke ruimtelijke spreiding. De hoogste depositiewaarden komen voor in gebieden met intensieve veehouderij, vooral in de Peel en de aangrenzende gebieden in Noord-Brabant. Plaatselijk komen ook hoge waarden voor in de Randstad, maar dit betreft vooral bebouwde gebieden waar de depositie minder relevant is. De laagste waarden komen voor in de kustgebieden in noordwest Nederland (*figuur 2.12*).

De oorzaken voor de regionaal hoge deposities zijn gelegen in de hoge emissiedichtheden van SO_2 in het Rijnmondgebied en de SO_2 -emissies van Belgische industriegebieden in het grensgebied. In de Randstad is een verhoging van de zure depositie waar te nemen als gevolg van NO_x emissies door de hoge verkeersdichtheid en door industriële emissies. In gebieden met een relatief hoge ruwheid, zoals bosgebieden op de Veluwe, is de depositiesnelheid groter dan boven gras- en bouwland. Hierdoor is de depositie van potentieel zuur op bos gemiddeld circa 30% hoger dan op Nederland als geheel.



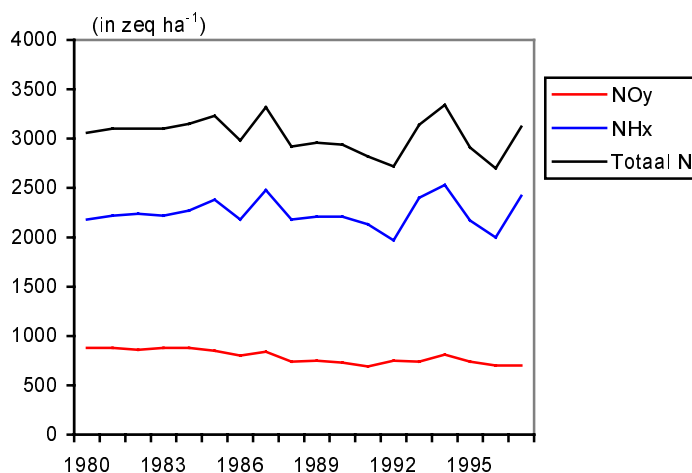
Figuur 2.11. Ontwikkeling van de depositie van potentieel zuur (in $\text{mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar).



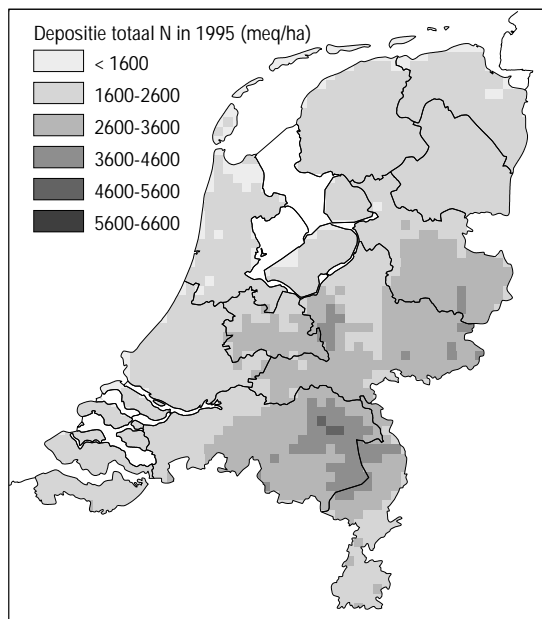
Figuur 2.12. Ruimtelijke verdeling van de depositie van potentieel zuur in 1995 (in mol H^+ ha^{-1} per jaar).

De depositie van **totaal N** varieert sinds 1980 rond de 3000 mol N ha^{-1} per jaar (figuur 2.13). De variatie is een gevolg van meteo-omstandigheden. Deze maskeren waarschijnlijk een lichte daling in de laatste jaren. De emissievermindering van NO_x en NH_3 is niet terug te vinden. Voor ammoniak is eerder aangegeven dat de lagere emissierapportages niet zichtbaar zijn in lagere gemeten concentraties en zijn om die reden ook niet terug te vinden in lagere depositieniveaus.

Regionaal kunnen de deposities sterk verschillen (figuur 2.14). In gebieden met intensieve veehouderij (onder andere De Peel en de Gelderse Valei) komen deposities voor die op kunnen lopen tot meer dan 5000 mol N ha^{-1} per jaar, hetgeen vooral wordt veroorzaakt door de hoge ammoniak uitstoot ter plaatse.



Figuur 2.13. Ontwikkeling van de depositie van totaal N (in mol N ha^{-1} per jaar).



Figuur 2.14. Ruimtelijke verdeling van de depositie van totaal N in 1995 (in mol N ha⁻¹ per jaar).

2.5 Effecten

De effecten van verzuring op ecosystemen en op de gezondheid van mensen zijn veelal moeilijk eenduidig aan te wijzen. Meestal is sprake van een combinatie van oorzaken die de verschijnselen verklaren en kan slechts indirect aangeduid worden wat het nadelige effect van grootschalige luchtverontreiniging is.

Tot begin jaren negentig werden de **gezondheidseffecten** van wintersmogperioden toegekend aan de hoge concentraties van SO₂ en grof aërosol (TSP). De huidige concentraties van deze stoffen zijn aanzienlijk lager. Tegenwoordig wordt fijn stof als belangrijkste oorzaak van nadelige gezondheidseffecten gezien, naast de effecten van zomersmogperioden door hoge concentraties van ozon op leefniveau.

De gezondheidstoestand van de bevolking wordt echter bepaald door vele factoren, waarvan luchtverontreiniging (ozon en fijn stof) er slechts één is. Leefstijlfactoren als roken en alcoholgebruik hebben waarschijnlijk een grotere invloed op de gezondheid dan milieuverontreiniging (RIVM, 1999a). Geschat wordt dat de huidige niveaus van fijn stof en ozon leiden tot circa 1-3% vroegtijdige sterfte en extra ziekenhuisopnamen voor luchtwegaandoeningen (RIVM, 1999a). Aangenomen wordt dat het per geval een levensduurverlies betreft van enkele dagen tot 1 à 2 jaar. Deze effecten zijn bepaald aan de hand van statistische relaties tussen waargenomen concentraties en sterftecijfers/ziekenhuisopnamen, zie ook *hoofdstuk 4*.

Ecosystemen ondergaan niet alleen invloed van verzuring (inclusief vermisting), maar ook van verdroging, versnippering en niet in de laatste plaats van weersomstandigheden. De effecten die zijn waar te nemen zijn meestal het gevolg van een combinatie van factoren. In grote delen van Nederland wordt de kritische waarde voor stikstof met betrekking tot boomgroei al enkele decennia lang overschreden, maar de laatste jaren is de situatie met name

in de gebieden met de hoogste belasting iets verbeterd. Dat is aan de bomen te zien. Zo zijn bijvoorbeeld in Zuid- en Oost-Nederland de 80-er jaren vele honderden hectaren Grove Den en Corsicaanse Den gekapt vanwege sterfte door *Sphaeropsis* en *Piplodia* (twee schimmelziekten waarvan is aangetoond dat deze door te hoge stikstof-belasting worden gestimuleerd). In de 90-er jaren zijn deze ziekten in intensiteit en frequentie sterk afgenomen. Ook de "kanarie-gele" verkleuring in de winter van dennennaalden (een symptoom van arginine-ophoping) komt momenteel in veel mindere mate voor dan in de 80-er jaren (Erisman en Van der Eerden, 1999).

Korstmossen zijn vaak gebruikt als indicatorsoort voor luchtverontreiniging. De soortenrijkdom van korstmossen blijkt een goede graadmeter voor de effecten van SO₂. De daling van de SO₂-concentratie in de afgelopen periode is terug te vinden een herstel van de soortenrijkdom. De ammoniakconcentratie heeft effect op de soortensamenstelling: sommige soorten reageren positief op verhoogde ammoniakconcentraties (de nitrofyten), anderen zijn daar juist zeer gevoelig voor (de acidofyten). De hoge stikstofconcentraties hebben geleid tot een toename van stikstofminnende korstmossen (CBS en RIVM, 1999).

2.6 Onzekerheden

Emissies

De nationale emissiecijfers komen op twee manieren tot stand, via individuele registratie (industriële puntbronnen) en collectieve registratie. Het aandeel van de puntbronnen in de totale emissie is sterk afgenomen doordat deze, onder invloed van beleid, hun emissies vaak sterk verminderd hebben. Hierdoor en door de sterke toename van verkeersactiviteiten zijn thans de diffuse bronnen steeds belangrijker geworden. De achterliggende rekenmethodieken voor de vaststelling van emissies binnen de individuele doelgroepen worden bescheven in onder andere HIMH (1998) en RIVM (1999c).

De nauwkeurigheid van de emissieberekening is afhankelijk van het proces waardoor de emissie ontstaat en de karakterisering van de emissiebron. In het algemeen geldt dat de nauwkeurigheid waarmee diffuse emissies worden ingeschat kleiner is dan de nauwkeurigheid waarmee de emissies van grote puntbronnen wordt bepaald. De karakterisering van het proces heeft waarschijnlijk een nog grotere invloed op de nauwkeurigheid. Zo is het ontstaan van SO₂ (meestal) het gevolg van de aanwezigheid van zwavel in de brandstof en grondstof van het proces en is daardoor relatief nauwkeurig vast te stellen. Voor de verbrandingsemissies van NO_x en VOS geldt dat de omvang van de emissie afhankelijk is van procesomstandigheden, zoals de belasting en afstelling van het apparaat. Ook de emissie van NH₃ is afhankelijk van een groot aantal variabele parameters, zoals temperatuur en neerslag en als gevolg daarvan minder nauwkeurig te bepalen.

De onzekerheden in de emissiecijfers zijn tot dusver niet expliciet bekend. Wel zijn er schattingen gemaakt op basis van deskundigenoordelen. De onzekerheid in de totale jaarlijkse emissie voor SO₂ en NO_x bedraagt naar schatting 25% en voor NH₃ 30% (RIVM, 1999c, VROM, 1998). Naar de nauwkeurigheid van de SO₂ en NO_x vindt nader onderzoek plaats, eerste resultaten wijzen in de richting van een onzekerheidsmarge van ongeveer 10%. Voor NH₃ vindt, in het kader van het zogeheten ammoniakgat, onderzoek plaats om beter inzicht te krijgen in de gebruikte emissiefactoren. De onzekerheid voor VOS is relatief hoog, ongeveer 50% (VROM, 1998) o.a. doordat de helft van de VOS emissies diffuse procesemissies zijn. Voor PM10 wordt ingeschat dat de emissieinventarisatie een onzekerheidsmarge van -15% tot +40% kent (Wesselink *et al.*, 1998).

Concentraties

De jaargemiddelde concentratie via metingen kent een onzekerheid van ca. 5% voor NO_x, SO₂ en ozon en voor NH₃ ongeveer 10% (RIVM, 1999c). De onzekerheid in de trend zal lager zijn doordat systematische afwijkingen van de methode dan geen rol meer spelen. Echter door meteorologische fluctuaties kunnen variaties tot ongeveer 25% optreden, waardoor het bepalen van een trend uit alleen metingen lastig blijft. Het OPS-model biedt de mogelijkheid te corrigeren voor deze fluctuaties, wat meermalen in het verleden is uitgevoerd (Van Jaarsveld, 1991; 1995). Daarnaast is er nog een onzekerheid wat betreft de ruimtelijke representativiteit van meetgegevens. Deze is in het algemeen minstens zo groot als de absolute onzekerheid in de metingen zelf en vooral groot in gebieden met veel bronnen. Met de huidige dichtheid van het meetnet is deze onzekerheid voor SO₂ minstens 20% (industriegebied) en voor NO_x 30% (stadsomgeving). De ruimtelijke representativiteit van metingen van NH₃ is zo gering dat op basis hiervan geen landelijk beeld kan worden geconstrueerd. Het gebruik van een op emissies gebaseerd model als OPS is dan onontbeerlijk.

Behalve op basis van metingen kunnen de concentraties ook met behulp van het OPS-model worden berekend op basis van emissies. Dit is (nog) niet mogelijk voor ozon, maar wel voor de verzurende componenten en PM10. Het is mogelijk de berekende concentraties te vergelijken met de gemeten concentraties. Aandachtspunt daarbij is wel de verwerking van de natuurlijke emissies en van meteo-omstandigheden, zie *hoofdstuk 3*. Voor SO₂ zijn metingen en modelresultaten op basis van emissies tot dusver goed met elkaar in overeenstemming (Van Jaarsveld, 1995). Met goed bekende emissie-gegevens blijkt het verschil tussen metingen en berekeningen in de concentraties van NO_x en SO₂ per gridcel 20% en gemiddeld over Nederland 10%, voor NH₃ zijn deze onzekerheden twee maal zo groot. In de laatste jaren leek voor NO_x een discrepantie te ontstaan, maar nadere studie geeft aan dat deze het gevolg is van meteorologische condities (recente, nog ongepubliceerd studie). Voor NH₃ is er een geconstateerde (toenemende) discrepantie tussen metingen en modelberekeningen op basis van emissies (Erisman *et al.*, 1998). Een breed onderzoek hiernaar loopt (Van Jaarsveld *et al.*, 2000). Onduidelijk is in welke mate de huidige discrepantie samenhangt met onnauwkeurigheden in de emissieberekeningen, in het ontbreken van schattingen van natuurlijke emissies, dan wel een gevolg is van de nauwkeurigheid in depositieberekeningen, zie *hoofdstuk 3*. Ook bij PM10 geldt dat slechts een deel van de gemeten concentraties kan worden herleid tot de berekende emissies, zie *hoofdstuk 3*.

Berekening van piekniveaus in de concentraties gaat met grotere onzekerheden gepaard, doordat slechts beperkt informatie beschikbaar is over het tijdsverloop van de emissies.

Depositie

Deposities kunnen worden bepaald op basis van berekeningen aan de hand van emissies, dan wel op basis van gemeten concentraties. In dat laatste geval is bij NH₃ extra informatie - de OPS-concentratiekaart - vereist wegens de sterke ruimtelijke variatie van de concentraties.

De concentraties worden via het model DEADM vertaald naar droge deposities en leiden na sommering met gemeten natte depositie tot de totale atmosferische depositie. Schattingen van actuele deposities worden dus zoveel mogelijk gebaseerd op metingen. Voor de historische reeks (1980-nu) wordt in verband met de betrouwbaarheid vooral DEADM gebruikt, mede omdat dit model gebaseerd is op meetnet-informatie en daarmee onafhankelijk is van de onzekerheid in emissieschattingen. De onzekerheid in de totale zure depositie via het DEADM-model is uitgebreid onderzocht. Er zijn twee aspecten van belang, de random

spreiding van de raming en systematische fouten veroorzaakt door onvoldoende proceskennis. De zure depositie op Nederland kent slecht een random fout van 1-2%, echter de systematische afwijking bedraagt ca. 20%. Op kleine ruimteschaal (5x5km) is de onnauwkeurigheid (random en systematisch) ca. 50% (Erisman, 1991; 1992).

De modelmatige vertaling van concentraties naar (droge) deposities kent een grotere onzekerheid, mede doordat deposities veel moeilijker te meten zijn dan concentraties, waardoor minder goed materiaal beschikbaar is voor validatie van de modelresultaten. De validatie vindt vooral plaats aan de hand van de meetinspanningen boven bos op de Speuldlokatie en korte perioden boven lage vegetatie (Erisman en Wyers, 1993). Voor andere omgevingen is geen of weinig validatiemateriaal voorhanden en moet worden teruggevallen op literatuurgegevens.

2.7 Conclusies

De milieukwaliteit is sinds 1980 verbeterd. De emissie van verzurende stoffen (SO_2 , NO_x , NH_3 en VOS) zijn verminderd. Als gevolg hiervan zijn de concentraties van de meeste verzurende stoffen in de lucht teruggelopen evenals de depositie op de bodem.

De emissie van SO_2 is in de periode 1980-1995 met ongeveer 70% gedaald. De vermindering van de uitstoot van de andere verzurende stoffen is hierbij achtergebleven. Het aandeel van NO_x en NH_3 en daarmee van de doelgroepen verkeer en landbouw in de totale verzurende emissie is zodoende toegenomen.

De luchtkwaliteit is onder invloed van de verminderde uitstoot verbeterd. De concentratie van bijna alle componenten is in de afgelopen decennia verminderd, met uitzondering van ammoniak en de jaargemiddelde concentratie van ozon. Bij ozon zijn de piekniveaus wel omlaag gegaan.

De gemiddelde depositie van verzurende stoffen in Nederland is in de periode tussen 1980 en 1995 afgenomen van 6900 tot 4000 mol zuur per hectare per jaar. De depositie van stikstof varieert in dezelfde periode rond de 3000 mol stikstof per hectare per jaar.

De onzekerheid van de emissieschattingen varieert van 25% voor SO_2 en NO_x tot 40-50% voor PM_{10} en VOS. De nauwkeurigheid van de metingen van concentraties van verzurende stoffen is in het algemeen groter met een onzekerheidsmarge van zo'n 10%. Uitzonderingen worden gevormd door de meting van de ammoniakconcentratie, doordat deze sterk lokaal bepaald is, en de meting van VOS, omdat dit een groot aantal stoffen omvat. Bij de beschouwing van concentratiereeksen moet echter wel rekening gehouden worden met de versturende werking van meteo-effecten, deze kunnen van jaar tot jaar verschillen in de grootte orde van van 25% veroorzaken. Depositiecijfers zijn gebaseerd op berekeningen afgeleid van de concentratiemetingen, dan wel emissies (bij ammoniak). De nauwkeurigheid hiervan wordt sterk bepaald door de nauwkeurigheid van de gebruikte depositiemodellen, geschat wordt de gemiddelde depositie voor Nederland berekend wordt met een onzekerheid van 20%.

3. Grootschalig transport van luchtverontreiniging

3.1 Inleiding

Luchtverontreiniging is op diverse ruimtelijke schaalniveaus een probleem. De ruimtelijke verspreidingschaal van luchtverontreiniging hangt nauw samen met de verblijftijd van de betreffende stof in de atmosfeer. In grote lijnen geldt: hoe langer de verblijftijd, hoe groter de ruimtelijke beïnvloedingsschaal. Tijdens het transport door de lucht reageren stoffen met elkaar, sommige snel, sommige langzamer. De verblijftijd en de concentratie van stoffen in de lucht en de plaats en omvang van de depositie op de bodem is onder meer afhankelijk van achtergrondniveaus, chemische reacties, meteorologische omstandigheden en depositiesnelheid. Deze elementen komen in dit hoofdstuk aan de orde.

Allereerst komen in *paragraaf 3.2* de verzurende en stikstofhoudende stoffen aan de orde. Daarbij gaat het om de vorming van zuren, de depositie, de rol van basische kationen, het verschil tussen potentieel en actueel zuur en de natuurlijke achtergrond niveaus en buitenlandse bijdragen. Ook komt het aandeel van de depositie uit de lucht aan de stikstofbelasting van het oppervlaktewater aan bod. *Paragraaf 3.3* gaat in op de vorming van ozon; de afhankelijkheid van de ozonconcentratie van de verhouding tussen NO_x en VOS concentraties; de reactiviteit van de individuele VOSsen en de natuurlijke en grensoverschrijdende component in de concentratie. Deeltjesvormige luchtverontreiniging komt in *paragraaf 3.4* aan bod. Vervolgens wordt de relatie van verzuring en grootschalige luchtverontreiniging met andere milieuthema's, zoals verspreiding, klimaatverandering en de totale stikstofproblematiek kort weergegeven in *paragraaf 3.5*. Tot slot geeft *paragraaf 3.6* inzicht in een aantal kennishiaten enerzijds en bandbreedtes anderzijds rond de kennis over het grootschalige transport van verontreiniging.

3.2 Verzurende en stikstofhoudende componenten

3.2.1 Vorming van zuren

De belangrijkste bijdrage aan de zwavelconcentratie in de atmosfeer vindt plaats in de vorm van zwaveldioxide (SO_2). SO_2 is een relatief stabiele stof en kan grote afstanden (>1000 km) in de atmosfeer afleggen. De meeste SO_2 verdwijnt uit de atmosfeer door droge depositie. Een deel van de geëmitteerde SO_2 lost op in regendruppels en verlaat de atmosfeer als natte depositie. Een deel reageert met het volop in de atmosfeer aanwezige hydroxyl (OH) tot zwavelzuur (H_2SO_4) en komt in die vorm op de bodem terecht. Het grootste deel van de zwavelzuur wordt geneutraliseerd door NH_3 , waardoor ammonium(bi)sulfaataërosol gevormd wordt.

Stikstofoxide (NO_x) kent twee verschijningsvormen: NO en NO_2 . Bij emissies bestaat NO_x voor ongeveer 90% uit NO, het overige deel is NO_2 . In de atmosfeer reageert NO in aanwezigheid van ozon vrijwel direct tot NO_2 . Onder invloed van zonlicht vindt de omgekeerde reactie plaats van NO_2 naar NO. Deze reactie verloopt veel langzamer en is belangrijk voor de vorming van ozon. NO_x legt typisch een afstand van circa 1000 km in de atmosfeer af. NO_x verdwijnt hoofdzakelijk uit de atmosfeer door de reactie met OH tot salpeterzuur (HNO_3). De omzettingssnelheid bedraagt overdag ongeveer 5% per uur. 's Nachts is de reactie tussen NO_2 en O_3 een belangrijke bron van HNO_3 . Een groot deel van de salpeterzuur reageert met gasvormig ammonium, of op het oppervlak van deeltjes, tot nitra-

ataërosol. Fijn nitraataërosol deponeert langzaam en kan zo door de wind over grote afstanden getransporteerd worden.

Ammoniak is de meest voorkomende basische component in de atmosfeer en het heeft in de vorm van NH_3 een relatief korte verblijftijd. Het is goed oplosbaar en wordt snel omgezet tot ammonium (NH_4^+) waardoor zuur wordt geneutraliseerd en ammoniumzouten worden gevormd. Secundair ammoniumsulfaat aërosol ontstaat uit de onomkeerbare reactie van NH_3 en H_2SO_4 -bevattend aërosol. Een kleiner deel van NH_3 gaat een verbinding aan met HNO_3 , die weer kan dissociëren. NH_3 kan ook met hydroxyl reageren, maar dat proces is van weinig belang. De netto omzetting van NH_3 naar NH_4^+ is dus afhankelijk van verschillende reacties en van de diffusie naar aërosolen. De atmosferische verblijftijd van NH_3 is kort en het legt ten hoogste enkele tientallen kilometers af.

3.2.2 Depositie

De totale depositie op de bodem bestaat uit natte en droge depositie. Droge depositie vindt plaats als gassen of aërosolen direct vanuit de atmosfeer neerslaan. Als ze het aardoppervlak bereiken via neerslag (regen, sneeuw, hagel, mist) wordt gesproken van natte depositie. In de jaren negentig bestond ongeveer 1/3 van de potentieel zuurbelasting uit natte depositie en ongeveer 2/3 uit droge depositie.

Voor de berekening van de depositie van potentieel zuur en stikstof worden twee methoden toegepast: één hoofdzakelijk uit gegevens van de concentratie in de lucht gemeten in het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit middels het model DEADM (Erisman, 1992), en één die de relatie tussen emissiebronnen en verontreinigingsniveaus met behulp van een verspreidingsmodel (OPS) kwantificeert (van Jaarsveld, 1995). De eerste methode (DEADM, aangevuld met OPS) wordt vooral gebruikt voor diagnose in de Milieubalans en Jaaroverzichten Luchtkwaliteit. Het OPS model is in staat om de effecten van emissiescenario's te bepalen (Milieuverkenningen), maar kan ook voor analyse van de huidige toestand worden ingezet. Beide methoden maken gebruik van dezelfde landbedekkings en meteorologische gegevens waaruit secundaire parameters berekend worden die gebruikt worden om het verspreidings- en depositieproces te beschrijven (zoals de wrijvingsnelheid, de Obukhov lengte en de menglaaghoogte).

In DEADM hebben de gegevens voor de berekening van natte en droge depositie een verschillende herkomst. Voor SO_2 , NO en NO_2 worden de uurlijkse gegevens uit het LML gebruikt, voor SO_4^- en NO_3^- in aerosolvorm worden de daggemiddelde metingen via een empirisch dagverloop verwerkt, voor HNO_2 en HNO_3 wordt een vast dagverloop gehanteerd en voor NH_3 en het NH_4^+ -aërosol wordt, gezien de geringe meetnetdichtheid, het OPS model ingezet. Ten behoeve van de Milieubalans wordt de OPS-output geschaald aan de hand van de verhouding tussen gemeten en berekende concentraties. De natte depositie wordt uit het regenwatermeetnet berekend.

Het OPS model vereist input van emissiegegevens van SO_2 , NO_x en NH_3 van geheel Europa, en ook voor bronnen buiten Europa moeten aannames gedaan worden. OPS is in staat om zowel met de daadwerkelijke meteo-omstandigheden te rekenen, als met langjarig gemiddelde meteo.

De depositiereeksen zoals gerapporteerd in Milieubalansen en Milieuverkenningen verschillen aanzienlijk. Voor 1980 geeft de Milieubalans-methode een waarde van 7200 $\text{mol}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jaar}^{-1}$ gegeven (MB99), terwijl volgens de scenariomethode een waarde van 5900

mol.ha⁻¹.jaar⁻¹ berekend wordt (tabel 3.1). Ook recentere jaren laten verschillen zien. De verschillen worden verklaard door diverse factoren, waaronder actuele versus gemiddelde meteo, onzekerheden in de depositiesnelheden en emissies en doorwerking van het ammoniakgat.

Tabel 3.1. In de MB99 gepresenteerde depositie van potentieel zuur en stikstof in vergelijking met OPS uitkomsten.

	eenheid	1980		1990		1995	
		MB99	Scenario-methode	MB99	Scenario-methode	MB99	Scenario-methode
dep.pot.zuur	mol H+/ha	7200	5920	4600	4370	4000	3450
tot.dep.N	mol N/ha	3100	2770	2900	2730	2900	2300

DEADM en OPS zijn gevalideerd (Erisman, 1992 en Van Jaarsveld, 1995). Dit is gebeurd aan de hand van datareeksen uit de jaren tachtig. Het bleek dat de modellen de waarnemingen goed verklaarden. Op basis van meetresultaten met betrekking tot depositie van verzurende componenten op grasland, heide en naaldbossen en basische kationen op bossen zijn tijdens het APV-3 de depositiemodellen aangepast met nieuwe waarden van de depositieparameters voor gassen en deeltjes.

Uit recent onderzoek naar de verklaring van de verschillen tussen gemeten en berekende ammoniakconcentraties is echter opnieuw expliciet duidelijk geworden dat de verminderde concentratie van SO₂ in de atmosfeer leidt tot een verhoging van de NH₃-concentratie (door de reactie tussen ammoniak en zwaveldioxide in de lucht). Het is daarnaast mogelijk dat de depositiesnelheid in de loop van de tijd ook door de teruglopende SO₂ concentratie beïnvloed is. Dit is nog onduidelijk. Het is zodoende mogelijk dat de aanpassing van de depositiesnelheid in het kader van APV3 terecht was voor dat moment, maar bijvoorbeeld niet geschikt is voor beschrijving van de situatie in de jaren tachtig. Feitelijk vergt dit een nieuwe validatie van beide modellen.

De aanpassing van de depositiesnelheid, een parameter met een grote onzekerheidsmarge, werkt bij de berekening van de depositie verschillend uit bij DEADM en OPS. DEADM maakt gebruik van concentratiemetingen; een hogere of lagere depositiesnelheid leidt resp. tot meer of minder depositie. OPS daarentegen hanteert een massabalans in de lucht en een verhoging van de depositiesnelheid koppelt daardoor terug naar een lagere concentratie in de lucht.

Voor ammoniak-concentraties geven berekeningen lagere concentraties dan worden gemeten. Dit zogenaamde “ammoniak-gat” is niet verdisconteerd in de scenarioberekeningen met OPS wel in de milieubalansberekeningen. Doordat dit verschil tussen berekende en gemeten concentraties in recente jaren groter is geworden, is het verschil tussen beide methoden in recente jaren groter geworden. Het is nog niet geheel duidelijk waar exact de oorzaken van de verschillen liggen. Deze kunnen deels het gevolg zijn van onnauwkeurigheden in de emissieschattingen, als ook in de beschrijving van het droge depositieproces. Vandaar dat nog geen “standaard” correctie op de OPS resultaten is uitgevoerd.

3.2.3 Verzuring en vermisting

Verzuring

Bodemverzuring is gedefinieerd als een afname in de zuurbuftercapaciteit van de bodem, dat wil zeggen een uitloging (vrijkomen en uitspoelen, dan wel opname) van met name basische kationen en aluminium uit de bodem. De stoffen SO_2 , NO_x en NH_3 zijn potentieel verzurend, omdat ze in de bodem of op vegetatie worden geoxideerd, waarbij uiteindelijk H^+ -ionen vrijkomen. Zure depositie betekent niet dat de zuurgraad van de bodem onmiddellijk toeneemt; de bodem heeft het vermogen om zuur te bufferen. De buftercapaciteit van bodems bestaat uit basen; in uitwisselbare vorm, in silicaten, in carbonaten en in aluminium- en ijzerhydroxiden. De buftercapaciteit verschilt per bodemsoort. Zo hebben kalkarme zandgronden een geringe buftercapaciteit en zijn kalkrijke bodems door hun forse buftercapaciteit minder gevoelig voor verzuring. Bij voortdurende depositie van verzurende stoffen zal zelfs in bodems rijk aan mineralen de basencapaciteit uiteindelijk uitgeput raken, waarna de buffering wordt overgenomen door zwakkere basen: zeer slecht oplosbare silicaten en met name Al-hydroxiden. Nu gaat vooral aluminium in oplossing en daalt de pH. Deze opeenvolging van bufterprocessen speelt bijvoorbeeld bij de ontkalking van kalkrijke duingronden. Het vrijgekomen aluminium komt uiteindelijk in het grondwater terecht. Verder tast de verhoogde concentratie aluminium in het bodemvocht de wortelgroei aan. De opname van essentiële voedingsstoffen zoals calcium (Ca), kalium (K) en magnesium (Mg) wordt bemoeilijkt door versnelde uitspoeling van deze stoffen dat vervolgens de gevoeligheid voor ziekten, plagen, droogte en vorst vergroot.

De snelheid waarmee pH-veranderingen optreden wordt bepaald door de grootte van de buftercapaciteit. Wanneer het kalkgehalte van duingrond $< 0.3\%$ wordt, treedt een snelle en scherpe pH daling op. In ecosystemen met een geringe buftercapaciteit zoals vennen en plassen, maar bijvoorbeeld ook in Zweedse meren, waren veranderingen in de chemie onder invloed van zure depositie al in een vroeg stadium waarneembaar.

Vermisting

Vermisting wordt veroorzaakt door de verrijking van de bodem en vegetatie met voedingsstoffen (fosfor en stikstof). Vermisting met stikstof van ecosystemen kan het gevolg zijn van met stikstof-verrijkt grond- en oppervlaktewater, maar vaak is de belangrijkste bron de atmosferische depositie van stikstof (NO_y en NH_x). Fosfor speelt een belangrijke rol bij het vermestingsprobleem, maar deze stof wordt niet via de atmosfeer verspreid en daarom hier niet verder besproken. Naast effecten voor de bodem en vegetatie vormt vermisting ook een bedreiging voor de drink- en oppervlaktewaterkwaliteit.

3.2.4 Basische kationen

Door depositie van basische kationen (Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+) kan een deel van de zure depositie geneutraliseerd worden. Deze stoffen zijn daarnaast belangrijke nutriënten voor planten en kunnen daarom ecosystemen beïnvloeden. In het APV-3 is voor het eerst aandacht besteed aan de depositie van basische kationen en nutriënten.

In de atmosfeer hebben basische kationen zowel natuurlijke als antropogene bronnen. Natuurlijke bronnen zijn onder andere erosie van de bodem door wind, bosbranden en verneveling van zeewater. Antropogene bronnen zijn onder andere erosie van bouwland, verkeer op onverharde wegen, sloopwerkzaamheden en verbrandingsprocessen waarbij vliegias vrijkomt. Naar schatting is in Nederland tussen 1970 en 1990 de emissie van basische kationen met ruim 60% gedaald. In Nederland deponeerde in 1989 iets minder dan 400 eq.ha⁻¹

¹.jaar⁻¹, waardoor in dat jaar ruim 10% van de zure depositie werd geneutraliseerd. De afname in de depositie van basische kationen hangt samen met de afname in depositie van zwavel en een vermindering van de stofemissies. Vanwege het gebrek aan gegevens wordt de depositie van basische kationen niet ieder jaar berekend, waardoor eventuele trends niet bekend zijn. Doordat de antropogene bronnen van basische kationen in verschillende gevallen gelijk zijn aan de processen waarbij primair PM10 wordt geëmitteerd, zou de depositie van basische kationen kunnen dalen als bijproduct van PM10 beleid.

De depositieniveaus van de basische kationen van de periode rond 1990 zijn verwerkt in de bepaling van de kritische depositieniveaus voor zuur. Echter sinds die tijd is de depositie van nutriënten en basische kationen waarschijnlijk verder gedaald. Deze lagere depositieniveaus zouden leiden tot lagere kritische depositieniveaus dan de in dit rapport gegeven waarden.

3.2.5 Potentieel zuur en ammoniak

Potentieel zuur is gedefinieerd als de maximale hoeveelheid verzuring die zwaveldioxide, stikstofoxiden en ammoniak in bodem en water teweeg kunnen brengen. Het vermogen van een stof om verzurend te werken wordt uitgedrukt in zuurequivalenten per hectare (z-eq/ha), die gelijk zijn aan de hoeveelheden H^+ (in mol/ha) die kunnen ontstaan in bodem of water (1 mol $SO_2 = 2$ z-eq; 1 mol $NO_x = 1$ z-eq en 1 mol $NH_3 = 1$ z-eq).

De actuele verzuring door zwaveldepositie is gelijk aan de potentiële verzuring wanneer er in de vegetatie en bodem geen zwavel wordt vastgelegd. Uit onderzoek blijkt dat de Nederlandse bosbodems verzadigd zijn voor zwavel. De gemiddelde uitspoeling is gelijk aan de atmosferische depositie van zwavel zodat de zwavelbelasting tot een evenredig grote actuele verzuring van de bodem leidt.

De actuele verzuring door stikstof (NO_x en NH_3) depositie is gelijk aan de potentiële verzuring wanneer er in de vegetatie en bodem geen stikstof wordt vastgelegd en tevens stikstof in de vorm van nitraat uitspoelt. In de praktijk vindt uitspoeling van ammonium nauwelijks plaats omdat dit of wordt opgenomen of omgezet naar nitraat.

Bij de omzetting van stikstof in verschillende vormen vindt voortdurend productie dan wel consumptie van zuur plaats. Ammoniak is bijvoorbeeld in de atmosfeer een base. Daar wordt ammoniak namelijk omgezet in ammonium. Het neutraliseert daarbij de zuren die in de lucht uit zwavel- en stikstofoxiden ontstaan zijn. Eenmaal in de bodem wordt ammonium opgenomen door planten, gebonden aan organisch stof (immobilisatie) of omgezet in nitraat (nitrificatie). Als planten of de bodem rechtstreeks ammonium opnemen of binden wordt door de plant of bodem zuur uitgescheiden/omgewisseld om de ionenbalans neutraal te houden. Dit zuur mag echter niet aan ammoniak worden toegeschreven maar betreft feitelijk het zuur wat in de lucht is opgenomen vanuit zwavel- en stikstofoxiden. Bij de omzetting van ammonium naar nitraat wordt echter twee maal zo veel zuur gevormd en de helft daarvan kan aan ammoniak worden toegeschreven. Wanneer die nitraat door de plant wordt opgenomen wordt dit zuur weer geneutraliseerd en dat gebeurt tevens als nitraat weer wordt omgezet in lucht stikstof (denitrificatie). Kortom: ammonium (en ammoniak) en nitraat werken niet verzurend als ze geheel door de plant worden opgenomen of als N_2 weer in de atmosfeer terecht komen. Pas als er sprake is van een zodanige overmaat aan stikstof dat de plant dit niet meer opneemt, treedt verzuring van de bodem op door verhoogde nitraatuitspoeling.

Uit onderzoek bij 150 bosopstanden in Nederland in het begin van de negentiger jaren bleek dat de stikstofbelasting uit de atmosfeer (depositie van nitraat, ammoniak en ammonium) grotendeels (gemiddeld voor 80%) werd opgenomen door de vegetatie en vastgelegd in de bodem. Met name in de humuslaag wordt relatief veel stikstof vastgelegd. Hierdoor daalt echter de koolstof/stikstof (C/N) verhouding in deze laag. Uit onderzoek op vele plaatsen in Europa blijkt dat hierdoor de uitspoeling toeneemt en dus de vastlegging daalt. Uit bovenstaande volgt dat hoewel de bijdrage van stikstof aan de actuele verzuring momenteel aanmerkelijk lager is dan potentieel mogelijk is, deze bijdrage met de tijd zal toenemen naarmate de verzadiging van de bodem met stikstof toeneemt. Daarnaast kunnen verstoringen van het boscysteem door b.v. dunnen/kappen en veranderingen in de waterhuishouding een groot deel van de opgeslagen stikstof weer doen mobiliseren. In dit kader blijft het begrip potentiële stikstofbelasting relevant omdat het het potentiële gevaar aanduidt wat zich op termijn zou kunnen realiseren.

Niettegenstaande het feit dat er veel meer stikstof dan zwavel (uitgedrukt in mol/ha) terecht komt op de Nederlandse bossen, bedraagt de bijdrage van stikstof aan de actuele verzuring slechts 35%. Driekwart hiervan is afkomstig van ammoniak of ammonium. Dat betekent dat ammoniak op dit moment voor ruim 25% bijdraagt aan de actuele verzuring van de Nederlandse bosbodems.

3.2.6 Natuurlijke achtergronden

Een klein deel van de Nederlandse SO₂, NO_x en NH₃ emissies is van natuurlijke oorsprong. Natuurlijke emissies van SO₂ komen voornamelijk van vulkanen, natuurlijke branden en de zee. Mondiaal gezien heeft de natuurlijke emissie van SO₂ ongeveer dezelfde omvang als het antropogene deel. In Nederland draagt de natuurlijke emissie van SO₂ voor minder dan 10% bij aan de totale emissie van zwavel.

Natuurlijke emissies van NO_x vinden hun oorsprong in bliksem, biologische processen in de bodem en de afbraak van lachgas (N₂O) in de stratosfeer. In Nederland bedraagt de natuurlijke emissie van NO_x op jaarbasis ongeveer 10% van het totaal. Op een warme zomerdag kan de NO_x emissie uit de bodem oplopen tot 25% van de verbrandingsemissies. Natuurlijke emissies van NH₃ maken naar schatting eveneens ongeveer 10% uit van het antropogene deel. Voor NH₃ ligt de oorsprong bij de mest van wilde dieren, biologische processen in de bodem en de zee. Ook is het mogelijk dat overbemeste gewassen NH₃ uitstoten. Hiervan is geen kwantificering te geven. Als de concentratieniveaus van NH₃ onder het compensatiepunt van gewassen komen kunnen gewassen een zeer belangrijke emissiebron worden. Mogelijk kan dit ook bij NO_x gebeuren bij concentratieniveaus die veel lager liggen dan thans het geval is.

Uit verschillende studies en metingen is gebleken dat 'natuurlijk' regenwater licht zuur is met een pH van ongeveer 5 tot 5,6, met specifieke bijdragen van sulfaat, nitraat, ammonium en organische zuren. *Tabel 3.2* illustreert de natte en droge depositieflux op Nederland ten gevolge van natuurlijke bronnen en door antropogene bronnen van buiten Europa (Noord Amerika) bij een gemiddelde neerslaghoeveelheid van 800 mm per jaar. Ter vergelijking; in 1995 bedroeg de depositie van potentieel zuur gemiddeld over Nederland 3400 à 3900 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar.

Tabel 3.2. Natte, droge en totale achtergronddeposities in Nederland (mol/ha per jaar). De nauwkeurigheid van deze getallen is kleiner dan de presentatie suggereert. Bron: Erisman en Bleeker, 1997.

Component	Natte depositie	Droge depositie	Totale depositie
SO _x	84	24	108
NO _y	36	13	49
NH _x	27	48	75
Halogenen	3	3	6
Organische zuren	30	30	60
Totaal stikstof	63	61	124
Potentieel zuur	180	118	298

3.2.7 Buitenlandse bijdrage aan de depositie

De potentieel zuur depositie op Nederland is voor circa 45% afkomstig uit het buitenland en voor bijna 40% van de Nederlandse landbouw, zie tabel 3.3. De bijdrage van Nederlandse bronnen verschilt sterk voor de individuele stoffen. In tegenstelling tot de dominante Nederlandse bijdrage voor NH_x (80%) is merendeel van de depositie van SO_x en van NO_y afkomstig uit het buitenland. De buitenlandse bijdrage wordt vrijwel geheel door de landen in West Europa bepaald. De grootste bijdrage aan de depositie van totaal N worden geleverd door het buitenland (een derde) en de landbouw (ruwweg de helft).

Tabel 3.3. Bijdrage van het buitenland en van de verschillende doelgroepen aan de potentieel zuur en totaal stikstofdepositie in Nederland in 1997, meteorocorrigeerd, exclusief natuurlijke achtergrond en ammoniakgatacorrectie.

Land/doelgroep	NO _y	NH _x	SO _x	Potentieel zuur	Totaal N
in %					
Belgie	11	8	24	13	9
Frankrijk	10	2	12	6	5
Duitsland	16	8	13	11	10
Oost-Europa	3	0	6	3	1
UK+Ierland	16	2	19	9	6
Overige landen	5	0	2	2	2
Totaal buitenland	61	20	75	44	33
Consumenten	2	4	0	2	3
Overig	1	0	1	1	0
Industrie	3	1	6	3	2
Centrales	2	0	2	1	1
Raffinaderijen	1	0	10	3	0
Landbouw	1	75	0	38	52
Verkeer en vervoer	29	0	6	8	9
Totaal Nederland	39	80	25	56	67

Uit de import-export balans van verzurende stoffen in Nederland blijkt dat Nederland netto een exporteur van zure stoffen en stikstof in de lucht is (tabel 3.4). Een kanttekening hierbij is dat de grootte van de export iets wordt overschat doordat hier ook de depositie op de zoute wateren (Waddenzee en het Nederlandse deel van de Noordzee) onder vallen.

Tabel 3.4. Balans van verzurende en vermistende stoffen via de lucht voor Nederland(exclusief territoriale wateren) in 1997, meteorocorrigeerd, exclusief natuurlijke achtergrond en ammoniakcorrectie.

	Potentieel zuur (mld mol H ⁺)	Totaal N (mld mol)
Import	5	3
NL-emissie	25	21
w.v. op Nederland	6	5
w.v. export	19	16
Netto export (export-import)	14	13

3.2.8 Bijdrage aan de belasting van bodem en oppervlaktewater

De depositie van stikstof uit de lucht aan de totale stikstofbelasting van de landbouwgronden bedraagt minder dan 10% (tabel 3.5). Op andere gronden, met name natuurbodems, is de luchtroute de belangrijkste bron van stikstoftoevoer. Een deel van de bodembelasting spoelt uit en af naar het grondwater en het oppervlaktewater.

Tabel 3.5. Globale stikstofbalans van bodem en grondwater in mln kg N. Bron: CBS, 1999.

	Aanvoer				Afvoer		
	1986	1995	1997		1986	1995	1997
Dierlijke mest	496	495	472	Afvoer gewassen (incl gras)	489	448	488
Kunstmest	492	395	390	Uit- en afspoeling	86	86	86
Andere organische Meststoffen	9	10	11	Accumulatie en Denitrificatie	532	469	411
Depositie	84	76	83				
Overig	26	27	29				
Totaal landbouwgrond	1107	1003	985	Totaal landbouwgrond	1107	1003	985
Lokale stortingen							
Zuiveringsslib	5	8	7	Uit- en afspoeling	4	4	4
Baggerspecie	7	3	3				
Overig afval	9	18	19	Accumulatie en Denitrificatie	90	106	105
Diffuse aanvoer							
Depositie	56	64	65				
Overig	17	17	17				
Totaal overige gronden	94	110	109	Totaal overige gronden	94	110	109

Oppervlaktewateren ontvangen stikstof via lozingen, uit- en afspoeling en atmosferische depositie. Het aandeel van de depositie direct op zoet oppervlaktewater levert in het algemeen slechts een beperkte bijdrage (enkele procenten) aan de totale stikstofbelasting (tabel 3.6). Alleen bij vennen is de atmosferische depositie de belangrijkste stikstofbron.

De bijdrage van atmosferische depositie aan de stikstof voorraden in de Noordzee bedraagt circa 25% van de antropogene N belasting (tabel 3.7). De rest van de antropogene N belasting wordt via rivieren aangevoerd. De grootste bijdrage aan de stikstof depositie op de Noordzee werd in 1994 geleverd door het Verenigd Koninkrijk (34%), gevolgd door Duitsland (16%) en Frankrijk (11%). Nederland droeg in 1994 8% bij aan de totale stikstofdepositie.

Tabel 3.6. Globale stikstofbalans van zoet oppervlaktewater in mln kg N. Bron: CBS en RIVM, 1999.

	Aanvoer				Afvoer		
	1986	1995	1997		1986	1995	1997
Grensoverschrijdende rivieren	540	425	273	Naar zee	550	551	271
Lozingen							
Industrie	23	6	5	Baggerspecie	7	3	3
Huishoudens	36	31	29	Accumulatie	132	13	138
Landbouw	10	6	6				
Landbouwgrond	69	86	86				
Overige grond	4	4	4				
Depositie	7	9	9				
Totaal	689	567	412		689	567	412

Tabel 3.7. Globale stikstofbalans van de gehele Noordzee in mln kg N. Bron: Verweij en Heij, 1994.

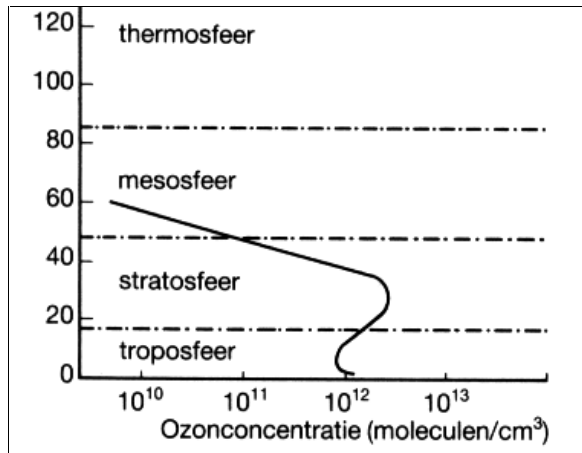
	Aanvoer		Afvoer
	Totaal	Antropogeen	
Oceaan	6900		7953
Rivieren	750	675	
Atmosfeer	290	255	
Overige	190	6	
Ammonificatie			23
Sedimentatie			120
Nitrificatie			34
Totaal	8130	936	8130

3.3 Ozon

3.3.1 Vorming van ozon

Ozon wordt niet direct geëmitteerd. Het is een kleurloos gas dat in de troposfeer (0-10 km hoogte) ontstaat uit NO_x, VOS, CO en methaan onder invloed van zonlicht. De onderlinge relaties zijn niet lineair; een afname in de concentratie van VOS en NO_x op leefniveau (0-2 km boven het aardoppervlak) heeft een veel kleinere afname, of onder bepaalde omstandigheden zelfs een toename, van de ozonconcentratie tot gevolg. Voor een vérgaande verlaging van de ozonniveaus is een reductie van zowel VOS als NO_x vereist. Naast ozon worden ook andere toxische stoffen gevormd zoals organische nitraten en peroxiden. Deze zijn soms even schadelijk als ozon maar ze komen in lage, weinig schadelijke concentraties voor.

De gemiddelde verblijftijd van O₃ bedraagt enkele dagen in de vrije troposfeer (2-10 km hoogte) en enkele uren op leefniveau. Het ozonprobleem is zowel door het transport van NO_x en VOS als het transport van O₃ een typisch grensoverschrijdend probleem dat internationaal aangepakt moet worden. De meeste ozon is aanwezig in de stratosfeer (10 tot 50 km) boven het aardoppervlak (*figuur 3.1*). Dankzij de absorptie van straling met korte golflengte wordt op die hoogte ozon gevormd uit zuurstof. Ozon absorbeert ultraviolette (UV) straling en beschermt daardoor de biosfeer. Als gevolg van deze stralingsabsorptie neemt de temperatuur in de stratosfeer toe met de hoogte hetgeen verticale menging onderdrukt. De ozonlaag wordt bedreigd doordat langlevende gechloreerde koolwaterstoffen (CFK's e.d.) de stratosfeer bereiken en daar een afbraak van ozon teweegbrengen (het gat in de ozonlaag). Hoewel er een uitwisseling optreedt van ozon in het verticale vlak, heeft de aantasting van de ozonlaag een verwaarloosbare invloed op de ozonconcentraties op leefniveau (Logan, 1994).



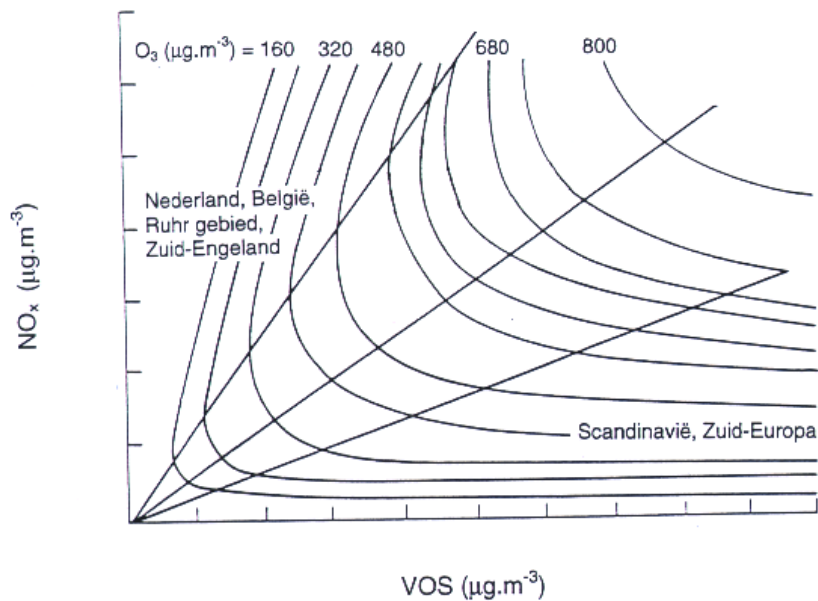
Figuur 3.1. Het verloop van de ozonconcentratie met de hoogte. De ozonlaag is de laag waar de ozonconcentratie het hoogst is.

De gemiddelde ozonconcentratie op leefniveau wordt door verticale uitwisseling mede bepaald door de ozonvorming in de vrije troposfeer (2-10 km hoogte). Eind vorige eeuw lag deze concentratie op zo'n 20 à 40 $\mu\text{g m}^{-3}$ (Volz, 1988). Inmiddels is deze concentratie, door de invloed van methaan, gestegen tot een niveau van 70 $\mu\text{g m}^{-3}$. Emissies van NO_x en VOS kunnen onder gunstige meteo-omstandigheden leiden tot ozonpiekniveaus op leefniveau oplopend tot enkele honderden $\mu\text{g m}^{-3}$. In het vervolg van deze paragraaf wordt vooral ingegaan op ozon op leefniveau.

3.3.2 De verhouding tussen NO_x , VOS en ozon

Doordat de chemische reacties tussen NO_x en VOS niet lineair zijn, kunnen verschillende hoeveelheden VOS en NO_x tot eenzelfde ozonconcentratie leiden. Dit kan grafisch worden aangeduid in de vorm van isopleten (=lijn van gelijke concentratie), zie *figuur 3.2* (Dodge, 1977). Een isopleet beschrijft de maximale ozonconcentratie die kan ontstaan uit een bepaalde verhouding van de VOS- en NO_x -concentratie. De maximale ozonconcentratie uit de isopleet treedt na enige tijd op als een luchtpakket, met verse stedelijke emissies, door de wind vanuit een stad naar de regionale omgeving is geblazen. Eenzelfde ozonconcentratie kan ontstaan uit een groot aantal VOS/ NO_x concentratiemengsels. De start-VOS/ NO_x verhouding bepaalt hoe de ozonconcentratie reageert op emissiereducties van VOS en NO_x . Kenmerkend in *figuur 3.2* is de diagonale 'trog' die van linksonder tot de rechterbovenhoek van de figuur loopt. De situatie rechtsonder beschrijft NO_x -arme gebieden zoals Scandinavië en regionale gebieden in Zuid Europa. Daar leidt vooral het terugdringen van NO_x tot lagere ozonpieken. De Nederlandse luchtkwaliteit ligt links in de figuur. In die situatie leidt het verlagen van VOS-emissies, bij constante NO_x -emissies, tot lagere ozonpiekwaarden. Dat is ook het geval als VOS en NO_x tegelijkertijd, maar in de goede verhouding teruggedrongen worden. Daarentegen zal het reduceren - tot aan de 'trog'lijn - van alleen NO_x in Nederland juist hogere ozonconcentraties tot gevolg hebben. De oorzaak hiervan is:

1. Het evenwicht tussen ozon en NO_2 verschuift bij lagere NO_2 concentraties naar de ozonkant;
2. Bij lagere NO_2 concentraties is er meer hydroxyl ($=\text{OH}$) beschikbaar om met VOS te reageren en ozon te produceren.



Figuur 3.2. Theoretisch overzicht van de relatie tussen VOS en NO_x concentratiemengsels en de maximale ozonconcentratie die daaruit kan ontstaan (uit: Dodge, 1977). De ozon-isopleten geven het resultaat van simulatie van 1 dag weer, en zijn niet van toepassing op meerdaagse smogepisoden.

In de Verenigde Staten zijn isopleten diagrammen in de jaren tachtig gebruikt om de effecten van VOS- en NO_x-reducties in steden te berekenen (NRC, 1991). De emissiereducties die optraden, hadden echter niet het verwachte (berekende) effect. Een van de redenen was dat de isopleten zijn gebaseerd op boxmodel-berekeningen met een integratietijd van één dag, terwijl in werkelijkheid de ontwikkeling van episoden zich over meer dagen uitstrekt. Bovendien is het VOS/NO_x concentratiemengsel in een stad afhankelijk van tijd en plaats en verschilt tussen episoden. Het, met betrekking tot ozon, benaderen van een stad als een goed gemengde 'box' is dus een te grote vereenvoudiging van de werkelijkheid voor het berekenen van beleidseffecten in steden. *Figuur 3.2* geeft echter wél een illustratie van het feit dat een afname van NO_x- en VOS-concentraties niet tot een evenredige afname van de ozonconcentratie hoeft te leiden.

3.3.3 Reactiviteit van koolwaterstoffen

De atmosferische verblijftijd van koolwaterstoffen loopt uiteen van enkele uren (terpenen) via tientallen dagen (ethaan) tot bijna 10 jaar (methaan). Typische transportafstanden zijn 30-100 km (terpenen), 5000 km (benzeen) tot de halve / hele wereldomtrek (respectievelijk ethaan en methaan). De individuele koolwaterstoffen, hebben elk een eigen ozonvormend vermogen. Vooral emissies van alkenen, xyleen, toluen en aldehyden dragen bij tot piekconcentraties tijdens smogepisoden.

Modelstudies op Europese schaal laten zien dat ozonpiekwaarden in Europa met slechts 10 à 15% dalen bij het halveren op massabasis van VOS-emissies. Dezelfde VOS reductie, maar dan naar reactiviteit gewogen, dringt de ozonpieken met 20 tot 30% terug.

Tabel 3.8. Ozonvormend vermogen van VOS en methaan. Vergelijking van de POCP waarde (Derwent en Jenkin, 1991) met een gecombineerde OH-activiteit & molgewicht index (UN-ECE VOS protocol, 1991). Per definitie heeft etheen de waarde 100.

Component	POCP	OH & molgewicht index ¹
Methaan	0.7	0.1
Ethaan	8	3
Propaan	42	9
n-Pentaaan	41	19
Benzeen	19	6
Tolueen	56	23
m-Xyleen	99	80
Etheen	100	100
Formaldehyde	42	104
Aceetaldehyde	53	128
Acroleïne	120	~

¹ OH & molgewicht index = $(k_{NS} / M_{NS}) * (M_{(etheen)} / k_{(etheen)}) * 100$, met k_x is de reactieconstante bij T=298 K voor de reactie tussen stof x met het OH-radicaal en M_x is het molgewicht van stof x.

In het begin van de jaren negentig is gewerkt aan de ontwikkeling van de ‘Photo Oxidant Creation Potential (POCP)’ index om de verschillen in reactiviteit van de afzonderlijke stoffen in uit te drukken (tabel 3.8). Een andere methode is om te wegen op basis van een combinatie van de reactiviteit met hydroxyl en het molgewicht van een VOS. Beide methoden hebben hun beperkingen waardoor ze nooit consensus over het gebruik is ontstaan. De POCP is afhankelijk van de tijdschaal en de meteo-omstandigheden. De OH en molgewicht methode heeft de beperking dat alleen naar de initiële reacties meegenomen worden en niet naar de vervolg afbraakreacties.

In het internationale VOS-beleid is geen differentiatie aangebracht tussen de verschillende koolwaterstoffen. Ook in het Nederlands VOS-beleid zijn geen specifieke afspraken gemaakt over VOS'en met een groot ozonvormend vermogen. Wel zijn vanwege toxiciteit (beleidsthema verspreiding) en een vermindering van de aantasting van de ozonlaag voor een aantal koolwaterstoffen doelstellingen geformuleerd.

Ongeveer 10% van de Nederlandse VOS emissie draagt bij aan de vorming van ozon in Nederland. Dit zijn met name de reactieve VOS'en, die voor driekwart afkomstig zijn van verkeer en voor de rest vrijkomen door het gebruik van oplosmiddelen. De overige (90% van de) Nederlandse VOS-emissies dragen dus bij aan de ozonvorming in het buitenland. Omgekeerd geldt dat het grootste deel van de ozonvorming in Nederland het gevolg is van emissies in het buitenland. De mogelijkheden om door middel van het terugdringen van de Nederlandse emissie van vooral reactieve VOS'en een meer dan evenredige ozonreductie in Nederland te bereiken zijn dus beperkt. Het verkeer is verantwoordelijk voor circa 45% van de Nederlandse VOS-emissies, maar draagt vanwege de reactiviteit voor circa 65% bij aan het ozonvormend potentieel.

De grootschalige troposferische achtergrondconcentratie (ca. $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bepaalt in hoge mate de jaargemiddelde ozonconcentratie op leefniveau. De invloed van de vrije troposfeer is het grootst boven zee, landinwaarts neemt het af door afbraakprocessen zoals depositie en reactie met verse NO_x emissies. Episodes met hoge ozonconcentraties ontstaan wanneer de concentraties van NO_x en VOS sterk oplopen bij zonnig zomerweer met lage windsnelheden uit oostelijke of zuidelijke richting. De grootste episodes treden op in zuid en west Nederland door de emissies van verkeer, industrie en door de aanvoer vanuit continentaal Europa. Dit in

tegenstelling tot de jaargemiddelde concentraties die juist het hoogst zijn in het noordwesten en het laagst in het zuidoosten.

In het stedelijk gebied zijn de ozonconcentraties ook tijdens episodes lager dan in het omringende gebied. De oorzaak hiervan is de reactie van NO tot NO₂ waarbij ozon wordt afgebroken. Dit verklaart ook waarom het stilleggen van het verkeer in steden in smogperioden in eerste instantie leidt tot een toename van de ozonconcentratie.

De biogene VOS emissies zijn temperatuur-afhankelijk en zijn jaargemiddeld ongeveer 4% van de totale VOS emissies, maar de biogene emissies kunnen tijdens smog episodes oplopen tot circa 25% van de antropogene uitstoot (Simpson, 1995).

3.3.4 Grensoverschrijdende bijdragen

Door het niet-lineaire verband tussen VOS, NO_x en ozon is het lastig om op generieke manier aan te geven hoeveel Nederlandse emissies bijdragen aan ozon in het buitenland en hoeveel ozon in Nederland het gevolg is van buitenlandse emissies. In *tabel 3.9* en *3.10* wordt aangegeven welke invloed Nederland en 5 nabije landen hebben op de AOT40 indien de VOS en NO_x emissies met 40% teruggebracht worden ten opzichte van 2010 (EMEP, 1999). De gemodelleerde AOT40 in Nederland bedraagt in 2010 6660 ppb.h.

Tabel 3.9. Invloed van 40% NO_x en VOS reductie in 6 landen ten opzichte van 2010 op de AOT40 voor gewassen in Nederland (ppb.h).

Verandering AOT40 in Nederland	België	Denemarken	Frankrijk	Duitsland	Nederland	Verenigd Koninkrijk
Ten gevolge van 40% NO _x reductie in:	+400	-15	-93	+966	+145	+259
Ten gevolge van 40% VOS reductie in:	-2	-6	-6	-19	-4	-25

Tabel 3.10. Invloed van 40% NO_x en VOS reductie in Nederland ten opzichte van het 2010 niveau op de AOT40 voor gewassen in 6 landen (ppb.h)

Verandering AOT40 in:	Ten gevolge van 40% NO _x reductie in Nederland	Ten gevolge van 40% VOS reductie in Nederland
België	+135	-203
Denemarken	+3	-42
Frankrijk	+29	-50
Duitsland	+38	-97
Nederland	+145	-4
Verenigd Koninkrijk	+16	-7

De NO_x emissies uit Duitsland, België, het Verenigd Koninkrijk en Nederland hebben de grootste invloed (stijgend) op AOT40 in Nederland. Het averechtse effect van NO_x emissiereducties, bij afwezigheid van VOS maatregelen is zeer hardnekkig en de hobbels die genomen moet worden voordat uiteindelijk AOT40 reducties optreden is hoog. Het terugbrengen van VOS zorgt altijd voor een daling in AOT40. Het terugdringen van NO_x in Nederland leidt volgens het EMEP model tot een stijging van de AOT40 in de omringende landen. De grootste stijging vindt plaats in Nederland zelf en in België. In België is de invloed van VOS reducties in Nederland het grootst.

3.4 Fijn stof

De beleidsmatige aandacht voor stof is in de loop der tijd verschoven. Van oorsprong richt het beleid zich op zwarte rook en emissies van deeltjesgebonden zware metalen en polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK). Inmiddels komen overschrijdingen van de normen voor deze componenten nog slechts incidenteel voor in zeer drukke straten, door succesvol beleid binnen de doelgroepen verkeer en industrie. De afgelopen jaren is er een toenemende aandacht voor de negatieve gezondheidseffecten van fijn stof, waarbij vooral nog de totale concentratie van fijn stof als indicator wordt gehanteerd.

Fijn stof is een algemene verzamelnaam voor stofvormige luchtverontreiniging met een zeer diverse chemische en fysische samenstelling. De concentratie fijn stof wordt bepaald door emissie van deeltjes en gassen door uiteenlopende natuurlijk en antropogene bronnen (primair aërosol), vorming in de atmosfeer (secundair aërosol) en door atmosferisch transport (lokaal tot mondiaal).

De stofdeeltjes zijn gekarakteriseerd naar grootte (bijv. PM10 of PM2.5) of chemische samenstelling (secundair of koolstofhoudend aërosol). PM10 is de fractie fijn stof die bestaat uit deeltjes kleiner dan circa 10 μm , PM2.5 is de fractie met deeltjes kleiner dan circa 2,5 μm . Het secundaire anorganisch aërosol bestaat uit ammonium-, sulfaat-, en nitraatzouten, gevormd in de atmosfeer uit NH_3 , SO_2 en NO_x . Het zogeheten koolstofhoudende aërosol ontstaat uit koolstofhoudende deeltjes, die ontstaan bij onvolledige verbranding van fossiele brandstoffen. Afhankelijk van de deeltjesgrootte verschilt de transportafstand van fijn stof van enkele kilometers voor grove deeltjes tot de continentale en zelfs mondiale schaal voor uiterst fijne deeltjes (<0,1 μm).

De jaargemiddelde PM10 concentratie in Nederland bedraagt circa 40 $\mu\text{g m}^{-3}$. Van zuid naar noord wordt een afnemende gradiënt waargenomen met iets hogere concentraties in de stedelijke gebieden. Rondom de metingen bestaat enige onzekerheid, omdat de toevoerlucht van de monitor wordt verhit en vluchtige componenten en waterige bijdragen kunnen verdampen en dus niet worden gemeten. Om deze reden worden de metingen in Nederland gecorrigeerd met een factor 1,33. Deze factor is afgeleid uit veldexperimenten in 1990 en wordt nader onderzocht.

Tabel 3.11. Berekende bijdrage in 1993 van de verschillende fijn stof fracties aan de gemeten PM10 concentratie. De bijdragen van secundair organisch stof en water, zeezout en bodemstof zijn indicatief.

Deelfractie	$\mu\text{g.m}^{-3}$
Primair fijn stof	7
Secundair fijn stof	13
NH_4	3
NO_3	6
SO_4	4
Secundair organisch fijn stof en water	3-5
Zeezout	5
Bodemstof	5
Onverklaard	5
Totaal PM10	38-40

De emissies van (primair) fijn stof door verkeer, handel, diensten en overheid en energieopwekking zijn voor bijna circa 20% verantwoordelijk van de totale fijn stof concentratie (zie *tabel 3.11*). De secundaire fractie die gevormd wordt uit de verzurende gassen is goed bekend en draagt voor ongeveer een derde bij. Minder goed bekend zijn de bijdragen van zeezout, plantaardig materiaal, opwaaiend stof (verkeer, landbouw, natuur) en de mondiale achtergrond. De natuurlijke bijdragen en het nog niet gemodelleerde deel van de fijn stof concentratie beslaan ongeveer de helft van de PM10 concentratie.

De bijdragen van de Nederlandse bronnen aan de fijn stof concentraties in de rurale, stedelijke en industriële omgeving verschilt aanzienlijk. In de stedelijke en de industriële omgeving is de absolute bijdrage van Nederlandse bronnen aan het verklaarde deel van de PM10 en PM2.5 concentratie respectievelijk een factor 2 en 3 hoger dan in het rurale gebied. De verschillen in de Nederlandse bijdragen aan de concentraties van secundair fijn stof zijn echter gering tussen de drie onderscheiden omgevingen. De bijdrage van andere Europese landen aan secundair fijn stof is ook nagenoeg gelijk, maar circa 3 maal groter dan de Nederlandse bijdrage.

3.5 Relatie met andere beleidsthema's

Zowel aan de bronkant als de effectkant hebben diverse beleidsthema's (verzuring, vermesting, verdroging, verspreiding, klimaatverandering etc.) nauwe relaties. Verzuring, vermesting en verdroging kunnen elkaars negatieve effecten op de natuur versterken. Naast een samenhang tussen effecten kan het bestrijdingsbeleid van het ene thema het andere beïnvloeden. In deze paragraaf worden vanuit verzuring uitstapjes gemaakt naar verspreiding, klimaatverandering en de integrale benadering van stikstof.

3.5.1 Verspreiding: toxiciteit van VOS

De aandachtstoffenlijst (Wet Milieugevaarlijke Stoffen, 1992) omvat een aantal VOS'en die prioritair zijn binnen diverse beleidsthema's. In *tabel 3.11* wordt hieruit een selectie gepresenteerd van stoffen die én humaan toxisch zijn én waarvan de uitstoot expliciet door de Emissie Registratie wordt bijgehouden (ER, 1997). In 1995 droegen deze aandachtstoffen voor een kleine 20% bij aan de totale emissie van VOS. *Tabel 3.11* geeft kwalitatief de effecten van blootstelling van mensen aan (Janus *et al.*, 1994). De weergegeven effecten hebben alleen betrekking op inhalatoire blootstelling en er is geen onderscheid gemaakt tussen effecten als gevolg van piek- en langdurige blootstelling.

Voor deze stoffen bestaan ook milieukwaliteitsdoelstellingen. Deze worden gebruikt in de zin van toxicologische advieswaarden (Maximaal Toelaatbaar Risico; MTR en Verwaarloosbaar Risico; VR) en als beleidsmatig vastgestelde waarde (streef-, richt-, grenswaarde). Tevens bestaan er in het kader van arbeidsomstandigheden MAC-waarden (Maximaal Aanvaarde Concentratie), die bescherming moeten bieden tegen blootstelling gedurende 40 uur per week en een arbeidsleven lang. Sinds 1993 worden metingen in lucht verricht van verschillende aandachtstoffen (RIVM, 1994). Behalve voor tetrachloormethaan worden op de meetlocaties geen overschrijdingen waargenomen van de MTR waarden. Lokaal, rond specifieke bronnen, kunnen doelstellingen wel zijn overschreden. Inmiddels zijn in brede zin binnen het thema Verspreiding kwantitatieve relaties gelegd tussen emissies en gewenste milieukwaliteit. In de berekeningen is het terugdringen van lokale maxima verdisconteerd.

Berekend is welke emissiereducties nodig zijn om aan de wettelijke grens- en streefwaarde te voldoen. Indien deze reducties in het perspectief worden geplaatst van de totale emissie van koolwaterstoffen blijkt dat het realiseren van de grens- en streefwaarden correspondeert met

respectievelijk 6 en 14% reducties van de VOS-emissies. Om zowel aan de NMP2-doelen als aan de grenswaarden te voldoen zou de VOS-emissie met 8% moeten worden verminderd, terwijl realisatie van zowel NMP2-doelen als van de streefwaarden neerkomt op 14% reductie in 2000 ten opzichte van 1995. Een totale uitfasering komt neer op een 17% reductie van VOS.

Het behalen van streef- en grenswaarden in buitenlucht sluit niet uit dat er in binnenlucht, bijvoorbeeld op de werkplek of in huis, overschrijdingen plaatsvinden. Er zijn metingen verricht waaruit blijkt dat koolwaterstofconcentraties in binnenlucht zeer hoog kunnen zijn (Janus *et al.*, 1994). Verondersteld is dat het behalen van de streefwaarden in binnenlucht (ongeveer gelijk aan ARBO grenswaarden) gepaard zou moeten gaan met uitfasering van toxische koolwaterstoffen/aandachtstoffen. Dit komt overeen met een 17% reductie van VOS in 2000 ten opzichte van 1995.

Een vergelijking van *tabel 3.8* en *tabel 3.12* laat zien dat krachtige ozonvormers in enkele gevallen ook aandachtstoffen zijn. Vooral etheen, formaldehyde en acroleïne hebben een grote POCP-waarde en zijn schadelijk voor de humane gezondheid. Deze stoffen omvatten in 1995 ongeveer 7% van de totale VOS emissie. Bij het terugdringen van deze componenten zal dus synergie optreden in het bestrijden van de toxische belasting en van ozonpieken.

Tabel 3.12. Kwalitatief overzicht van effecten van aandachtstoffen op menselijke gezondheid.

Stof	Kanker- verwek- kend	Veroor- zaakt blijvende schade aan het embryo	Giftig voor het zenuwstel	Giftig voor lever, nier, alvlees- klier	Veroor- zaakt irrita- tie van ogen, huid, slijmvliezen	Veroor- zaakt im- munologi- sche effecten	Giftig voor het hart
Overige stoffen							
Acroleïne					*		
Acrylonitril	*				*		*
Fenol en fenolaten				*	*		
Formaldehyde	*				*		
Ethyleenoxide	*		*		*		
Propyleenoxide	(*)						
Dioxinen	*	*				*	
Aromatische							
Benzeen	*						
Koolwaterstoffen							
Toluëen			*				
Styreen			*		*		
Gehalogeneerde aromatische koolwaterstoffen							
Chloorbenzenen			*				
Gehalogeneerde niet- aromatische koolwaterstoffen							
Dichloormethaan			*				
Trichloormethaan			*	*			
Tetrachloormethaan				*			
Dichloorethaan, 1,2-	*						
Trichloorethaan, 1,1,1-							
Vinylchloride	*						
Trichlooretheen			*				*
Tetrachlooretheen			*		*		
Methylbromide			*	*			

Het gebruik van tetrachloormethaan en 1,1,1-trichloorethaan is verboden en van methyl bromide sterk aanbanden gelegd i.v.m. hun ozonlaag aantastend vermogen.

3.5.2 Klimaatverandering: effecten van ozon, NO₂ en aerosolen

Ozon speelt een belangrijke rol in de stralingsforcering van de aarde en de daaraan verbonden klimaatverandering. Het is een actief broeikasgas met een sterk variërende concentratie zowel geografisch verdeeld als in de hoogte. Veranderingen in de ozonconcentratie rond de tropopauze (=daar waar de troposfeer in de stratosfeer overgaat) hebben waarschijnlijk de grootste directe effecten op de stralingforcering, maar een recente studie laat zien dat ook ozon onder in de troposfeer belangrijk bij kan dragen aan de stralingsforcering (WMO, 1999). Een verhoging van ozon op leefniveau kan dus ook lokaal significant bijdragen aan de stralingforcering. Ozon in de troposfeer is ongeveer verdubbeld sinds de pre-industriële periode. De bijbehorende stralingsforcering bedraagt 10-20% ($0,35 \pm 0,15 \text{ W m}^{-2}$) van de stralingsforcering van alle broeikasgassen tezamen ($2,45 \text{ W m}^{-2}$) (WMO, 1999). Lokaal kan de bijdrage van ozon aan de stralingsforcering aanzienlijk groter zijn. Naast de directe effecten van ozon op de stralingsforcering is er ook een indirecte bijdrage. Ozon speelt een centrale rol in de productie van OH radicalen in de troposfeer. De concentratie en levensduur van veel broeikasgassen wordt direct bepaald door reactie met OH. Ozon in de troposfeer beïnvloedt op deze manier de stralingsforcering van onder andere methaan.

Een ander gas dat van belang is voor de luchtkwaliteit op leefniveau en tevens een rol speelt in klimaatverandering is NO₂. Recent onderzoek (Solomon *et al.*, 1999) laat zien dat NO₂ lokaal $2-10 \text{ W m}^{-2}$ kan bijdragen aan de stralingsforcering. Deze NO₂ bevindt zich voornamelijk op leefniveau en is afkomstig van lokale emissies. Het mondiaal gemiddelde effect van NO₂ is veel kleiner. Het belang van lokale forceringen voor lokale of mondiale klimaatverandering is vooralsnog een onbekende factor.

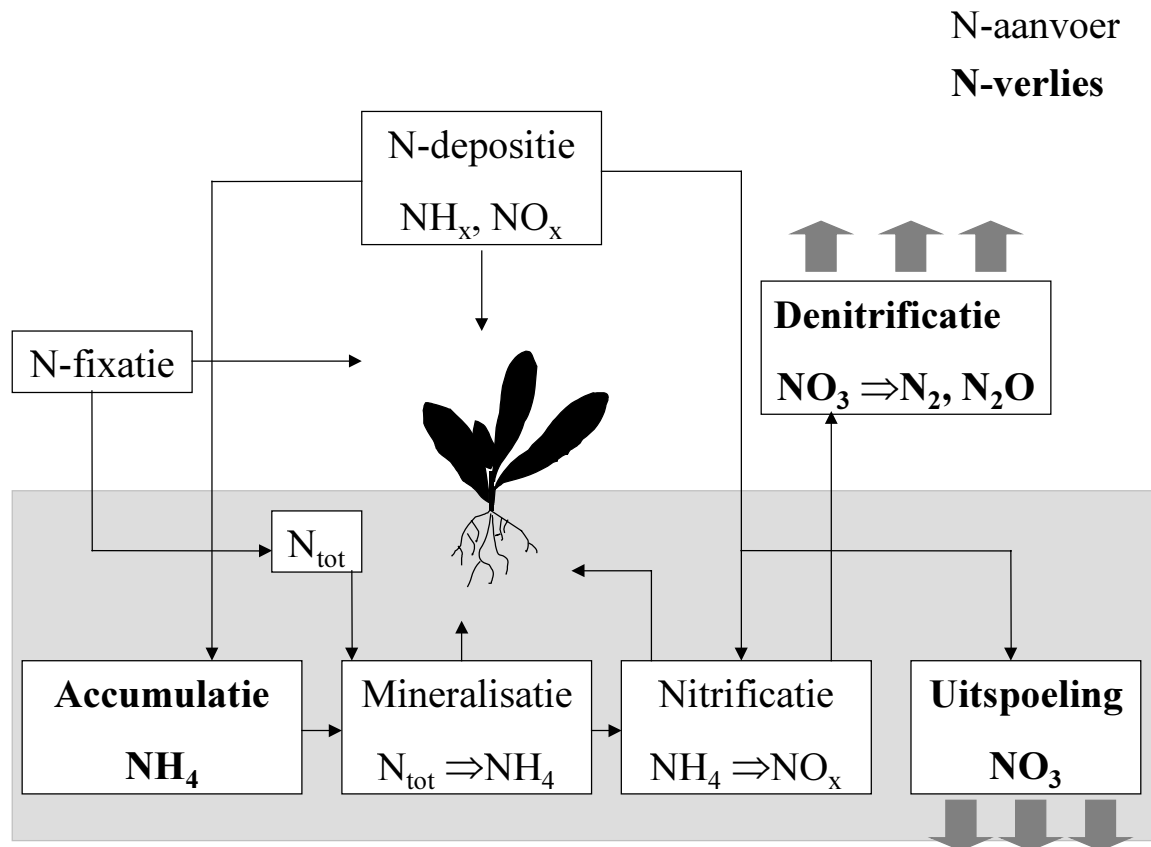
Aerosolen hebben een voornamelijk negatieve bijdrage aan de stralingsforcering. De verblijftijd in de atmosfeer is ongeveer een week, waardoor er een grote ruimtelijke variatie in concentratie optreedt, met de grootste concentraties dicht bij de bronnen. Troposferische sulfataerosolen, voornamelijk aanwezig op leefniveau (0-2 km hoogte), dragen mondiaal gemiddeld $-0,4 \text{ W m}^{-2}$ bij aan de stralingsforcering (IPCC, 1995). Er zijn aanwijzingen dat nitraat- en koolstofhoudend aerosol even belangrijk zijn. Lokaal kan de forcering 10 keer hogere waarden bereiken. De bijdrage van roet aan de stralingsforcering is mondiaal gemiddeld $+0,1 \text{ W m}^{-2}$. In de vrije troposfeer hebben aerosolen ook een indirecte bijdrage aan de stralingsforcering door hun rol in de vorming van wolken.

3.5.3 Integrale benadering van stikstof

Atmosferische depositie beïnvloedt de stikstofcyclus van ecosystemen door de inbreng van stikstof van buiten af. In *figuur 3.3* is een sterk vereenvoudigd schema van de stikstofkringloop van een natuurlijk ecosysteem weergegeven. Planten nemen anorganisch stikstof (NO₃⁻ en/of NH₄⁺) op voor groei. De preferentie (en tolerantie) voor NO₃⁻ of NH₄⁺ is waarschijnlijk soortspecifiek. Hoewel door toename in de beschikbaarheid van anorganisch stikstof de biomassa-productie van een vegetatie als geheel zal stijgen, zal gelijktijdig de soortensamenstelling van de vegetatie verschuiven in de richting van een soortenarme situatie gedomineerd door enkele snelgroeiende plantensoorten. De soortensamenstelling zal daarbij tevens worden beïnvloed door de verhouding aan NO₃ en NH₄.

De vorm waarin het anorganische stikstof voorkomt, bepaalt tevens de mate waarin stikstof uit het ecosysteem kan verdwijnen. Nitraat kan denitrificeren, waarbij stikstof vervluchtigt en uit de bodem verdwijnt. Daarnaast kan nitraat uitspoelen richting het grondwater. In tegenstelling tot NO₃⁻ is NH₄⁺ vrij immobiel, waardoor het in de bodem kan ophopen. Naast

droge en natte depositie zijn stikstofbinders (stikstoffixatie), grond- en oppervlaktewater aanvoerbronnen van stikstof. Mineralisatie van in de bodem aanwezige organische stikstofverbindingen vormt een interne bron van anorganisch stikstof. Naast denitrificatie en uitspoeling kan ook door beheersmaatregelen zoals plagen en maaien stikstof uit het systeem verdwijnen, door afvoeren van stikstofhoudend organisch materiaal.



Figuur 3.3. Stikstofkringloop in een natuurlijk ecosysteem

Processen zoals mineralisatie en nitrificatie worden geremd bij een lage bodem-pH, daarmee is de stikstofcyclus afhankelijk van verzuring en verdroging (b.v. afname kalkrijke kwel). Diezelfde bodemprocessen worden beïnvloed door de grondwaterstand, hetgeen eveneens een link is met de verdroging. Denitrificatie neemt toe met de vochtigheid van de bodem, terwijl nitrificatie hoog is bij een goed doorluchte maar niet te droge bodem. De relatie tussen het bodemvochtgehalte en de stikstofmineralisatie vertoont eveneens een optimumverloop. Bij een hoog vochtgehalte treedt remming van de stikstofmineralisatie op door zuurstoftekorten, terwijl onder droge omstandigheden het lage vochtgehalte remmend werkt op de mineralisatie. Gezien bovenstaande relaties worden verschravings- en vernattingsmaatregelen beschouwd en ingezet ten behoeve van de terugdringing van negatieve effecten van verhoogde stikstofdepositie op vegetatiesamenstelling.

3.6 Kennishiaten en bandbreedtes

Voor een aantal elementen blijkt de huidige kennis en modelmatige beschrijving van de werkelijkheid voldoende nauwkeurig om de waargenomen ontwikkelingen te beschrijven. Echter de berekening van de concentratie van ammoniak toont zodanige verschillen met de metingen dat gesproken wordt over een ammoniakgat. Ook bij PM10 is sprake van grote

onzekerheden. In deze paragraaf komt de onzekerheid in natuurlijke emissies, proceskennis en modellering aan de orde.

Meteorologie

Meteorologische omstandigheden veroorzaken grote jaarlijkse variaties in concentraties in de lucht en op de depositie. Jaarlijkse verschillen in neerslag, temperatuur, zonneshijn, sneeuwbedekking, windsterkte en -richting hebben grote invloed op vooral het ontstaan episodes met hoge ozonwaarden, groeiseizoengemiddelde ozonwaarden (AOT's), de concentratie in de lucht van fijn stof en de depositie van verzurende stoffen. Dekkers en Noordijk (1997) hebben laten zien dat jaarlijkse variaties in temperatuur en luchtvochtigheid verantwoordelijk kunnen zijn voor variaties van circa 50% in het aantal dagen met ozonwaarden boven $110 \mu\text{g m}^{-3}$ (8 uren gemiddelde) en variaties van circa 25% in het aantal dagen boven de $65 \mu\text{g m}^{-3}$ (daggemiddelde). Voor het monitoren van de voortgang van bestrijdingsbeleid is het noodzakelijk dat de invloed van meteorologische variatie uit modelreeksen gefilterd is. In veel computermodellen wordt daarom de meteorologie van een reeks van jaren, of een gemiddelde meteorologie, gebruikt om depositie en concentraties te berekenen. De berekende deposities van zuur en stikstof en de berekende concentratie van fijn stof, die in dit rapport gebruikt worden, zijn bepaald op basis van 13 jaar (1981-1993) gemiddelde meteorologie. De tijdreeksen voor gasvormige stoffen en deposities (*hoofdstuk 2*) zijn niet gecorrigeerd voor meteorologische variatie. Deze berusten op metingen of modelberekeningen met meteorologie van ieder individueel jaar.

Depositie

Deposities kunnen worden bepaald op basis van berekeningen aan de hand van emissies, dan wel op basis van gemeten concentraties. In dat laatste geval is bij NH_3 extra informatie - de OPS-concentratiekaart - vereist wegens de sterke ruimtelijke variatie van de concentraties en het beperkte aantal meetpunten. Over de onzekerheden van de berekening van de depositie op basis van de luchtkwaliteitsmetingen is in *hoofdstuk 2* al het nodige gezegd. Voor toekomstberekeningen kan alleen met OPS gerekend worden op basis van emissieberekeningen. Voor de historische reeks (1980-nu) wordt in verband met de betrouwbaarheid vooral DEADM gebruikt. Voor een vergelijking van beide methoden zie *paragraaf 3.2*.

De onzekerheid van de deposities per gridcel van 5x5 km zijn met het OPS-model voor NO_y , SO_x en NH_x resp. 65%, 30% en 50%, gemiddeld over Nederland zijn de onzekerheden resp. 30, 15 en 30% (Van Jaarsveld, 1989; 1995).

Natuurlijke emissies

Het inzicht in de natuurlijke emissies is beperkt. Dit is geen probleem zo lang de natuurlijke emissies beperkt zijn ten opzichte van de door mensen veroorzaakte (antropogene) emissies. Voor SO_2 en NO_x is de natuurlijke achtergrond momenteel nog klein. De bijdrage aan de depositie is in de grootte orde van 100-300 mol per ha, hetgeen neerkomt op een bijdrage van ruwweg 10% aan de totale depositie. In de toekomst, bij een verdere daling van de antropogene emissies, kan de natuurlijke bijdrage leiden tot een niet te verwaarlozen bijdrage aan de onzekerheid van de depositieberekeningen. Voor de berekening van de NH_3 -, de PM_{10} -concentratie en waarschijnlijk ook bij de bepaling van de concentraties van VOS'en zijn de natuurlijke bijdrage reeds nu niet te verwaarlozen. Over de natuurlijke emissies van NH_3 is weinig bekend, maar als deze in de grootte orde liggen van 10% van de antropogene emissie, dan kan op deze wijze een deel van het zogeheten ammoniak gat worden verklaard.

Wat betreft fijn stof zijn er wel ramingen gemaakt voor de natuurlijke bijdrage, deze bedraagt ongeveer 25-40%, echter de nauwkeurigheid hiervan is (nog) klein.

Het 'ammoniak-gat'

Tussen berekende en gemeten concentraties van NH_3 treden verschillen op. Onderzoek naar de zogeheten ammoniakgat heeft geleid tot verbeteringen in de emissieberekeningen (Steenvoorden et al, 1999) en verbeteringen in de modelberekening (Van Jaarsveld et al., 2000). Het blijkt dat een deel van het verschil constant in de tijd lijkt en een ander deel van het verschil neemt toe in de periode dat de emissies zijn verminderd. Dat eerste wijst mogelijk op systematische afwijkingen in droge depositie en het belang van natuurlijke emissies. Bij het verschil in trends tussen meten en berekeningen ligt de verklaring deels in veranderende atmosferische processen (chemie, depositie) en deels in overschatting van het effect van emissiereducerende maatregelen.

Ammoniakconcentraties kunnen niet één op één gekoppeld worden aan de emissies van NH_3 . Weersomstandigheden beïnvloeden de optredende concentraties, maar ook de grootte van emissies. Bovendien blijkt dat de verminderde concentratie van SO_2 tot een minder snelle vorming van NH_4^+ uit NH_3 leidt, waardoor de NH_3 -concentratie minder snel afneemt dan op basis van de emissietrend kan worden verwacht. Ten opzichte van natte jaren zorgt het optreden van jaren met weinig neerslag ervoor dat de concentratie NH_3 in de lucht relatief hoog is.

Op een aantal van deze punten vindt de komende jaren aanvullend onderzoek plaats:

1. Verbetering van de berekening van droge depositie;
2. Meer aandacht voor de invloed van weers- en tijdaspecten bij emissiemetingen en bij berekeningen en de kwantificering van onzekerheden;
3. Uitbreiding van meetinspanningen met gerichte meetcampagnes met behulp van mobiele meetopstellingen en depositiemetingen;
4. Onderzoek naar type, omvang en lokatie van emissiereducerende maatregelen zoals emissiearme huisvesting en mestaanwendingstechnieken.

Ozonmodellering

Onzekerheden bij modelberekeningen aan ozon ontstaan onder andere door:

- Gebruik van grote gridcellen (horizontaal ($150 \times 150 \text{ km}^2$) en verticaal) waarin een instantane homogene menging wordt verondersteld, hetgeen fouten introduceert door het niet-lineaire karakter van de ozonchemie;
- De ruimtelijke variabiliteit in ozon kan niet voldoende worden gerepresenteerd door de gridcellen;
- Onzekerheden in emissies van NO_x en VOS;
- Onzekerheden in de landgebruik classificatie (voor emissie en depositie);
- Algemene model onzekerheden (chemie schema, depositiesnelheid).

Piekwaarden zijn moeilijk te modelleren. Ten opzichte van jaargemiddelde concentraties speelt het tijdselement een grote rol. De verdeling van de emissies in de tijd, gekoppeld aan specifieke meteo-omstandigheden op dat moment, zijn extra elementen die de nauwkeurigheid beïnvloeden. Om toch wat te kunnen zeggen over dag- en uurgemiddelde waarden, wordt daartoe veelal gebruik gemaakt van statistische relaties met de jaargemiddelde waarden die wel voor toekomstjaren kunnen worden berekend. Deze realties worden afgeleid uit historische gegevens uit het meetnet. Echter het is lang niet altijd zeker dat de relaties uit het verleden, veelal bij hogere concentratieniveaus, ook geldig zijn bij de lagere concentraties in de toekomst.

Bij ozon wordt gebruik gemaakt van de AOT40. Deze parameter is erg gevoelig voor onzekerheden in de basis concentratiegegevens. Ozonpieken tijdens zomersmogepisodes bepalen in belangrijke mate de grootte van de AOT40 som. Juist in deze piekwaarden, zowel gemeten als gemodelleerd, kunnen eenvoudig systematische fouten van 5 of 10% sluipen door ogenschijnlijk onbeduidende randcondities. Modellen zijn vrij goed in staat om de ozonconcentratie zelf te berekenen, maar presteren beduidend slechter voor AOTs. Als we veronderstellen dat ozonconcentraties op leefniveau verdeeld zijn volgens een log-normaalverdeling dan volgt daaruit dat een systematische fout in de absolute waarde van de ozonconcentratie leidt tot een 2 tot 4 keer zo grote fout in de AOT. Dus een onzekerheid van 5% in de ozonconcentratie kan leiden tot een onzekerheid van ~15% in de AOT. Hierbij wordt aangemerkt dat de onzekerheid in de ozonconcentratie waarschijnlijk groter dan 5% is. In Zuid Europese landen wordt kritiek geleverd op de representativiteit van de AOT40 grootte voor schade aan gewassen (De Santis, 1999).

Fijn stof

Zoals eerder aangegeven bevatten de meetgegevens voor PM10 onzekerheden. Zo verdampt een deel van de PM10-fractie (onder andere het relatief vluchtige ammoniumnitraat en organisch aerosol) door verhitting bij de monsterneming tijdens de meting gedeeltelijk. Onzekerheden bestaan er ook bij de emissiemodellering, bronnen worden over- of onderschat of ontbreken. Bijdragen van natuurlijke bronnen zijn (nog) niet in de berekeningen verdisconteerd, omdat het aandeel van natuurlijke bronnen moeilijk te kwantificeren is. Anderzijds bestaat het vermoeden dat er nog grote onzekerheden zijn in de emissiebestanden (nationaal en internationaal) voor antropogene bronnen.

3.7 Conclusies

De problemen verzuring, vermesting, fijn stof en ozon hebben alle een grensoverschrijdend karakter. Voor een efficiënte aanpak van deze problemen is een aanpak in internationaal kader mede noodzakelijk. Het treffen van lokale maatregelen kan meer profijt van de eigen inspanning opleveren. Voorbeeld hiervan is lokaal ammoniakbeleid.

Doordat de chemische reacties tussen NO_x en VOS niet lineair zijn, kunnen verschillende hoeveelheden VOS en NO_x tot eenzelfde ozonconcentratie leiden. In de Nederlandse situatie leidt het verlagen van VOS-emissies, bij constante NO_x emissies, tot lagere ozonpiekwaarden. Dat is ook het geval als VOS en NO_x tegelijkertijd, maar in de goede verhouding teruggedrongen worden. Daarentegen zal het reduceren van alleen NO_x in Nederland juist hogere ozonconcentraties tot gevolg hebben. De individuele koolwaterstoffen die samen VOS vormen, hebben vanwege verschillen in reactiviteit elk een eigen ozonvormend vermogen. In het internationale VOS-beleid is geen differentiatie aangebracht tussen de verschillende koolwaterstoffen. Wel zijn voor een aantal specifieke koolwaterstoffen doelstellingen geformuleerd vanwege toxiciteit (beleidsthema verspreiding) en de aantasting van de ozonlaag.

Ongeveer 10% van de Nederlandse VOS emissie draagt bij aan de vorming van ozon in Nederland. Dit zijn met name de reactieve VOS'en, die voor driekwart afkomstig zijn van verkeer en voor de rest vrijkomen door het gebruik van oplosmiddelen. De overige (90% van de) Nederlandse VOS-emissies dragen dus bij aan de ozonvorming in het buitenland. Omgekeerd geldt dat het grootste deel van de ozonvorming in Nederland het gevolg is van emissies in het buitenland.

De gemeten fijn stof concentratie in Nederland kan voor ongeveer de helft worden verklaard door menselijke activiteiten, de andere helft is waarschijnlijk voor een groot deel van natuurlijke oorsprong. Fijn stof concentraties uitgedrukt als PM10 en PM2.5 liften grotendeels mee met het verzuringsbeleid. Meer dan de helft van de door menselijke activiteiten veroorzaakte fijn stof deeltjes in de atmosfeer zijn te herleiden tot emissies van verzurende stoffen. De voorgenomen fijn stof (PM10) doelstelling voor 2010 van 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als jaargemiddelde is volgens de huidige inzichten niet haalbaar, omdat de natuurlijke concentratie en het nog onbekende deel waarschijnlijk van dezelfde grootte orde zijn.

De AOT40 speelt een centrale rol in de internationale beleidsvorming voor ozon. De definitie van deze grootheid in combinatie met de variabiliteit in de gegevens waaruit hij bepaald wordt (metingen en modelresultaten) levert onzekerheden in de AOT40 op. Deze onzekerheden zijn van dezelfde orde van grootte als de reducties, die worden nagestreefd, hetgeen de monitoring van het succes van het ozonbestrijdingsbeleid zal bemoeilijken.

Bij ammoniak en fijn stof bestaan grote onzekerheden in het sluiten van de balans. Deze hebben hun oorzaak in onzekerheden in emissies, de beschrijving van atmosferische processen en analyse van trends uit metingen, t.g.v. variabiliteit in de meteorologie. Het verschil tussen gemodelleerde en gemeten ammoniak en fijn stof concentraties bedraagt 10-20%.

De verschillen tussen de twee methoden om deposities te berekenen zijn aanzienlijk. De verschillen zijn voor een deel verklaarbaar (de wijze waarop het ammoniakgat is verwerkt en meteo-effecten). Echter meer eenduidigheid tussen in de presentatie en methoden gebruikt voor vaststellen van de huidige depositieniveaus en de berekende niveaus in scenariostudies is wenselijk.

4. Directe effecten van luchtverontreiniging

4.1 Inleiding

De aanwezigheid van verzurende stoffen in de lucht heeft invloed op de gezondheid van mensen, maar leidt ook tot ongewenste effecten bij planten en materialen. De regelgeving voor bescherming van mensen en planten tegen de schadelijke effecten van luchtverontreiniging maakt gebruik van kwaliteitsdoelstellingen, waarin kritische concentratieniveaus zijn geformuleerd. Daarbij wordt een onderscheid gemaakt tussen waarden voor gezondheid, landbouwgewassen, natuurlijke vegetaties en materialen. Onderscheiden worden kritische niveaus voor langdurende (chronische) en kortdurende (piekniveaus) blootstellingen. In Noord-Amerika is vermindering van het zicht een belangrijk onderwerp gekoppeld aan verzuring, in Nederland is dit niet aan de orde.

Tabel 4.1. Doelstellingen voor de concentratie van ozon uit het Bestrijdingsplan Verzuring.

Ozonconcentratie $\mu\text{g}/\text{m}^3$	2010	Streefwaarde > 2010
Max uurgemiddelde	240	120
8-uursgemiddelde	160	
Groeiseizoengemiddelde	100	50

In het Bestrijdingsplan Verzuring waren alleen luchtkwaliteitsdoelstellingen voor ozon opgenomen, zie tabel 4.1. Deze zijn in de loop van de tijd verder aangescherpt.

Tabel 4.2. De belangrijkste Nederlandse en Europese luchtkwaliteitsnormen.

Component	Grenswaarde	Typering	Jaar	NL / EU
SO ₂	250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	98-pct 24-uurswaarden	1986	NL-grenswaarde
	125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	3 overschrijdingen van daggemiddelde	2005	EU
	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Jaargemiddeld+winter	2001	EU
NO _x	30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Jaargemiddeld	2001	EU
NO ₂	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	18 overschrijdingen uurwaarde	2010	EU
	135 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	98-pct van uurgemiddelden	1987	NL-grenswaarde
	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Jaargemiddelde	2010	EU
Ozon	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	25 dagen overschrijding 8-uursgemiddelde	2010	EU-voorstel
	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0 dagen overschrijding 8-uursgemiddelde	Lange termijn	EU-voorstel
	18 mg/m^3 uur	AOT 40 voorjaar	2010	EU-voorstel
	6 mg/m^3 uur	AOT 40 voorjaar	Lange termijn	EU-voorstel
Zwarte rook	90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	98-pct 24-uurswaarden	1986	NL-grenswaarde
	30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Mediaan	1986	NL-grenswaarde
PM10	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	35 overschrijdingen van daggemiddelde	2005	EU
	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	7 overschrijdingen van daggemiddelde	2010	EU (indicatief)
	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Jaargemiddelde	2005	EU
	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Jaargemiddelde	2010	EU (indicatief)

Nederland heeft nationale luchtkwaliteitsdoelstellingen vastgelegd in Algemene Maatregelen van Bestuur. Europese richtlijnen bepalen echter steeds meer de nationale luchtkwaliteitsdoelen. Recent zijn nieuwe Europese dochterrichtlijnen geformuleerd voor onder meer SO₂, NO_x en PM10, zie tabel 4.2. Een dochterrichtlijn voor ozon is in voorbereiding. Veel van de luchtkwaliteitsdoelen zijn afgeleid van de gezondheidkundige richtlijnen opgesteld ter bescherming van de bevolking in de Air Quality Guidelines van de WHO (b.v. WHO, 1999).

Dit hoofdstuk bespreekt de directe effecten van luchtverontreiniging op mens, plant en materialen. Achtereenvolgens komen aan de orde: de gezondheid van mensen (*paragraaf*

4.2), effecten op landbouwgewassen en natuurlijke vegetatie (*paragraaf 4.3*) en schade aan materialen (*paragraaf 4.4*). Vervolgens wordt ingegaan op een aantal onzekerheden (*paragraaf 4.5*), waarna het hoofdstuk wordt afgesloten met een paragraaf met conclusies (*paragraaf 4.6*).

4.2 Gezondheidseffecten

4.2.1 Inleiding

Sinds de grote smogepisodes gedurende de jaren 50 en 60 worden de gevaren van luchtverontreiniging voor de gezondheid wereldwijd onderkend. Epidemiologie heeft daarbij een belangrijke rol gespeeld door de associaties (consistente statistische relaties) aan te geven tussen concentraties en gezondheidseffecten (b.v. Katsouyanni *et al.*, 1996). Inhalatie toxicologisch en klinisch onderzoek heeft gezorgd voor inzicht in de mechanismen die leiden tot biologische schade als gevolg van blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen. Componenten die veel aandacht hebben gekregen zijn CO, zwarte rook, fijn stof, O₃, NO₂ en SO₂ (Sandström, 1995; ATS, 1996a; ATS, 1996b). De afgelopen jaren is er (opnieuw) aandacht voor de mogelijk schadelijke effecten van fijn stof. Internationaal epidemiologisch onderzoek laat zien dat er een associatie is tussen een aantal gezondheidseffecten en fijn stof concentraties in de buitenlucht (Vedal, 1997).

Blootstelling aan luchtverontreiniging kan zeer diverse negatieve gezondheidseffecten veroorzaken, zie *tabel 4.3*. Minder ernstige effecten, zoals afname van longfunctie, toename van respiratoire symptomen, en ontstekingsreacties komen op grote schaal voor. Voor een deel van de effecten is in klinische studies de relatie met luchtverontreiniging aangetoond onder gecontroleerde blootstellingscondities. Ernstige effecten zoals ziekenhuisopnames en sterfte treden minder frequent op, en betreffen vaak specifieke groepen in de bevolking zoals ouderen met bestaande hart- of longaandoeningen. De onzekerheid over de relatie tussen luchtverontreiniging en gezondheid is het grootst bij de ernstige effecten.

Tabel 4.3. Negatieve gezondheidseffecten die gerelateerd kunnen zijn aan luchtverontreiniging (Sandström, 1995; ATS, 1996a; ATS, 1996b).

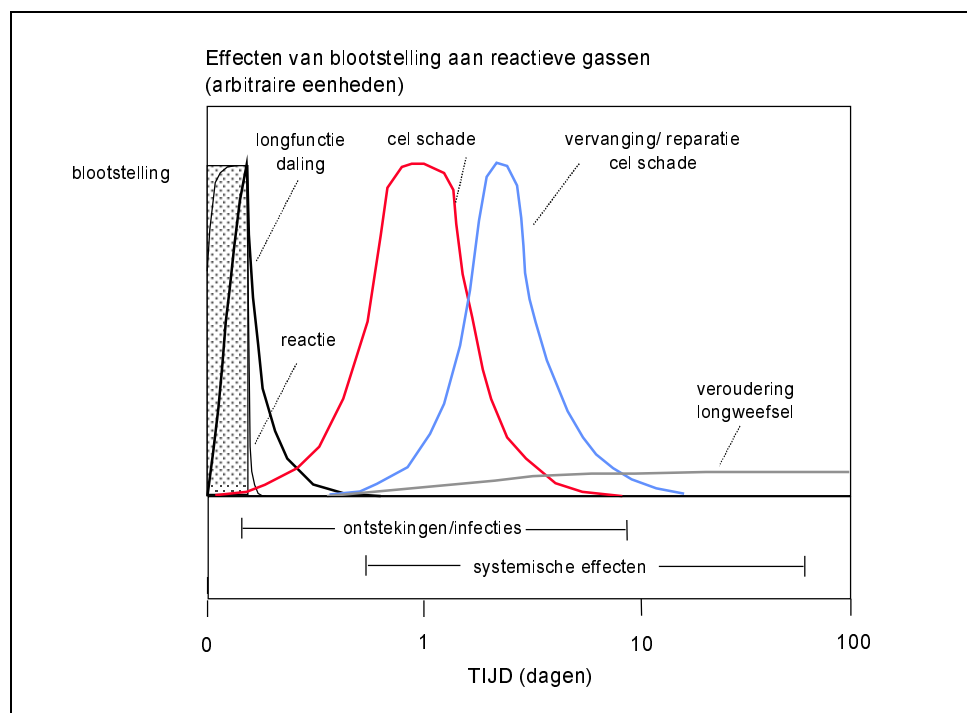
Effect
Stankoverlast en hinder
Afname longfunctie
Toename respiratoire symptomen
Ontstekingsreacties
Toename respiratoire infecties
Cardiovasculaire klachten
Allergische reacties
Extra gevoeligheid CARA patiënten
Opname ziekenhuis
Vervroegde sterfte

Deze paragraaf geeft een overzicht van de op basis van mechanistische kennis te verwachten gezondheidseffecten voor SO₂, NO₂, O₃, fijn stof en NH₃. Daarna wordt besproken op welke wijze negatieve gezondheidseffecten als gevolg van luchtverontreiniging gekwantificeerd kunnen worden. Ter illustratie is in *paragraaf 4.2.4* voor ozon op basis van epidemiologische associaties en op basis van ketenmodelberekeningen de aan ozon gerelateerde gezondheidseffecten op de volwassen bevolking geschat. Centraal daarbij staat de relatie tussen het voorkomen van negatieve gezondheidseffecten met overschrijdingen van de WHO-richtwaarde.

4.2.2 Effecten van O₃, NO₂, NH₃ en SO₂

Ozon, NO₂, NH₃ en SO₂ zijn reactieve verbindingen die na inademing schade kunnen veroorzaken aan de weefsels in de luchtwegen. De schade ontstaat door een relatief snelle keten van reacties met celmembranen waarbij diverse metabolieten ontstaan die eveneens reactief zijn. De werking van ozon en NO₂ is oxidatief, terwijl SO₂ en ook NO₂ betrokken zijn bij de vorming van zuur (H⁺-ionen) in de luchtwegen. Ammoniak daarentegen is zwakke base en zorgt in de luchtwegen voor de vorming van OH⁻-ionen.

Als gevolg van blootstelling aan een reactief gas worden diverse biologische processen in gang gezet, die zich afspelen op verschillende tijdschalen (Menzel, 1980). Direct na de blootstelling neemt de longfunctie af, zie *figuur 4.1*. Deze afname hangt mogelijk samen met de initiële schade die ontstaat aan epitheelcellen na contact met het reactieve gas. Er wordt verondersteld dat receptoren vlak onder het epitheel worden geprikkeld die tot bronchoconstrictie leiden. Daarnaast kunnen door de celschade ontstekingsreacties ontstaan als het plasma uit de cel lekt. Als de verontreiniging doordringt tot in de diepe delen van de longen wordt ook schade aangebracht aan alveolaire macrofagen die een rol spelen bij de afweer, waardoor de gevoeligheid voor infecties vergroot. Ozon en NO₂ hebben naast bovengenoemde effecten ook een deregulerend effect op het cardiovasculaire systeem, wat zich kan uiten in een verstoring van de lokale bloedsomloop in de longen. In de periode na de blootstelling (tot 20 dagen) zal geheel of gedeeltelijk herstel optreden van de opgelopen schade.



Figuur 4.1. Temporele opeenvolging van schade en herstel na eenmalige blootstelling aan een reactief gas in lucht (vrij naar Menzel, 1980).

Bij herhaalde blootstelling kunnen er veranderingen optreden in de longfunctie respons. Uit klinisch- en toxicologisch onderzoek blijkt bijvoorbeeld dat er sprake is van aanpassing, waarbij na herhaalde blootstelling aan identieke doseringen, de respons in longfunctiedaling en de gevoeligheid voor ontstekingen vermindert (Folinsbee *et al.*, 1982; ATS, 1996a). Parallel hieraan zijn er veranderingen waargenomen in het celweefsel (Devlin *et al.*, 1997). Beschadigde cellen worden grotendeels vervangen door meer resistente cellen, hetgeen de gevoeligheid voor de reactieve component kan verminderen. Dergelijke veranderingen kunnen

op den duur echter ook nadelige gevolgen hebben zoals een verlies van elasticiteit van het longweefsel (ATS, 1996a).

De verschillen in toxiciteit tussen O₃, NO₂, NH₃ en SO₂ worden vooral veroorzaakt door hun chemische eigenschappen (Sandström, 1995). Ozon is een zeer sterke oxidator die nauwelijks oplosbaar is in water. Door de slechte oplosbaarheid kan ozon diep in de longen doordringen tijdens de ademhaling, waar het reageert met celmembranen. Bij deze reactie vrijkomende metabolieten (onder andere peroxiden) zijn eveneens sterk reactief. NO₂ is een matige oxidator, maar is iets beter oplosbaar, waardoor de hoogste dosis voorkomt in de bovenste delen van de longen. De reactie van NO₂ met celmembranen is vergelijkbaar met die van O₃, maar is minder sterk. Na oplossing van NO₂ in de vloeistoflaag van de longwand ontstaat het zure HNO₂ en HNO₃ welke mogelijk schade veroorzaken aan epitheelcellen. SO₂ is goed oplosbaar in water in vergelijking tot O₃ en NO₂, zodat bij gewone ademhaling door de neus het grootste deel oplost in de vochtige delen van de neuskeelholte. Bij ademhaling door de mond is echter penetratie mogelijk tot in de longen. Het toxicologische mechanisme van SO₂ is niet geheel duidelijk. Na het oplossen van SO₂ in waterdamp en de vochtige delen van de bovenste luchtwegen ontstaat een zure oplossing die mogelijk reageert met celmembranen. De werking van NH₃ in de luchtwegen is zwak basisch. Ammoniak lost zeer goed op in water, waarbij NH₄⁺ en OH⁻ ontstaan. De grootste dosering treedt op in de vochtige delen van de bovenste luchtwegen. Bij relatief hoge concentraties kan het voor irritatie en hoestprikkels zorgen (bij continue blootstelling > 3.5 mg/m³ binnen een dag). Bij zeer hoge dosering (> 35 mg/m³ continue blootstelling binnen een half uur) kan ammoniak ook in de longen terecht komen, waar verbranding van weefsel kan optreden.

Tabel 4.4. Oplosbaarheid, dosimetrie en chemische reactiviteit in de luchtwegen van O₃, NO₂, SO₂ en NH₃.

Stof	Oplosbaarheid	Dosis	Reactiviteit
O ₃	Slecht	Diepe delen long	Sterke oxidator
NO ₂	Matig	Bovenste delen long	Oxidator, zuurvormend
SO ₂	Goed	Neus en keelholte	Zuurvormend
NH ₃	Goed	Neus en keelholte	Zwakke base

Op basis van de oplosbaarheid, dosimetrie en chemische reactiviteit (zie tabel 4.4) kan geconcludeerd worden dat de intrinsieke luchtwegtoxiciteit (per mol stof) afneemt in de volgorde: O₃ > NO₂ > SO₂ en NH₃. Of deze gassen ook een actueel gevaar vormen voor de gezondheid hangt af van de blootstellingsconcentraties. De concentraties van deze stoffen in de atmosfeer kunnen een beeld geven van de potentiële blootstelling. De gemiddelde concentratie van O₃ is het hoogst gevolgd door NO₂, NH₃ en SO₂. De gradatie in de potentiële blootstellingen is daarmee op regionale schaal identiek aan die van de intrinsieke toxiciteit. Dit beeld moet echter op het aantal punten worden genuanceerd. De NO₂-concentraties gemeten op de stad- en straatstations zijn aanzienlijk hoger dan de regionale achtergrond, terwijl de gemeten ozonconcentraties in stedelijke gebieden vaak lager zijn dan de regionale achtergrond. In de gebieden waar intensieve veeteelt plaatsvindt kunnen lokaal veel hogere NH₃-concentraties optreden dan gemiddeld in Nederland (hoogste concentratie gemeten in 1996 was 500 µg/m³).

4.2.3 Effecten van fijn stof

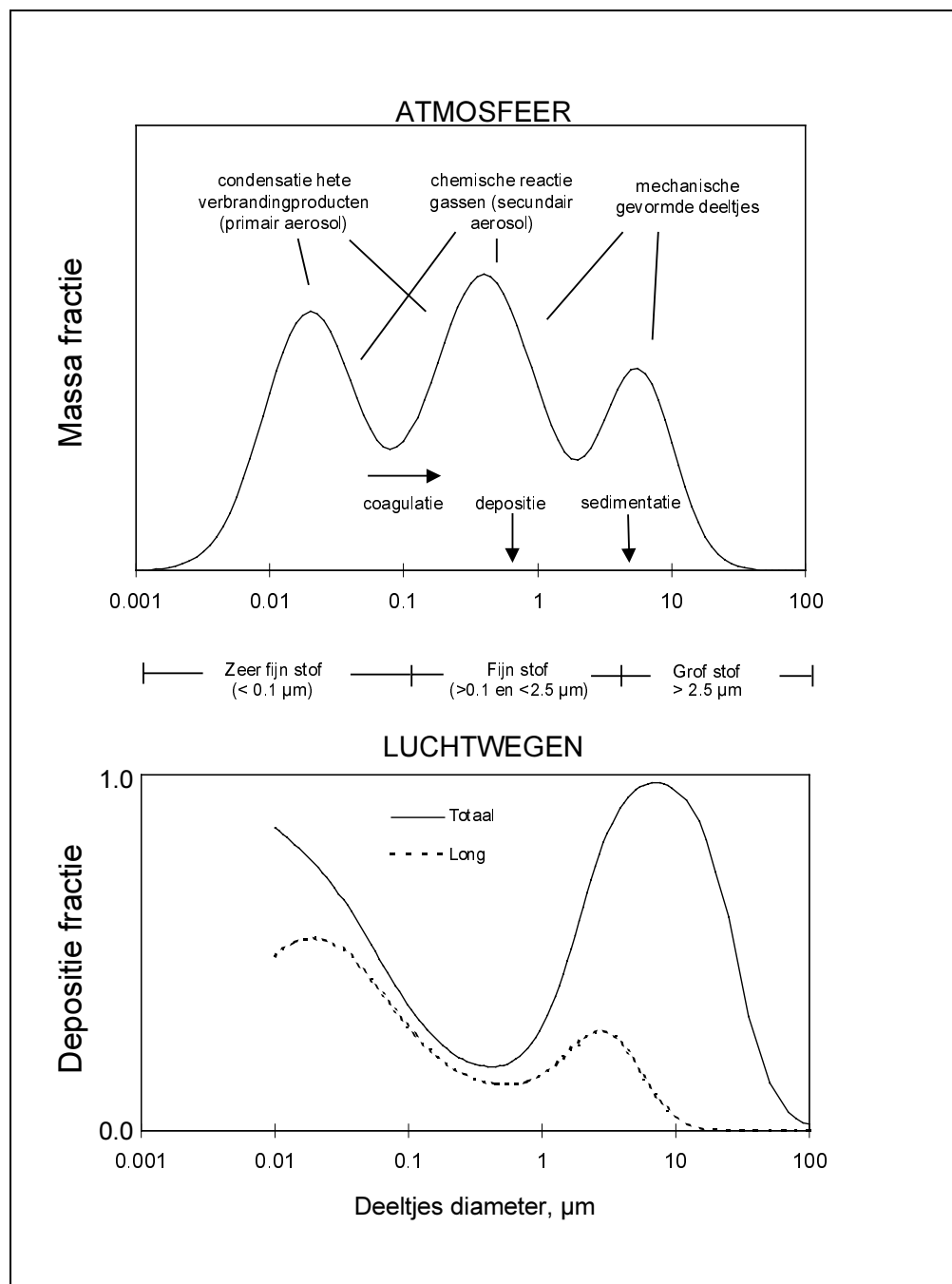
Internationaal epidemiologisch onderzoek doet vermoeden dat ernstige gezondheidseffecten samengaan met de aanwezigheid van fijn stof in de atmosfeer (Vedal, 1997; Bloemen *et al.*, 1998). Het herleiden van de mechanismen die de gezondheidseffecten van fijn stof veroorzaken, wordt bemoeilijkt doordat fijn stof een zeer heterogeen mengsel is van deeltjes met verschillende diameter en chemische samenstelling (Bloemen *et al.*, 1998, Van Bree en Cassee,

1999). *Figuur 4.2a* laat zien dat de deeltjesgrootteverdeling van atmosferisch aërosol bij benadering drie modaliteiten heeft, waarbij elke modus gerelateerd is aan verschillende bronnen. Bij inademing van buitenlucht aërosol zal slechts een deel van de deeltjes daadwerkelijk in de luchtwegen terechtkomen (*figuur 4.2b*). De totale depositie varieert tussen 20 en 100% afhankelijk van de diameter van de deeltjes. De depositie van grof stof (diameter > 2,5 µm) vindt vooral plaats in de neus, mond en keelholte. Alleen fijn stof (diameter tussen 0,1 µm en 2,5 µm) en ultra fijn stof (diameter < 0,1 µm) komen diep in de longen terecht. Tussen individuen treden grote verschillen op in de belasting van het longweefsel. De dosis per eenheid effectief long oppervlak bij mensen met luchtweg-aandoeningen, rokers, en kinderen is veel groter dan bij gezonde mensen, als gevolg van verschillen in blootstelling, longfysiologie en ademhaling (Miller *et al.*, 1995).

Tabel 4.5. De belangrijkste hypothesen over de toxische werking van fijn stof (Van Bree en Cassee, 1999).

Biologisch mechanisme
Oxidatieve stress
Luchtweg ontstekingen
Oedeemvorming
Verslechterde O ₂ /CO ₂ uitwisseling
Hartfalen en verslechterde bloedsomloop in de luchtwegen
Toename plasma viscositeit en bloed coagulatie
Immunotoxiciteit
Neurologische disfunctie

Toxicologisch onderzoek heeft aangetoond dat bij proefdieren na blootstelling aan bepaalde soorten fijn stof in een aantal gevallen ernstige effecten zijn waar te nemen, waaronder ontstekingsreacties en cardiovasculair falen (Van Bree en Cassee, 1999). Hoewel er verschillende hypothesen zijn, is het feitelijke werkingsmechanisme van atmosferisch fijn stof nog onbekend. Een overzicht van hypothesen betreffende toxische werking van deeltjes die de diepe delen van de longen bereiken is samengevat in *tabel 4.5*. Een overzicht van fracties in fijn stof die mogelijk negatieve gezondheidseffecten kunnen veroorzaken is weergegeven in *tabel 4.6*. Er zijn grote verschillen in de ernst van de effecten als gevolg van chemische samenstelling. Het secundaire zure aërosol (bestaande uit ammoniumnitraat-, zwavelzuur-, ammoniumsulfaat- en ammoniumbisulfaat-zouten) heeft bij de huidige concentratieniveaus een beperkt toxische werking. Het zure aërosol wordt grotendeels geneutraliseerd door ammoniakproductie in de long en door verdunning (Cocks en McElroy, 1984). Voor andere componenten komen daarentegen steeds meer aanwijzingen dat ze zeer toxisch zouden kunnen zijn. Recent onderzoek laat zien dat vooral complexe mengsels met metaalzouten en primaire aërosolen toxicologisch potent zijn. Mogelijk omdat een aantal van deze metaalzouten participeren in de elektronenoverdracht bij biochemische processen en kunnen resulteren in de vorming van schadelijke vrije radicalen. Daarnaast is gesuggereerd dat mengsels van deeltjes en gasvormige oxidanten kunnen zorgen voor effecten in de diepe delen van de luchtwegen.



Figuur 4.2. Schematische weergave van (a) massa-deeltjesverdeling in de atmosfeer en de belangrijkste processen van ontstaan en verdwijnen van deeltjes (Bloemen et al., 1998) en (b) berekende depositie fractie (Cassee et al, 1999) in de luchtwegen van een volwassene in rust als functie van aërodynamische deeltjes diameter. 'Totaal' depositie omvat naast de long ook depositie in neus, mond en keelholte.

Tabel 4.6. Fracties en componenten in PM10 die mogelijk toxisch zijn (Van Bree en Cassee, 1999).

Fractie of component
Secundaire zure deeltjes en deeltjes met een zure coating
Fijne (primaire) koolstofdeeltjes met oplosbare (oxy) reactieve (metaal)componenten
Onoplosbare ultrafijne deeltjes (< 0.1 μm)
Met biologische componenten vervuilde deeltjes
Mengsels van gassen en deeltjes

4.2.4 Kwantificering van effecten

Om effecten van luchtverontreiniging op de volksgezondheid te kwantificeren, zijn dosis-effect, of concentratie-respons relaties nodig. Dosis-effect relaties geven de relatie tussen de mate waarin een bepaald effect optreedt en de toegediende dosis van verontreiniging. De dosis wordt afgeleid uit de blootstellingsconcentratie en de ademhalingsnelheid. Deze relaties kunnen worden vastgesteld door klinisch onderzoek. Humaan klinisch onderzoek is beperkt tot relatief milde blootstellingscondities en relaties met eenvoudig te meten longfunctie indicatoren zoals bijvoorbeeld de FEV₁- (het volume lucht die in 1 seconde geforceerd uitgedemd kan worden) afname en de toename van luchtweg-weerstand. Dierexperimenteel onderzoek biedt daarentegen meer mogelijkheden om biologische schade aan weefsels vast te stellen. De mogelijkheden om deze resultaten te gebruiken voor de evaluatie van gezondheidseffecten in de mens vereist echter een, veelal lastige, dier naar mens extrapolatie (Jarabek *et al.*, 1989). Epidemiologisch onderzoek richt zich bij het zoeken van dosis-effect relaties vooral op de relatie tussen gemeten concentraties op vaste monitoring locaties en waargenomen effecten in de bevolking.

Bij concentratie-respons relaties gaat het er om hoeveel individuen in de bevolking een bepaald effect vertonen in relatie tot de concentratie van de luchtverontreiniging. Deze relatie wordt afgeleid uit tijdseries van gezondheidsindicatoren en concentraties op vaste monitoring locaties, rekening houdend met versturende variabelen zoals temperatuur. Een gestandaardiseerde methodologie voor dergelijke analyses in Europa wordt ontwikkeld in het kader van het APHEA project (Katsouyanni *et al.*, 1996; Schwartz *et al.*, 1996).

Klinische dosis-effect relaties voor ozon

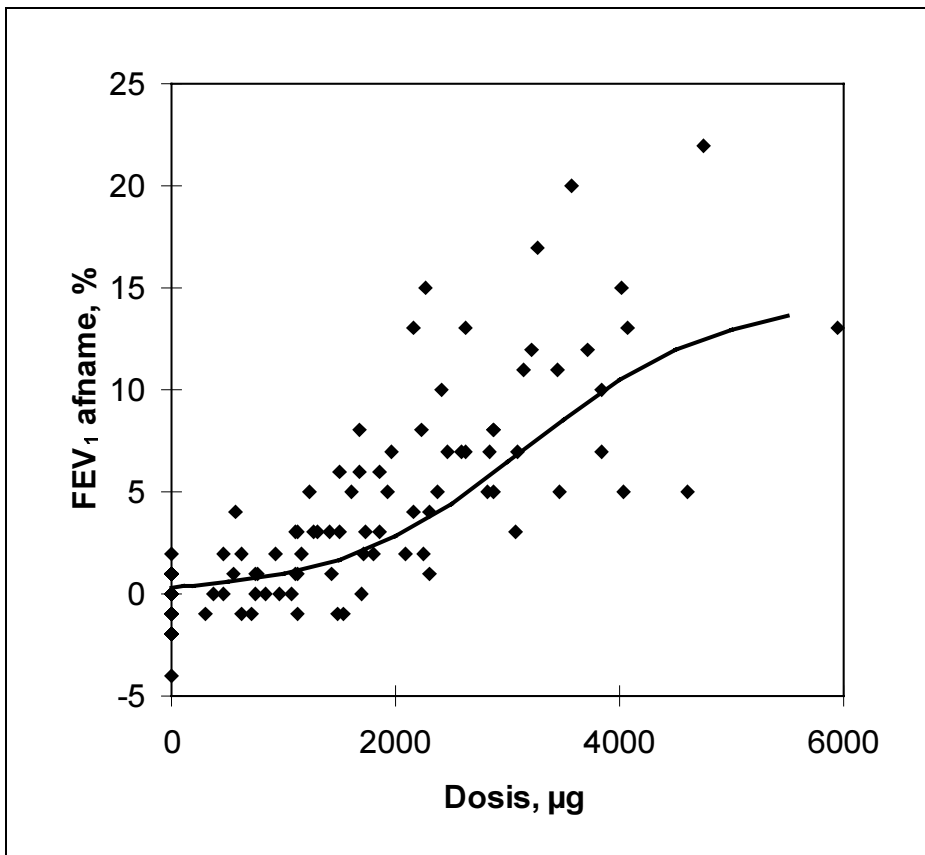
Het klinische onderzoek heeft zich vooral gericht op dosis-effect relaties voor ozon. Met name de relatie tussen dosis en FEV₁-verlies na inhalering van lucht met hoge ozon concentraties is goed onderzocht (b.v. McDonnell *et al.*, 1997). Dit onderzoek laat zien dat na 2-8 uur blootstelling aan ozon een aanzienlijke afname van FEV₁ kan optreden (tot 20%). Herstel treedt in de meeste gevallen op binnen 24 uur na de blootstelling (Folinsbee *et al.*, 1982). *Figuur 4.3* toont de gevonden dosis-effect relatie gecompileerd uit 11 Amerikaanse studies. De figuur laat duidelijk zien dat er grote variatie bestaat en dat een deel van de onderzochte personen geen duidelijke respons vertoont bij een lage dosis. Tevens blijkt uit de figuur dat het effect niet-lineair afhangt van de dosis. In de literatuur worden naast dosis-effect relaties voor longfunctievermindering ook relaties gemeld voor toename van luchtwegweerstand en de toename van ontstekingsreacties (bijvoorbeeld WHO, 1999). Humaan onderzoek naar de relatie tussen meerdaagse blootstelling en effecten is pas recentelijk gestart (b.v. Devlin *et al.*, 1997). Uit dit onderzoek, alsmede uit eerder experimenteel dieronderzoek (Van Bree *et al.*, 1989) blijkt echter dat relevante gezondheidseffecten (celschade, ontstekingsreacties) zich ook manifesteren op langere termijn, zowel bij eenmalige als meerdaagse blootstelling.

Epidemiologische concentratie-respons relaties

Associaties tussen longfunctiedaling en luchtkwaliteit zijn in Nederland diverse malen onderzocht. Het betreft hier studies die zich met name richten op kinderen en specifieke groepen volwassenen (sportende jonge mensen). Een literatuuroverzicht wordt gegeven in Hoek *et al.* (1997). Voor een groot aantal verschillende stoffen is een samenhang gevonden tussen concentraties en longfunctiedaling, respiratoire symptomen en/of medicijngebruik. De met luchtverontreiniging geassocieerde longfunctiedaling was gemiddeld 1.0-2.5% over het onderzochte concentratiebereik. Voor ozon werd voor kinderen een FEV₁ verlies van 2.5% vastgesteld over een range van dagelijkse maximum 1-uurs concentraties van 0 tot 240 µg m⁻³ ozon

(Hoek *et al.*, 1993). De bijbehorende concentratie-effect en concentratie-respons relaties zijn afgebeeld in *figuur 4.4*.

Twee recentelijk uitgevoerde Nederlandse epidemiologische studies hebben de samenhang tussen luchtverontreiniging en sterfte (Hoek *et al.*, 1997) en luchtverontreiniging en spoedopnames (Vonk en Schouten, 1998) in kaart gebracht. Deze twee studies richtten zich op ziekenhuisopnames in de periode 1982-1995 en sterfte in de periode 1986-1993 en zijn beiden landsdekkend. Er is in beide studies gecorrigeerd voor een groot aantal versturende variabelen, waaronder lange termijn trends, seizoenstrends, griep, buitentemperatuur, relatieve luchtvochtigheid, dag van de week en vakantiedagen.



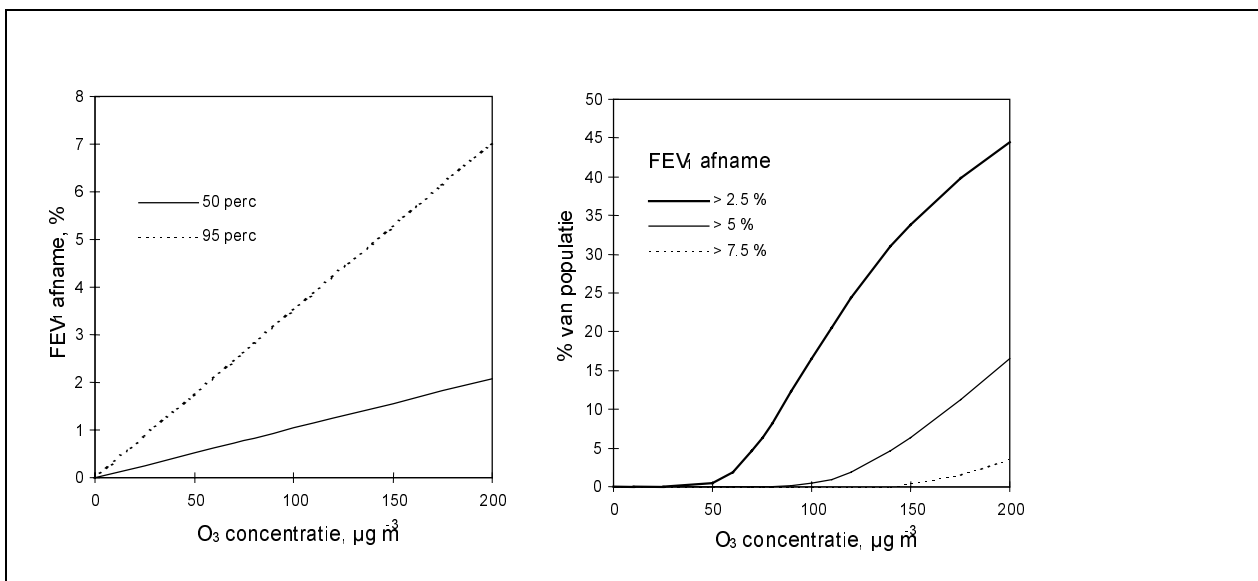
Figuur 4.3. Ozon dosis effect (FEV₁ afname) relatie gefit door experimenteel klinische data uit 11 Amerikaanse studies (Rombout en Schwarze, 1997). Punten representeren groepsgemiddelden. De dosis refereert aan eenmalige blootstellingscondities van 2-8 uur en concentraties van 0-600 µg/m³ waarbij de volwassen gezonde vrijwilligers zich licht tot zwaar inspanden. De lijn representeert de gemiddelde trend.

Tabel 4.7 geeft een overzicht van de gemiddelde sterfte en spoedopnames in Nederland in verschillende effect-categorieën. Het blijkt dat het grootste deel van de sterfte en spoedopnames ouderen betreft.

Tabel 4.7. Gemiddeld aantal sterfgevallen en ziekenhuisopnames in Nederland in de periode 1986-1994 per sterfte/opname categorie (Hoek et al., 1997; Vonk en Schouten, 1998).

Hoofd-Categorie	Sub-Categorie	Aantal per dag Alle leeftijden	Aantal per dag, Leeftijd > 65 jaar
Mortaliteit	Totaal	333	270
	Cardiovasculair	142	122
	COPD ^a	16	14
	Pneumonie	10	10
Opnames	Luchtwegklachten	129	52
	COPD	39	24
	Astma	13	2
	Cardiovasculair	262	168

^aCOPD = Chronic Obstructive Pulmonary Disease (= CARA exclusief astma)



Figuur 4.4. (links) Epidemiologische concentratie-effect relatie voor ozon (dagelijkse maximum 1-uurs concentratie) en FEV₁-verlies voor 500 Nederlandse kinderen (Hoek et al., 1993). De mediane helling van de lineaire relatie is 0.01 % per µg/m³; de variantie van de helling is 0.2. (rechts) Concentratie-respons relatie voor FEV₁-verlies van 2.5, 5 en 7.5 %. Deze relatie is afgeleid uit de rechterfiguur onder de veronderstelling dat de variantie van de helling voor 10 % wordt bepaald door de variatie in de onderzochte populatie.

Tabel 4.8 geeft de gevonden associaties tussen de onderzochte gezondheidsindicatoren en concentraties van O₃, NO₂, SO₂ en PM₁₀. De associaties zijn gepresenteerd als additionele risico's in relatie tot het vermelde concentratiebereik. Bij de interpretatie van deze gegevens is het belangrijk om te weten of de concentraties van de stoffen onderling correleren. Associaties voor onderling sterk correlerende stoffen kunnen niet individueel worden geïnterpreteerd. Tabel 4.9 geeft de correlatiematrix, waaruit blijkt dat de concentraties van NO₂, SO₂ en PM₁₀ onderling sterk samenhangen. Dit is te verklaren uit het feit dat deze stoffen simultaan vrijkomen bij verbrandingsprocessen, waarna hun verspreiding als gevolg van de meteorologische omstandigheden eveneens op identieke wijze plaatsvindt. De effecten van NO₂, SO₂ en PM₁₀ dienen daarom te worden geïnterpreteerd als effecten van het mengsel. In principe kan elk van de stoffen als een indicator optreden voor het mengsel. De ozonconcentratie daarentegen correleert minder sterk met de andere stoffen, zodat de eventuele gevonden samenhang tussen ozon en gezondheidseffecten tot op zekere hoogte direct kunnen worden toegeschreven aan ozon.

Tabel 4.8. Additionele risico's (in %) en 95% betrouwbaarheidsinterval voor vervroegde sterfte en ziekenhuis spoedopnames in Nederland, geassocieerd met daggemiddelde concentraties (NO_2 , SO_2 en PM_{10}) of 8-uurs gemiddelde concentratie (O_3), over de aangegeven range. Epidemiologisch significante waarden zijn vet gedrukt. (Hoek et al., 1997; Vonk en Schouten, 1998)

Concentratie range ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	O_3 0-150	NO_2 0-50	SO_2 0-50	PM_{10} 0-100
Totale mortaliteit ^a	3,9 (2,4–5,4)	2,7 (1,8–3,6)	2,4 (1,4–3,4)	2,0 (0,4–3,7)
Cardiovasculaire mortaliteit ^a	5,5 (3,2–7,9)	1,6 (0,2–3,0)	2,4 (0,9–4,0)	1,1 (-1,4–3,6)
COPD mortaliteit ^a	0,6 (-5,8–7,4)	5,2 (1,1–9,5)	-1,1 (-5,4–3,4)	6,8 (-0,4–14)
Pneumonie mortaliteit ^a	14,6 (6,2–24)	8,8 (3,2–15)	5,0 (-0,9–11)	7,6 (-1,3–17)
Ziekenhuisopnames (luchtwegklachten) ^b	1,7 (-0,8–4,2)	2,0 (0,4–3,6)	2,3 (0,6–4,0)	3,3 (0,7–5,8)
Ziekenhuisopnames (COPD) ^b	0,6 (-3,4–4,7)	3,8 (1,0–6,6)	3,9 (0,9–7,0)	6,5 (2,2–11)
Ziekenhuisopnames (astma) ^b	2,9 (-3,2–9,4)	4,8 (0,5–9,2)	-1,6 (-6,1–3,0)	-1,1 (-8,1–6,5)
Ziekenhuisopnames (cardiovasculair) ^b	0,2 (-1,4–1,8)	0,9 (-0,2–2,0)	1,5 (0,2–2,7)	1,2 (-0,6–3,1)

^a associatie met concentratie op voorgaande dag.

^b associatie met concentratie twee dagen voor het waargenomen effect.

Tabel 4.9. Spearman correlatie coëfficiënten tussen O_3 , NO_2 , SO_2 , en PM_{10} concentraties in de buitenlucht (Hoek et al., 1997).

	O_3	NO_2	SO_2	PM_{10}
O_3	-	-0,402	-0,284	-0,045
NO_2	-0,402	-	0,711	0,617
SO_2	-0,284	0,711	-	0,652
PM_{10}	-0,045	0,617	0,652	-

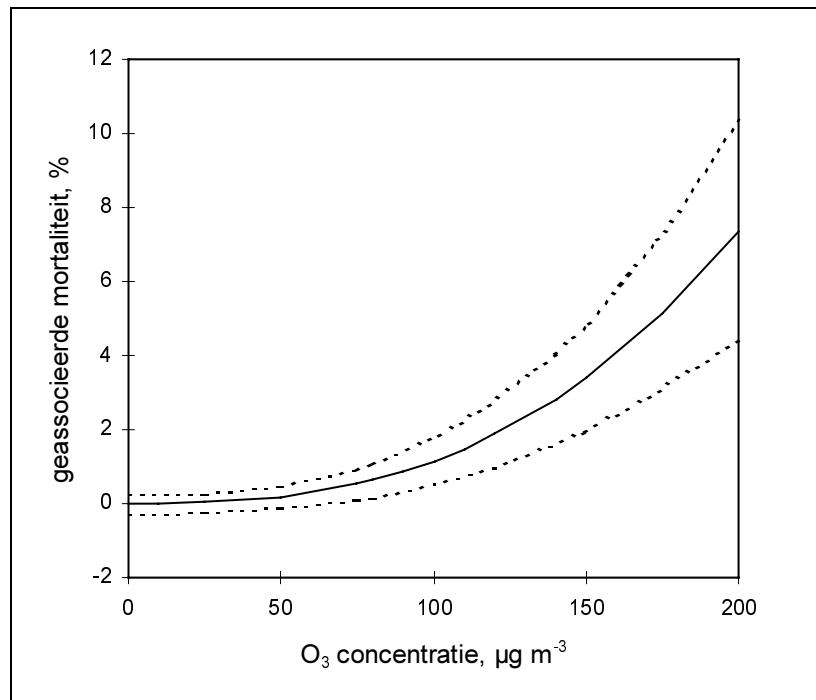
Ozon vertoont de hoogste significante associaties met mortaliteit over het totale concentratiebereik van 0-150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (tabel 4.9). Met name de associatie met pneumonie-mortaliteit is relatief hoog. De vorm van de concentratie-respons relatie behorende bij de associatie met de totale mortaliteit is afgebeeld in *figuur 4.5*. Het niet-lineaire gedrag betekent dat de respons per eenheid ozon bij lage concentraties relatief lager is dan bij hoge concentraties. Opgemerkt moet worden dat de associatie tussen ozon en sterfte zoals gevonden in Nederland, niet ondersteund wordt door buitenlandse bevindingen. Doordat de associaties tussen ozon en ziekenhuisopnames in dezelfde studies ontbreekt, is de plausibiliteit voor ozon in relatie tot vervroegde sterfte matig.

Het NO_2 , SO_2 en PM_{10} cluster vertoont evenals O_3 samenhang met het mortaliteitsniveau, maar in een aantal gevallen is deze samenhang statistisch gezien niet significant. De associatie van PM_{10} met totale mortaliteit is matig sterk (0.2 % van de mortaliteit per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10}). Dit is opmerkelijk omdat Amerikaans onderzoek een consistente associatie laat zien van 1.0 % van de mortaliteit per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} (Vedal, 1997).

Significante associaties van ozon met spoedopnames werden niet gevonden (tabel 4.9; Vonk en Schouten, 1998). Voor de ziekenhuisopnames zijn voor het cluster NO_2 , SO_2 en PM_{10} in tegenstelling tot ozon wel significante associaties gevonden. Hierin valt vooral de sterke associatie op van PM_{10} met COPD gerelateerde spoedopnames.

4.2.5 Gezondheidseffecten bij normoverschrijding

Als voldoende kwantitatieve informatie over de effecten in relatie tot concentratie of dosis van specifieke componenten beschikbaar is, kan de verhouding tussen normoverschrijding en het voorkomen van negatieve gezondheidseffecten worden geëvalueerd. Hiertoe worden de normoverschrijdingen en de gezondheidsindicatoren onafhankelijk van elkaar uit de tijdreeksen van concentraties afgeleid. Dit maakt zichtbaar hoe ernstig de effecten bij normoverschrijdingen zijn. Immers, het effect is afhankelijk van het niveau van de concentratie en niet van de overschrijding als zodanig. Bovendien kan worden vastgesteld wat de omvang van de gezondheidsschade is als de norm niet wordt overschreden.



Figuur 4.5. Concentratie-respons relatie voor mortaliteit (% van totale sterfte geassocieerd aan ozon) en ozon concentratie (8-uurs gemiddelde concentratie voorgaande dag tussen 12:00-20:00 uur). De getrokken lijn geeft de gemiddelde relatie. De stippellijnen geven het 95% betrouwbaarheidsinterval aan (Hoek *et al.*, 1997).

Als voorbeeld is een dergelijke exercitie uitgevoerd voor acute effecten van ozon. Voor ozon zijn er zowel uit klinische- als epidemiologische onderzoek kwantitatieve gegevens beschikbaar over de relatie met gezondheidseffecten. Het klinisch onderzoek heeft voor ozon een dosis-effect relatie opgeleverd voor FEV₁-verlies en uit epidemiologisch onderzoek zijn eenduidige concentratie-respons curven voor FEV₁-verlies en mortaliteit af te leiden. Bij de epidemiologische relaties is causaliteit verondersteld.

Methoden

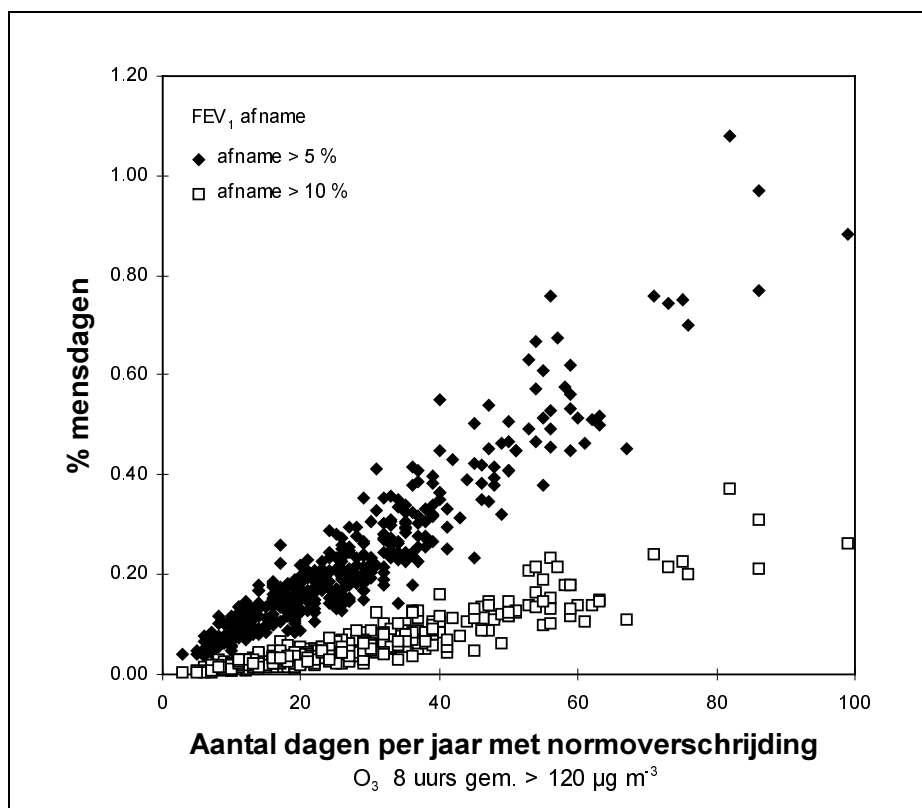
Als indicator voor de longfunctie is de klinische dosis-effect relatie voor FEV₁ (figuur 4.3) in een causale ketenbenadering gebracht. Deze keten omvat de schatting van concentratie-blootstelling-dosis-effect voor de volwassen bevolking van Nederland. Het AirPEX model (Freijer *et al.*, 1997) is gebruikt om op basis van concentratiereeksen voor alle jaren in de periode 1978-1996 van de meetstations van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) realistische blootstellings- en dosisdistributies in de bevolking te berekenen. Het model houdt rekening met de individuele verschillen in de tijdbesteding gedurende de dag (verblijf in verschillende micro-omgevingen en inspanning als functie van de tijd) op basis van een groot tijdbestedingsonderzoek onder de Nederlandse bevolking (Intomart, 1995). De geschatte blootstel-

ling is tenslotte gebruikt om de distributie van FEV_1 -verlies te berekenen. Hierbij werd met behulp van een statistische methode de variatie rond de gemiddelde dosis-effect relatie verdisconteerd. Hetzelfde gezondheidseffect is ter verificatie van de ketenberekening bovendien berekend op basis van de associatie tussen FEV_1 -verlies en ozonconcentratie bij kinderen (figuur 4.4). Verondersteld is daarbij dat de associatie voor kinderen identiek is aan die van volwassenen.

Als ernstig acuut gezondheidseffect is mortaliteit geëvalueerd. Op basis van de concentratie-respons relatie tussen de dagelijks 8-uurs gemiddelde concentratie tussen 12:00 en 20:00 uur is het dagelijks aantal doden geassocieerd met ozon berekend. Eveneens is voor elke meetserie het aantal dagen met normoverschrijding berekend van het 8-uurs gemiddelde van $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO standaard) die bedoeld is ter bescherming van de volksgezondheid.

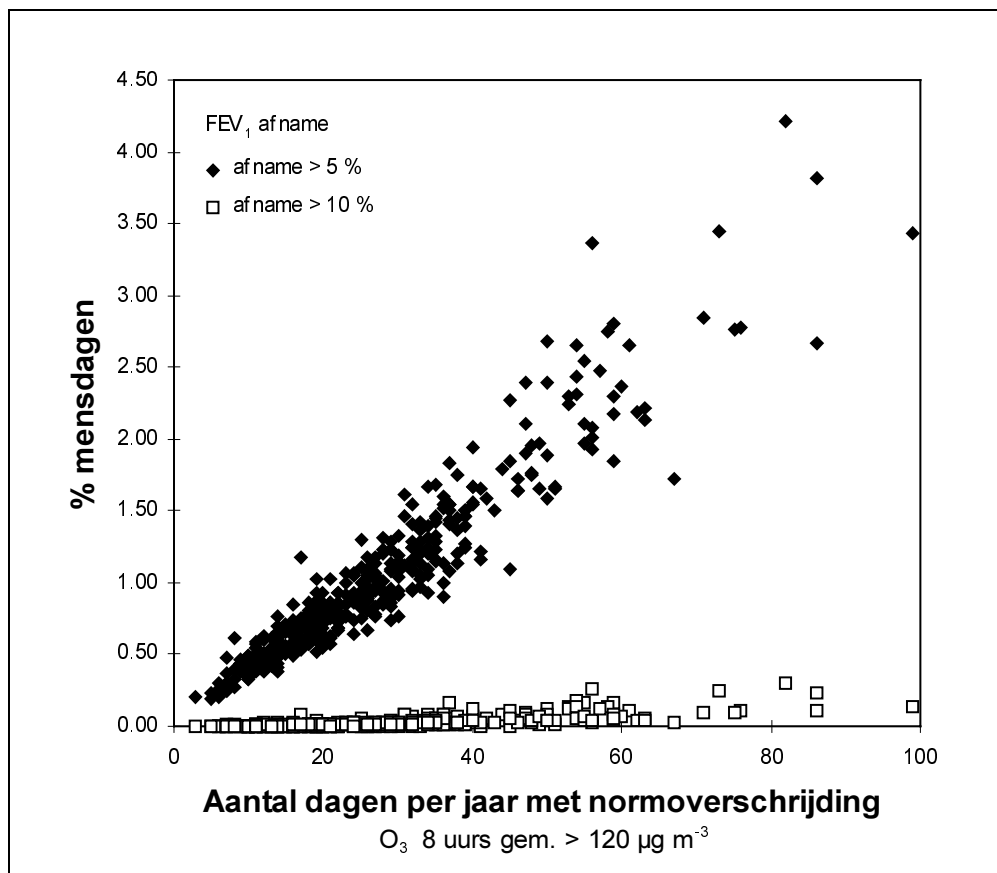
Resultaten

De resultaten voor de WHO 8 uren gemiddelde richtwaarde van $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zijn afgebeeld in figuren 4.6-8. Het percentage mensdagen met FEV_1 -verlies $> 5\%$ en $> 10\%$ zoals geschat met het ketenmodel vertoont grote samenhang met het aantal dagen per jaar waarop de norm overschreden werd (zie figuur 4.6). Het 10% FEV_1 -verlies wordt over het algemeen gezien als een grens voor klinische relevantie (WHO, 1999). De puntenwolken representeren de gecombineerde ruimtelijke en temporele variatie binnen Nederland. Geconcludeerd kan worden dat de norm bescherming biedt voor de longfunctie, aangezien de trendlijn voor 5% FEV_1 -verlies door de oorsprong lijkt te gaan. Voor het 10% FEV_1 -verlies geldt dit ook. De respons in de bevolking bij normoverschrijding is echter veel lager ten opzichte van het 5% FEV_1 -verlies (een factor 5).



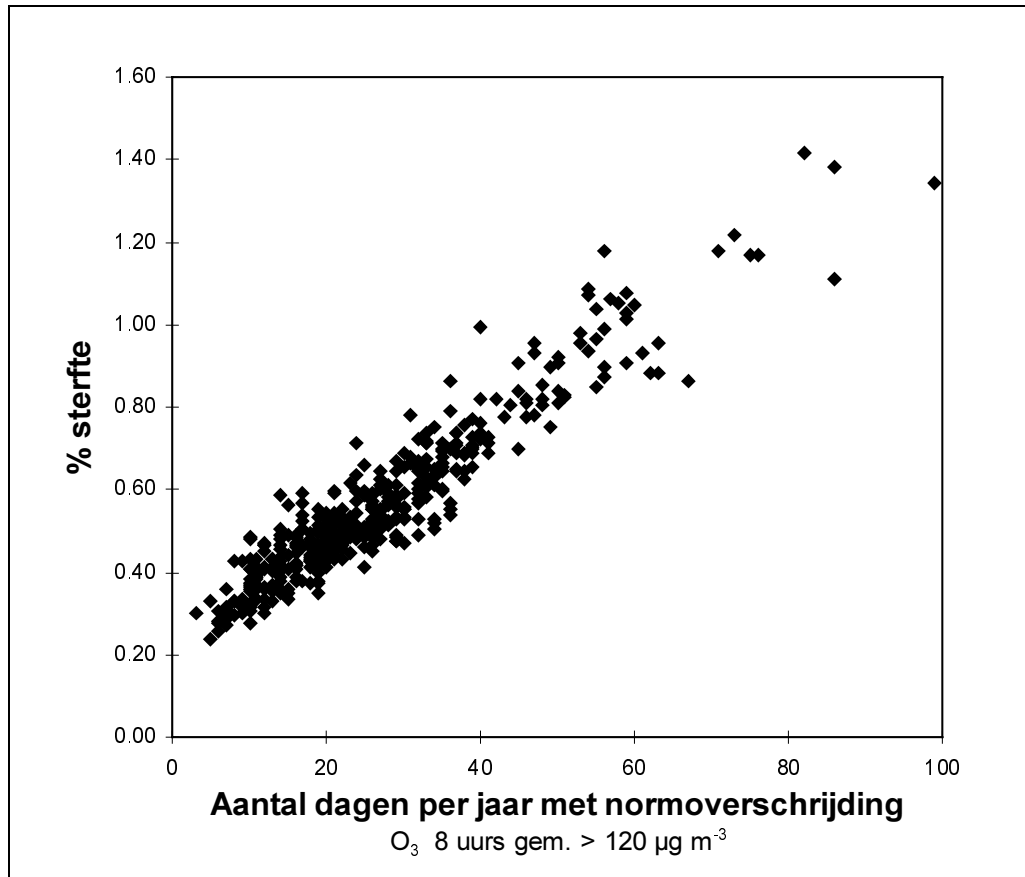
Figuur 4.6. Met het ketenmodel geschatte percentage mensdagen met een maximum $FEV_1 > 5\%$ en $> 10\%$ in de volwassen bevolking als gevolg van blootstelling aan ozon in relatie tot het aantal dagen normoverschrijding per jaar (aantal dagen met maximum 8 uren gemiddelde $> 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$). De punten geven de ruimtelijke en temporele spreiding weer zoals gevonden in tijdseries uit het LML in de jaren 1978-1996.

Figuur 4.7 presenteert dezelfde gezondheidsmaat als in *figuur 4.6*, maar dan op basis van epidemiologische associaties. De uitkomsten verschillen aanzienlijk. Opmerkelijk is dat bij 5% FEV₁-verlies de door het ketenmodel voorspelde waarden ca. vier maal lager zijn dan de waarden die gebaseerd zijn op de epidemiologische associaties, terwijl bij een 10% FEV₁-verlies de waarden circa 2 maal lager zijn. Dit verschil wordt in de eerste plaats veroorzaakt doordat de epidemiologie gebruik maakt van geforceerd door de oorsprong getrokken lineaire relaties, terwijl het ketenmodel gebaseerd is op een sigmoidale curve. Ten opzichte van het ketenmodel voorspelt de epidemiologische relatie daardoor een hoger FEV₁-verlies bij lage concentraties en een lager FEV₁-verlies bij hoge concentratie. Daarnaast speelt ook het verschil in de geschatte variatie in concentratie-effect en dosis-effect een rol. De variatie rond de gemiddelde trend in de dosis-effect relatie zoals gebruikt in het ketenmodel (*figuur 4.3*) is veel kleiner dan de variatie waargenomen in de concentratie-effect relatie uit het epidemiologisch onderzoek (*figuur 4.4*). Hierdoor is het aantal mensen met een hoog FEV₁-verlies bij lage concentraties in de ketenmodelberekeningen veel kleiner dan bij het gebruik van de epidemiologische relatie.



Figuur 4.7. Op basis van epidemiologie geschatte percentage mensdagen met een maximum FEV₁ > 5% en > 10% in de volwassen bevolking geassocieerd met ozon in relatie tot het aantal dagen normoverschrijding per jaar (aantal dagen met maximum 8 uren gemiddelde > 120 µg/m³). De punten geven de ruimtelijke en temporele spreiding weer zoals gevonden in tijdseries uit het LML in de jaren 1978-1996.

Figuur 4.8 toont de relatie tussen overschrijding van de 8 uren norm van 120 µg/m³ met de mortaliteit zoals berekend met behulp van de concentratie-respons relatie (*figuur 4.5*). Weer blijkt dat bij overschrijding van de norm de respons stijgt. Echter, bij 0 dagen normoverschrijding moet toch rekening worden gehouden met enige aan ozon geassocieerde sterfte (ca 0.20 %). Dit is een logisch gevolg van de gevonden concentratie-respons relatie, die ook bij lage ozonconcentraties een (weliswaar laag) risico aanduidt.



Figuur 4.8. Op basis van epidemiologische concentratie-respons relatie berekende toename van % van de mortaliteit geassocieerd aan ozon in relatie tot het aantal dagen ozon normoverschrijding per jaar (aantal dagen met maximum 8 uurs gemiddelde $> 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$). De punten geven de ruimtelijke en temporele spreiding weer zoals gevonden in tijdseries uit het LML in de jaren 1978-1996.

4.3 Effecten op planten

4.3.1 Inleiding

Planten kunnen direct door verontreiniging vanuit de lucht worden beïnvloed als indirect via de bodem. Verzurend werkt bij planten anders uit voor land- en tuinbouwgewassen dan voor bossen en natuurlijke vegetatie. Schade aan land- en tuinbouwgewassen is voornamelijk het gevolg van bovengrondse blootstelling; de indirecte effecten, via de bodem, worden door teelt- en bemestingsregimes gecompenseerd en/of vermeden. Bij schade aan natuurlijke vegetaties is sprake van een combinatie van directe bovengrondse beïnvloeding en indirecte invloed via de bodem.

Planten kunnen gasvormige luchtverontreiniging niet alleen opnemen, maar ook emitteren. Dit is aangetoond voor NH_3 , maar geldt waarschijnlijk ook voor NO_2 en NO . Bij de huidige concentratieniveaus in Nederland komt dit fenomeen zowel bij landbouwgewassen als in veel mindere mate bij natuurlijke vegetaties voor.

4.3.2 Effecten op land- en tuinbouwgewassen

Aard en intensiteit van de reactie van een gewas op luchtverontreiniging zijn afhankelijk van de aard van de stof, het blootstellingsniveau, planteigenschappen en externe groeiomstandigheden. Verschillen in genetische constitutie vormen de basis voor verschillen

in gevoeligheid tussen gewassen en cultivars. Directe effecten van luchtverontreiniging zijn vermindering van de groei en opbrengst, en vermindering van de esthetische kwaliteit als gevolg van zichtbare schade aan met name blad en/of bloem. Ook kunnen smaak en verteerbaarheid afnemen. Daarnaast kan de stressgevoeligheid van gewassen voor vorst, droogte, ziekten en plagen toenemen.

Gewasschade door NO_x en O_3 komt structureel en op nationale schaal voor. De economische schade wordt geschat op 0,5 tot 1 miljard gulden. Gewasschade als gevolg van incidenten en lokale schade komt ook voor (als gevolg van onder meer HF, NH_3 , C_2H_4 , PAN), maar wordt hier buiten beschouwing gelaten vanwege de geringe omvang (enkele tientallen miljoenen gulden; Van der Eerden *et al.*, 1986). Ook de invloed van luchtverontreiniging op de consumptiekwaliteit (door de depositie van PAKs, zware metalen, dioxine, enz.) komt niet aan de orde, al treedt deze schade met enige regelmaat op. Ook is buiten beschouwing gelaten dat NO_x en SO_2 de bodem verzuren en dus om extra bekalking vragen, en in lage concentraties een bemestende werking hebben. Het is bekend dat zwavel-minnende gewassen als koolzaad door de gedaalde SO_2 -concentraties niet meer voldoende hebben aan de atmosferische zwaveldepositie.

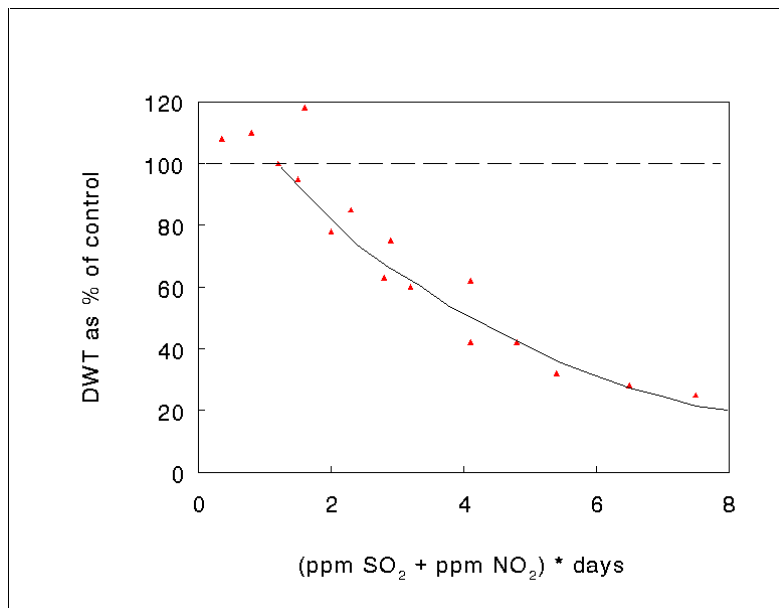
Effecten van SO_2 en NO_x

SO_2 en NO_x hebben in hoge concentraties een groeiremmende werking en in lage concentraties een groeistimulerende werking. Het omslagpunt hangt onder andere af van de voedingstoestand van het gewas en dus van het bemestingsregime. De schadelijke werking van SO_2 op gewassen is uitgebreid experimenteel onderzocht en modelmatig geëvalueerd. Op basis van de beschikbare informatie heeft een deskundigenpanel van de WHO en UN-ECE het kritisch niveau voor een groeiremmende werking van SO_2 op gewassen vastgesteld op $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, gemiddeld zowel over een jaar als over een winter (Ashmore, 1992). De niveaus die de laatste jaren in Nederland worden gemeten, overschrijden het kritische niveau voor gewassen niet.

NO en NO_2 hebben een verschillend werkingsmechanisme en een verschillende mate van giftigheid (Nussbaum *et al.*, 1999). Omdat hierover in kwantitatieve zin onvoldoende bekend is, wordt uitgegaan van (een additieve) werking van NO en NO_2 , en dus van NO_x . Het kritische niveau voor NO_x (som van NO en NO_2 in ppb, en uitgedrukt als $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_2$) is gedefinieerd als een jaargemiddelde van $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Van der Eerden *et al.*, 1999). Dit niveau heeft betrekking op situaties waarbij andere componenten zoals SO_2 of O_3 in verhoogde concentraties aanwezig zijn. Dit blijkt altijd het geval te zijn. SO_2 en NO_x hebben altijd een synergistische werking, interacties met O_3 zijn soms antagonistisch en soms synergistisch. Voor korte blootstellingsperioden is een effectgrenswaarde voor deze combinatie beschreven¹.

Er is vrij veel onderzoek gedaan naar de invloed van SO_2 en NO_2 op grassoorten als representanten van de gevoelige plantensoorten, met name Engels Raaigras (*Poa annua*) en beemdgras (*Poa pratensis*). Op basis van experimenten met het beemdgras *Poa pratensis* (Whitmore, 1985) is een effectgrenswaarde van 1,244 ppm.dag voor het chronisch effect van de combinatie van SO_2 en NO_x op gewassen vastgesteld, berekend over een aaneengesloten periode van 100 dagen (*figuur 4.9*; Van der Eerden *et al.*, 1999).

¹ Uitgegaan is van additiviteit van NO en NO_2 en synergisme van SO_2 en NO_x . Voor blootstelling tussen 4 uur en 4 dagen is de effectgrenswaarde: $\log t = -0.398 + 1.471 (0.304 + (-1 + \log \text{NO}_x)^{-1})(-0.341 + (-1 + \log \text{SO}_2)^{-1})$; t in uren, SO_2 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, NO_x : NO en NO_2 gesommeerd in ppb en uitgedrukt als NO_2 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Van der Eerden en Duym, 1988).



Figuur 4.9. Effect van SO_2+NO_2 (uitgedrukt in ppb in gelijke concentraties op *Poa pratensis* (Whitmore, 1985).

Bij overschrijding van de effectgrenswaarde treedt opbrengstverlies op. Dit is in een blootstelling-responsrelatie weergegeven¹. De relatieve gevoeligheid van gewassen voor SO_2+NO_x is geschat ten opzichte van die van beemdgras conform Van der Eerden *et al.* (1986). Vervolgens is nog per gewas gecorrigeerd voor het seizoen op basis van het productieaandeel in de winter en in de zomer. Deze nadere correcties zijn vertaald in een 'impact-index' voor enkele gevoelige gewasgroepen. De economische schade aan gewassen wordt berekend door de SO_2+NO_x concentratie te vertalen in een opbrengstreductie en deze te vermenigvuldigen met de 'impact-index'.

Effecten van ozon

Ozon is de belangrijkste component in relatie tot de effecten op de gewasproductie in Nederland. Het is reeds lang bekend dat de concentraties in Nederland jaarlijks voldoende hoog zijn om zowel zichtbare symptomen (Tonneijck, 1989) als ook substantiële oogstreducties te veroorzaken (Van der Eerden *et al.*, 1988). Zichtbare beschadiging kan resulteren in een vermindering van de esthetische waarde van een gewas en daarmee aanleiding geven tot economische schade.

Reducties van groei en opbrengst zijn vooral het gevolg van chronische blootstellingen aan ozon en zijn niet noodzakelijkerwijs gecorreleerd met het optreden van zichtbare beschadiging.

Om gewassen te beschermen tegen negatieve effecten van ozon zijn kritische niveaus geformuleerd voor zowel kortdurende (beschadiging) als langdurende (opbrengst) blootstellingen. Als maat voor de blootstelling aan ozon wordt internationaal de AOT40 (zie hoofdstuk 3) gehanteerd (Kärenlampi en Skärby, 1996). De AOT40 wordt berekend voor uren met een globale straling $> 50 \text{ W m}^{-2}$.

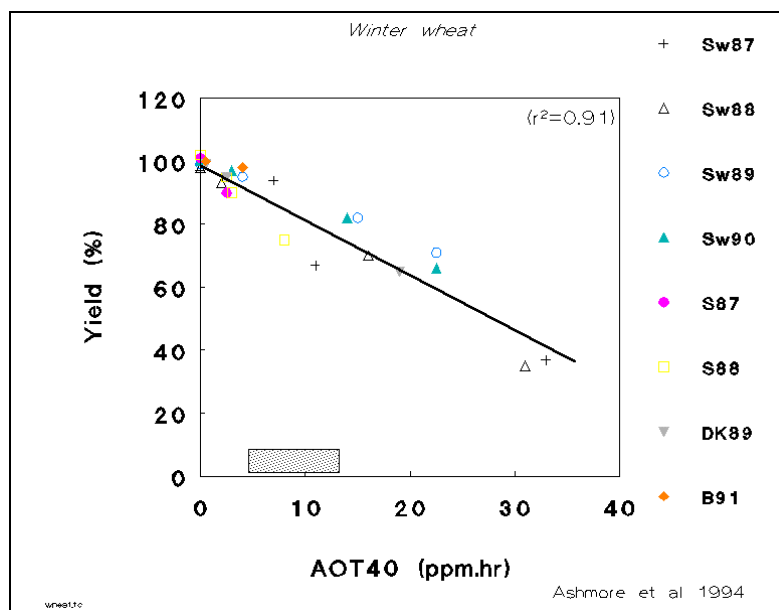
¹ Voor de berekening van het opbrengstverlies bij beemdgras is uit de gegevens van Whitmore (1985) de volgende schade-relatie afgeleid: $R_{pp} = 100 - 134,3 \exp[-23,7(SO_2^* + NO_x^*)]$; waarin R_{pp} is de opbrengstreductie (%) bij *Poa pratensis* en $SO_2^* + NO_x^*$ is de gemiddelde concentratie (ppm) van deze componenten voor een periode van 100 dagen.

Ter voorkoming van zichtbare beschadiging zijn internationaal twee kritische niveaus (AOT40) geformuleerd in afhankelijkheid van de luchtvochtigheid (zie Kärenlampi en Skärby, 1996):

- 500 ppb·uur ($1000 \mu\text{g m}^{-3}$ uur) geaccumuleerd over 5 achtereenvolgende dagen indien het dampdrukdeficit groter is dan 1,5 kPa
- 200 ppb·uur ($400 \mu\text{g m}^{-3}$ uur) geaccumuleerd over 5 achtereenvolgende dagen indien het dampdrukdeficit kleiner is dan 1,5 kPa

Hierbij moet worden opgemerkt dat deze kritische niveaus gerelateerd zijn aan het al of niet optreden van zichtbare beschadiging en niet aan de intensiteit hiervan.

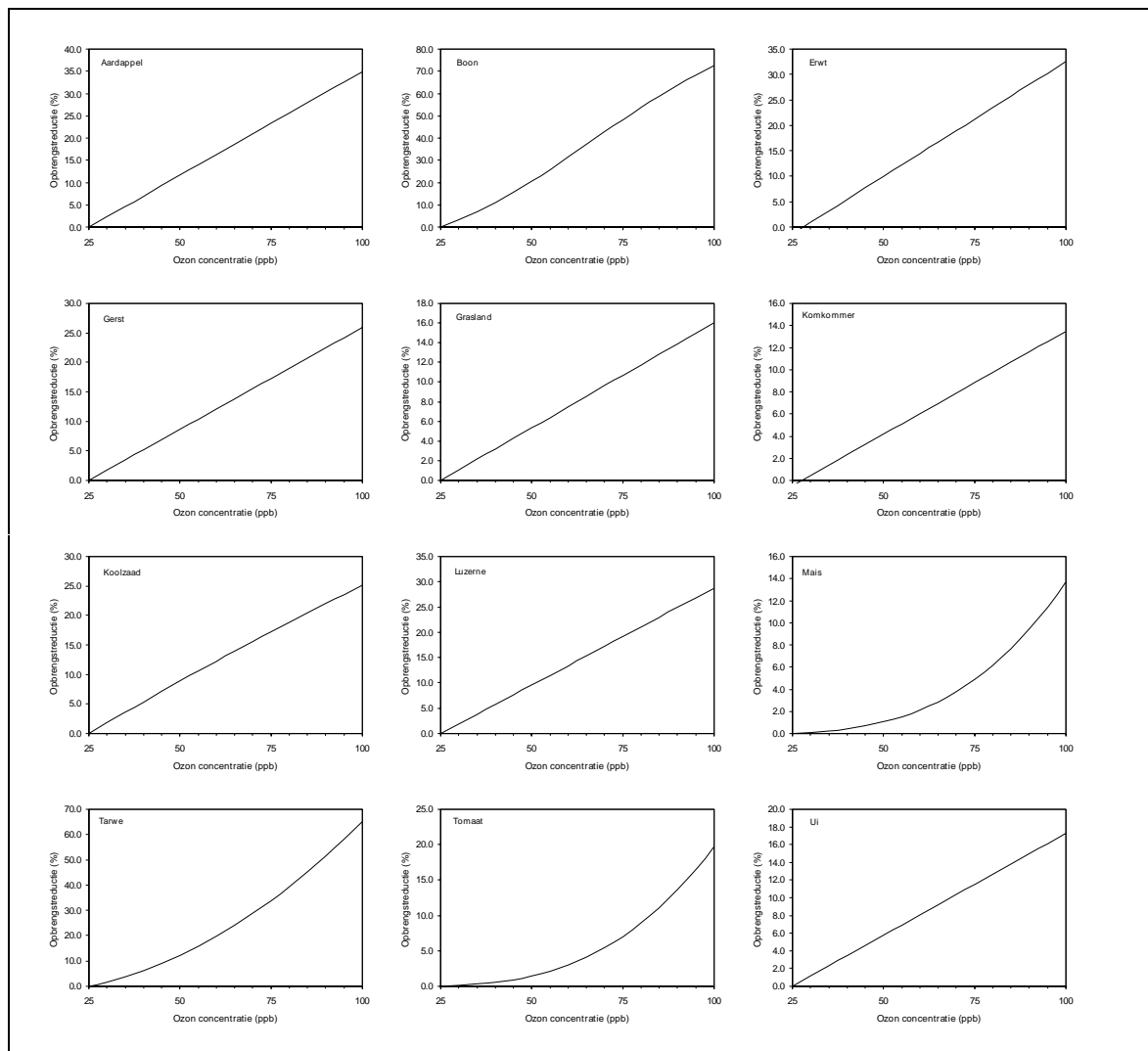
Recent veldonderzoek (1994-1996) in Nederland heeft nogmaals bevestigd dat groeireducties door ozon bij gevoelige gewassen substantieel kunnen zijn (Tonneijck en Van Dijk, 1997a; 1997b; 1998). Ook bleek dat het meest stringente internationaal geaccepteerde kritische niveau van AOT40 (5 dagen)=200 ppb·uur gewassen onvoldoende streng is om in Nederland alle ozonschade te voorkomen. Waarschijnlijk is daarvoor een drempelwaarde lager dan 40 ppb ($80 \mu\text{g m}^{-3}$) nodig. De relatief grote gevoeligheid van gewassen onder Nederlandse omstandigheden is vermoedelijk het gevolg van het feit dat in Nederland verhoogde ozonconcentraties voorkomen bij hogere luchtvochtigheid dan in andere Europese landen (Tonneijck en Van Dijk, 1997a).



Figuur 4.10. Opbrengstreductie (%) bij wintertarwe door blootstelling aan ozon. Resultaten van experimenten onder buitenluchtomstandigheden in Zwitserland, Zweden, Denemarken en België. In Zwitserland en Zweden zijn de experimenten gedurende meerdere jaren herhaald. Het gearceerde blokje geeft aan in welke range de Nederlandse ozon-concentratie ligt.

Ter voorkoming van chronische effecten van ozon op de opbrengst bij gewassen is een kritisch niveau gedefinieerd als een AOT40 van 3000 ppb·uur ($6000 \mu\text{g m}^{-3}$ uur) berekend over de periode van mei tot en met juli (Kärenlampi en Skärby, 1996). In proeven onder (semi)-veldomstandigheden, uitgevoerd in verschillende landen en verschillende jaren bleek er een lineaire relatie te bestaan tussen de AOT40 en de opbrengst van wintertarwe (figuur 4.10). Dergelijke relaties zijn ook voor enkele andere gewassen gevonden.

In het kader van een studie naar het effect van luchtverontreiniging op de gewasproductie in Nederland, is de opbrengstreductie voor een aantal gevoelige gewassen beschreven als functie van de groeiseizoensgemiddelde (mei-september) ozonconcentratie op basis van 12-uursdagwaarden (Tonneijck *et al.*, 1998). Het aantal gewassen waarvoor relaties tussen opbrengstreductie en AOT40 zijn beschreven, was namelijk te beperkt om algemene relaties tussen blootstelling en effect te analyseren. De verschillende relaties zijn weergegeven in *figuur 4.11*. De procentuele opbrengstreductie als functie van de blootstelling wordt hierbij berekend ten opzichte van de opbrengst bij 25 ppb ozon ($50 \mu\text{g m}^{-3}$); bij dit niveau wordt de opbrengst (i.t.t. bladbeschadiging) van gevoelige gewassen zoals aardappel en boon waarschijnlijk voldoende beschermd. De Nederlandse normen voor ozon betreffen een groeiseizoensgemiddelde van $50 \mu\text{g m}^{-3}$ als streefwaarde en van $100 \mu\text{g m}^{-3}$ als grens- en richtwaarde. Bij overschrijding van de streefwaarde beginnen negatieve effecten van ozon op de productie bij zeer gevoelige gewassen op te treden. Niveaus van ozon overeenkomstig de gehanteerde grens- en richtwaarde geven aanleiding tot opbrengstreducties van meer dan 10% bij een aantal gevoelige gewassen.



Figuur 4.11. Opbrengstreductie (%) bij verschillende gewassen als functie van de groeiseizoensgemiddelde (mei-september) ozonconcentratie (ppb) op basis van 12-uursdagwaarden.

Effecten van NH₃

Landbouwgewassen zijn over het algemeen minder gevoelig voor NH₃ dan natuurlijke vegetaties omdat zij een grotere detoxificatie- en assimilatie-capaciteit hebben voor ammoniak (Pérez-Soba *et al.*, 1996) en een gedeelte van de effecten van NH₃ op gewassen kan met teeltmaatregelen worden vermeden of gecompenseerd worden (bijvoorbeeld onbalans in nutriënten, verzuring, verhoogde gevoeligheid voor ziekten en plagen). Toch blijken bepaalde gewassen bij huidige NH₃-concentraties kans te lopen door NH₃ beschadigd te worden. In het algemeen zijn boomkwekerijgewassen, fruitteelt en kassenteelt gevoelig. Relevante effecten die door ammoniak bij gewassen veroorzaakt kunnen worden zijn ondermeer verhoogde stressgevoeligheid en verminderde bloei-prestatie. In uitzonderlijke gevallen komt ook directe schade voor. Uit experimenteel en model-onderzoek blijkt dat niet zozeer de jaargemiddelde NH₃-concentratie, maar meer de hoogste dag- tot maand-gemiddelde concentraties het meest bepalend zijn voor de kans op schade. De verhouding tussen korte-termijn-maxima en jaargemiddelde is dicht bij de bron uiteraard hoger dan in een gebied zonder bronnen. Onder andere daarom blijkt alleen in de directe omgeving van stallen (tot 200 m.) de kans op gewasschade reëel. De risicoschatting voor gewasschade is recentelijk verantwoord in een wetenschappelijke publicatie (Van der Eerden *et al.*, 1998).

4.3.3 Bossen en (semi)natuurlijke vegetaties

Effecten van SO₂+NO₂

Net als voor landbouwgewassen geldt voor natuurlijke vegetaties dat lage concentraties van N- en S-houdende luchtverontreinigingscomponenten een groeistimulerende werking kunnen hebben. In tegenstelling tot bij gewassen is dit effect in natuurlijke vegetaties ongewenst: het verstoort de soortensamenstelling van vegetaties en werkt in het nadeel van kenmerkende soorten van een climaxvegetatie (Pearson en Stewart, 1993). Er is echter onvoldoende wetenschappelijke basis om hierover kwantitatieve uitspraken te doen in termen van biodiversiteitsverlies.

Wat betreft SO₂ is uitgebreid aandacht besteed aan epifytische lichenen. Algemeen wordt aangenomen dat de dramatische achteruitgang in de afgelopen eeuw van de lichenenflora in Nederland voor een groot deel veroorzaakt is door SO₂. Als gevolg van de afname van SO₂ in de laatste twee decennia is een duidelijk herstel waar te nemen, maar nog steeds is de lichenenflora slechts zeer gedeeltelijk hersteld (Van der Eerden *et al.*, 1998a). Overigens is de soortensamenstelling van de lichenenvegetatie de afgelopen decennia ook sterk veranderd door de toegenomen N-depositie (Van Dobben, 1996). Op basis van veldwaarnemingen is vastgesteld dat voor gevoelige lichenesoorten (met name cyanobacterie-lichenen) het kritisch concentratie-niveau 10 µg/m³ als jaargemiddelde is (Bates, 1992; Bell en Ashmore, 1999).

Voor de bescherming van andere soorten in bossen en natuurlijke vegetaties is een kritisch concentratieniveau geschat op 20 µg/m³ (zowel jaargemiddeld als gemiddelde van oktober tot en met maart). Dit kritische concentratieniveau geldt indien de temperatuursom boven 5 °C groter is dan 1000 °C d j⁻¹ is. Dit is het geval in Nederland. In koudere delen van Europa geldt een lager kritisch niveau, namelijk 15 µg/m³.

Natuurlijke vegetaties zijn gevoeliger voor NO_x dan landbouwgewassen, omdat veel plantensoorten van natuurlijke vegetaties in tegenstelling tot gewassen niet beschikken over detoxificatie-capaciteit voor NO_x in het blad (Pearson en Stewart, 1993). Daarnaast moet in natuurlijke vegetaties een geslaagde detoxificatie beschouwd worden als N-bemesting en dus over het algemeen als ongewenst effect. Het meeste onderzoek naar de effecten van NO en NO₂ is gedaan met landbouwgewassen, en verschillen in gevoeligheid tussen gewassen en

natuurlijke vegetaties kunnen op dit moment nog onvoldoende gekwantificeerd worden. Daarom wordt vooralsnog hetzelfde kritische concentratieniveau gehanteerd van $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_x als jaargemiddelde.

Effecten van NH_3

Voor NH_3 geldt hetzelfde als voor NO_x : natuurlijke vegetaties zijn gevoeliger dan gewassen. Dat NH_3 een belangrijk effect heeft op bosesystemen is uitgebreid aangetoond en beschreven (Van der Eerden *et al.*, 1998a). Op basis van voornamelijk laboratorium-experimenten definieerde Van der Eerden *et al.* (1991) voor gevoelige plantensoorten kritische concentratieniveaus van 8, 23, 270 en $3300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor blootstellingsduren van respectievelijk een jaar, een maand, een dag en een uur. De jaarwaarde werd vooral bepaald door de gevoeligheid van coniferen, de maandwaarde door de gevoeligheid van heidevegetaties en mossen. Recentelijk zijn genoemde kritische niveaus met modelberekeningen en veldwaarnemingen gevalideerd (Van der Eerden *et al.*, 1998c, Pitcairn *et al.*, 1998).

Effecten van O_3

De informatie over de gevoeligheid van planten uit (semi)natuurlijke vegetaties voor ozon is minder bekend dan over gewasschade, de aanwijzingen dat ozon bij het huidige concentratieniveau natuurlijke vegetaties negatief beïnvloed, zijn evident. Zo bleek in een screening van planten uit soortenrijk grasland 14 van de 17 soorten negatief door ozon beïnvloed te worden (Franzaring *et al.*, 2000). Analyses van de beschikbare informatie indiceren dat planten uit (semi)natuurlijke vegetaties beginnen te reageren indien de ozonniveaus (AOT40) hoger zijn dan 3000 ppb.uur berekend over een periode van drie maanden (Kärenlampi en Skärby, 1996), daarom is een kritisch niveau (AOT40) van 3000 ppb.h berekend over de periode van mei tot en met juli. Dit kritische niveau is gelijk aan dat voor gewassen.

Er is een grote variatie in gevoeligheid voor O_3 tussen boomsoorten; de groeiremming blijkt bij de huidige O_3 concentratie in de orde van grootte van 5-10% te bedragen (Van der Eerden *et al.*, 1997a). Voor bomen is het kritisch niveau gedefinieerd als een AOT40 van 10.000 ppb.h over de periode van april tot en met september.

4.4 Schade aan materialen

Textiel, metalen, papier, kunststoffen (waaronder verf en coatings), gebrandschilderd glas en steenachtige materialen (beton, natuursteen) kunnen door verzuring worden aangetast.

De corrosie van metalen zoals (gegalvaniseerd) staal, ijzer en zink wordt versneld doordat de omzettingenproducten van zwaveldioxide en stikstofdioxide zorgen voor een verlaging van pH-waarde van regenwater. Zure regen zorgt ervoor dat de aan de oppervlakte liggende moleculen (ionen) onder afgifte van elektronen in oplossing gaan. Polymeren waaruit kunststoffen (waaronder verf en andere coatings) bestaan, kunnen onder invloed van zure depositie en vooral door de 'vrije radicaalwerking' van ozon gekraakt worden, waardoor de sterkte en de glans vermindert (Korevaar *et al.*, 1977).

Voor ozon is op basis van experimenten zoals het blootstellen van geverfde materialen, al of niet onder de invloed van UV-licht, een jaargemiddelde van $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voorgesteld als critical load (UBA, 1996). Het experimenteel bewijs is beperkt, maar de drempel van $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wordt

beschouwd als een waarde waarbij ongewenste verkorting van de levensduur van materialen wordt voorkomen (EC, 1999).

De snelheid waarmee materialen worden aangetast, hangt af van de tijd dat het materiaal nat ('time of wetness') of vochtig is, de zuurgraad van het regenwater, weersomstandigheden, of het materiaal zich aan de kust bevindt of in het 'binnenland, breedte graad (hoogte van de zon) en concentratie van de vervuilende stof. Om een indicatie te geven van de snelheid waarmee effecten optreden: Kucera (1992) geeft aan dat uitgaande van een situatie zonder vervuiling goed buitenschilderwerk op hout na gemiddeld 11 jaar geen functie meer vervult; bij een gemiddelde concentratie van $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2$ gaat hier ruim een jaar vanaf. Voor kalksteen geldt dat dit materiaal zonder vervuiling ca. 1500 jaar meegaat en dat deze periode bij de gegeven concentratie ongeveer wordt gehalveerd.

Het concept van critical levels en loads is niet helemaal bruikbaar voor materialen. De verwerking van materialen is namelijk een cumulatief en niet reversibel proces dat ook optreedt als er geen vervuiling is. In plaats van kritische waarden worden daarom drempelwaarden gedefinieerd op basis van 'acceptabele' verwerings- en verouderingssnelheden.

Halverwege de jaren tachtig heeft het Kunsthistorisch Instituut in opdracht van het ministerie van VROM een onderzoek uitgevoerd waarbij een van de doelen was sprekende voorbeelden te verzamelen over de schade ten gevolge van luchtverontreiniging aan natuursteen in Nederland. Volgens dit rapport konden voorbeelden zoals die in het buitenland voorkomen niet in Nederland worden gevonden, voornamelijk als gevolg van de gebruikte soort natuursteen. Een groot deel van de bewaard gebleven Nederlandse beelden is gemaakt van Bentheimer zandsteen. Bentheimer zandsteen is een steensoort waarvan op grond van de chemische samenstelling en de fysische eigenschappen geen ernstige aantasting ten gevolge van luchtverontreiniging mag worden verwacht (Kramer en Feenstra, 1986).

Voor natuursteen geldt dat luchtverontreiniging slechts één van de factoren is die verantwoordelijk kan worden gesteld voor de aantasting. De mate van aantasting wordt onder andere bepaald door het soort materiaal, ondergane bewerkingen, de verankering, de winmethode van het materiaal, het transport, de blootstelling aan zonlicht, de relatieve vochtigheid, de weerstand tegen temperatuurschommelingen en de poreusheid. Kalksteen (vooral de kalksteen die poreus is) is bijvoorbeeld minder goed bestand tegen zure depositie dan trachiet en basalt (Kramer en Feenstra, 1986).

Aantasting ten gevolge van milieu-invloeden van steenachtige materialen zoals metselwerk, kalkzandsteen, gips en (zachte) natuursteensoorten vindt plaats door met name zwaveldioxide. Zwaveldioxide oxideert tot zwaveltrioxide of door oxidatie van zwaveligzuur tot zwavelzuur. De eigenlijke chemische aantasting wordt veroorzaakt door de reactie van zwavelzuur met het in steenachtige materialen aanwezige calciëet of andere carbonaten onder vorming van verschillende fosfaten en gips. Vaak worden roetdeeltjes ingekapseld en worden zwarte gipskorsten gevormd (RDMZ, 1999b). Daarnaast worden steenachtige materialen die voor regenwater bereikbaar zijn, op ongeveer analoge wijze aangetast door zure regen. Hierdoor vermindert de detaillering in reliëfs, het oppervlak wordt ruwer en vermindert de sterkte van de constructie (Feenstra, 1982).

De kathedrale basiliek van Sint-Jan te Den Bosch beschikt over een grote hoeveelheid decoratief beeldhouwwerk. Kerken van een omvang, monumentaliteit en gecompliceerdheid als de Sint-Jan zijn buitengewoon onderhoudsgevoelig en verkeren dan ook in een vrijwel continu proces van onderhoud en/of restauratie. Zo heeft de Sint-Jan sinds het eind van de vorige

eeuw diverse grote en kleinere restauraties ondergaan, waarbij aanvankelijk veel van wat verdwenen was, is gereconstrueerd. De laatste grote restauratie is in 1984 afgerond en duurde vijftien jaar (RDMZ, 1999a). *Figuur 4.12* illustreert hoe de zandstenen beelden op de luchtbogen van het schip de afgelopen dertig jaar hebben doorstaan. De schade is niet groot. Wat met name opvalt is de vermindering van relief in de weergave van de nagel in de teen van het dier. Verder valt de mosvorming op bij de achterpoot van het dier in 2000 op. Volgens de Rijksdienst voor de Monumentenzorg heeft de uitstoot van ammoniak bijgedragen tot de groei van stikstofminnende (korst)mossen en algen. Het verwijderen van mos heeft tot effect dat een deel van de oppervlakte van de steen ook wordt verwijderd. Wanneer echter de moslaag dik is, kan het vocht vasthouden en tot vorstschade leiden. In die gevallen wordt het mos wel verwijderd (RDMD, 1999b).



Figuur 4.12. Beelden op de luchtbogen van het schip, foto van links is genomen in 1971 en de foto rechts in 2000. Bron: Foto links: Rijksdienst voor de Monumentenzorg, Zeist, foto rechts: RIVM

4.5 Onzekerheden en beperkingen

Gezondheidseffecten

Bij het bepalen van de omvang van de gezondheidseffecten als gevolg van luchtverontreiniging spelen een drietal onzekerheden een rol: methodologische onzekerheden, variabiliteit in de populatie, en beperkingen in de modelbenadering.

Methodologische onzekerheden

Globaal genomen richten drie onderzoeksvelden zich op de relatie tussen luchtkwaliteit en gezondheidseffecten: de experimentele toxicologie, het humaan klinisch onderzoek en de milieuepidemiologie. Elke discipline heeft zijn eigen beperkingen om de gevonden resultaten te vertalen naar de relatie luchtkwaliteit-gezondheid. Zo heeft het proefdier onderzoek (toxicologie) te maken met een veelal lastige dier-mens extrapolatie. Het humaan klinisch onderzoek is beperkt tot milde blootstellingscondities en het optreden van minder ernstige negatieve gezondheidseffecten. In de epidemiologie speelt het probleem van 'identificeerbaarheid'. Een algemene gezondheidsindicator zoals bijvoorbeeld sterfte wordt beïnvloed door een groot aantal factoren. Om een deel van de sterfte eenduidig toe te schrijven aan een bepaalde luchtverontreinigingscomponent is veel kennis nodig over de andere factoren die van invloed zijn, naast het veronderstelde effect van de onderzochte component, terwijl ook de onderlinge relatie tussen deze factoren bekend moet zijn.

Over het algemeen geldt dat als er in alle drie onderzoeksvelden een gelijkgerichte kwantitatieve relatie wordt gevonden tussen een bepaalde gezondheidsindicator en de blootstelling aan een luchtverontreinigingscomponent men een redelijk betrouwbare kwantitatieve risico analyse kan uitvoeren. Bij het humaan klinisch onderzoek en ook bij het dierexperimenteel onderzoek stuit men echter vaak op ethische bezwaren als het gaat om onderzoek naar ernstige (irreversibele) gezondheidseffecten, zodat deze situatie zich daarom weinig voordoet.

Variabiliteit

Een ander probleem bij het vaststellen van de omvang van gezondheidsschade heeft te maken met de variabiliteit in de bevolking in gedrag en plaats waar men verblijft, waardoor de actuele blootstelling van mensen aanzienlijk kan variëren. Daarnaast is ook de gevoeligheid voor een component onderhevig aan variabiliteit. Om deze variabiliteit betrouwbaar in te schatten moet men werken met grote gegevensbestanden met informatie over individuen of kansverdelingen in de populatie. Vaak is het dan goed mogelijk om een betrouwbare uitspraak te doen over de effecten voor de gemiddelde mens. Hoewel de gegevens toereikend zijn om ook uitspraken te doen over de personen met de grootste gezondheidsschade, zijn de schattingen daarvan doorgaans veel onbetrouwbaarder.

Modelbenadering

De mechanismen die de negatieve effecten van luchtverontreiniging op de gezondheid veroorzaken zijn vaak complex. Dosis-effect en concentratie-respons relaties die gebruikt worden om de effecten te kwantificeren zijn daarentegen van betrekkelijke eenvoud. Deze modellen houden geen rekening met vertraagde effecten, herstel van de schade, en aanpassing van het organisme. Daardoor zijn voorspellingen met deze modellen op gedetailleerde schaal vaak niet mogelijk.

Gewassen/vegetatie

Schattingen van gewasschade vinden plaats op basis van de resultaten van begassingsexperimenten. Bij de schattingen van economische schade zijn alleen resultaten gebruikt die geaccepteerd zijn door in wetenschappelijke, gerefereerde tijdschriften. Maar dan nog blijft er een zekere mate van onzekerheid over de representativiteit voor de Nederlandse veld situatie.

Wat ozon betreft is veel relevant werk gedaan onder (semi-)veldcondities, waardoor de schattingen waarschijnlijk een betrouwbare weergave zijn van wat er werkelijk in het veld plaats vindt. Recent is op praktijkschaal nog eens aangetoond dat concentraties van ozon in de buitenlucht in Nederland voldoende hoog zijn om de opbrengst van een gevoelig gewas te reduceren (Tonneijck en Van Dijk, 1997b). De beschikbare blootstelling-responsrelaties dienen gecorrigeerd te worden voor effect-beïnvloedende factoren ('modifying factors') zoals het vochtgehalte van de bodem (Fuhrer, 1996) en dit is lang niet in alle gevallen in voldoende mate gebeurt.

Wat SO_2+NO_x betreft heeft het merendeel van het onderzoek plaatsgevonden op laboratoriumschaal en zit in de bepaling van relatieve gevoeligheden tussen gewasgroepen enige *expert judgement*.

Vergelijken we de betrouwbaarheid van de gewasschade-schattingen met die van ecosysteem effecten dan ligt de betrouwbaarheid van de ozon-effecten waarschijnlijk in de zelfde orde van grootte als die van nitraatuitspoeling. De schatting van de effecten van de combinatie van

SO₂ en NO₂ is wat betreft betrouwbaarheid te vergelijken met die van de invloed van N-depositie op biodiversiteit.

4.6 Conclusies

Grootschalige luchtverontreiniging heeft effect op de gezondheid van mensen, op landbouwgewassen en natuurlijke vegetatie en kan schade aan materialen veroorzaken. De invloed op zicht is hier buiten beschouwing gebleven. In Noord Amerika is dit een belangrijk thema, maar in Nederland speelt dit beleidsmatig niet, hoewel een vermindering van het zicht ook in Europa wel degelijk aan de orde is.

Ozon, NO₂, NH₃ en SO₂ zijn reactieve verbindingen die na inademing schade kunnen veroorzaken aan de weefsels in de luchtwegen. Direct na blootstelling neemt de longfunctie af. Daarnaast kunnen ontstekingsreacties ontstaan en kan de gevoeligheid voor infecties toenemen. In de periode na de blootstelling (tot 20 dagen) zal geheel of gedeeltelijk herstel optreden van de opgelopen schade. Bij herhaalde blootstelling kunnen er blijvende veranderingen optreden in de longfunctie. Door de verschillende chemische eigenschappen (oplosbaarheid, chemische reactiviteit en de mate waarin de diepere luchtwegen worden bereikt) verschilt de intrinsieke luchtwegtoxiciteit (per mol stof) in de volgorde: O₃ > NO₂ > SO₂ en NH₃.

Het werkingsmechanisme van fijn stof is nog slecht bekend. Epidemiologisch onderzoek geeft aanwijzingen dat de aanwezigheid van fijn stof in de atmosfeer tot negatieve gezondheidseffecten kan leiden. Het herleiden van de effecten naar een deelfractie is moeilijk doordat fijn stof een zeer heterogeen mengsel is van deeltjes met verschillende diameter en chemische samenstelling. Toxicologisch onderzoek heeft aangetoond dat bij proefdieren na blootstelling aan bepaalde soorten fijn stof in een aantal gevallen ernstige effecten optreden, waaronder ontstekingsreacties en cardiovasculair falen. Het secundaire zure aërosol (verbindingen op basis van SO₂, NO_x en NH₃) heeft bij de huidige concentratieniveaus een beperkt toxische werking. Voor andere componenten, onder andere primair aërosol en metaalzouten, komen daarentegen steeds meer aanwijzingen dat ze zeer toxisch zouden kunnen zijn. Andere verklaringen van de effecten wijzen voorzichtig op deeltjesaantallen (met name ultrafines) als mogelijke oorzaak van de effecten.

De WHO-richtwaarde voor ozon die vermindering van de overschrijding van het 8 uren gemiddelde van 120 µg/m³ nastreeft, biedt bescherming voor de longfunctie. De berekende effecten bij overschrijding van deze norm verschillen sterk, afhankelijk van het gebruik van klinische bepaalde dosis effect relaties of de epidemiologische bepaalde associaties. Bij 0 dagen normoverschrijding moet toch rekening worden gehouden met enige aan ozon geassocieerde sterfte (ca 0.20 %, gebaseerd op Nederlandse gezondheidsgegevens). Dit is een gevolg van de gevonden concentratie-respons relatie, die ook bij lage ozon concentraties een (weliswaar laag) risico aanduidt.

SO₂, NO_x, NH₃ en ozon hebben ook effecten op landbouwgewassen en op natuurlijke vegetaties. Directe effecten van luchtverontreiniging zijn vermindering van de groei en opbrengst, en vermindering van de esthetische kwaliteit als gevolg van zichtbare schade aan met name blad en/of bloem. Ook kunnen smaak en verteerbaarheid afnemen. Daarnaast kan de stressgevoeligheid van gewassen voor vorst, droogte, ziekten en plagen toenemen.

SO₂ en NO_x hebben in hoge concentraties een groeiremmende werking en in lage concentraties een groeistimulerende werking. Het kritisch niveau voor een groeiremmende

werking van SO₂ op gewassen vastgesteld op 30 µg/m³, gemiddeld zowel over een jaar als over een winter. Voor bossen en natuurlijke vegetaties gelden lagere kritische niveaus. Het kritische niveau voor NO_x voor landbouwgewassen is een jaargemiddelde van 30 µg/m³. Natuurlijke vegetaties zijn gevoeliger voor NO_x dan landbouwgewassen, omdat veel plantensoorten van natuurlijke vegetaties in tegenstelling tot gewassen niet beschikken over detoxificatie-capaciteit voor NO_x in het blad. Hiervoor zijn echter geen kritische niveaus gedefinieerd. Voor landbouwgewassen bestaat een effectgrenswaarde voor de combinatie van SO₂ en NO_x.

Tabel 4.10. Kritische concentratieniveaus voor planten

Stof	Kritisch of effectniveau	Periode	Effect
Ozon	400 µg/m ³ .uur	AOT 40 -5 dagen	Landbouwgewassen
	6.000 µg/m ³ .uur	AOT40 mei-juli	Landbouwgewassen
	20.000 µg/m ³ .uur	AOT40 april-september	Bomen
SO ₂	30 µg/m ³	Winter	Landbouwgewassen
	30 µg/m ³	Jaargemiddeld	Landbouwgewassen
	20 µg/m ³	Oktober-maart	Bossen en natuurlijke vegetaties
	20 µg/m ³	Jaargemiddeld	Bossen en natuurlijke vegetaties
	10 µg/m ³	Jaargemiddeld	Lichenen
NO _x	30 µg/m ³	Jaargemiddeld	Landbouwgewassen
SO ₂ + NO _x	1,224 ppm.dag	100 dagen	Landbouwgewassen
NH ₃	8 µg/m ³	Jaar	Coniferen
	23 µg/m ³	Maand	Heidevegetatie en mossen
	270 µg/m ³	Dag	Bossen
	3300 µg/m ³	Uur	Bossen

Ozon is de belangrijkste component in relatie tot de effecten op de gewasproductie in Nederland. Reducties van groei en opbrengst zijn vooral het gevolg van chronische blootstellingen aan ozon, terwijl zichtbare beschadiging wordt veroorzaakt door kortdurende piekconcentraties. Ter voorkoming van zichtbare beschadiging is een AOT40 van 200 ppb.uur als kritische waarde gedefinieerd. Echter als deze niet wordt overschreden dan komt in de Nederlandse situatie nog steeds ozonschade voor, waarschijnlijk gevolg van het feit dat in Nederland verhoogde ozonconcentraties voorkomen bij hogere luchtvochtigheid dan in andere Europese landen. Ter voorkoming van chronische effecten van ozon op de opbrengst bij gewassen is een kritisch niveau gedefinieerd van een AOT40 van 6000 µg/m³.uur berekend over de periode van mei tot en met juli. Over de gevoeligheid van planten uit (semi)natuurlijke vegetaties voor ozon is minder bekend dan over gewasschade. Voor bomen is het kritisch niveau gedefinieerd als een AOT40 van 20.000 µg/m³.uur over de periode van april tot en met september.

In het algemeen zijn boomkwekerijgewassen, fruitteelt en kassenteelt gevoelig voor hoge concentraties van NH₃. Relevante effecten zijn ondermeer verhoogde stressgevoeligheid en verminderde bloei-prestatie. In uitzonderlijke gevallen komt ook directe schade voor. Het blijkt dat niet zozeer de jaargemiddelde NH₃-concentratie, maar meer de hoogste dag- tot maand-gemiddelde concentraties het meest bepalend zijn voor de kans op schade. NH₃ heeft ook effect op boscosecosystemen. Hiervoor zijn kritische concentratieniveaus voor blootstellingsduren van een jaar, een maand, een dag en een uur gedefinieerd. De jaarwaarde werd vooral bepaald door de gevoeligheid van coniferen, de maandwaarde door de gevoeligheid van heidevegetaties en mossen.

Gewasschade door NO_x en O₃ komt structureel en op nationale schaal voor. De economische schade door schade aan landbouwgewassen als gevolg van verzurende stoffen wordt geschat

op 0,5 tot 1 miljard gulden per jaar. Ozon is daarbij de belangrijkste component, gevolgd door de combinatie van NO_x en SO_2 .

Textiel, metalen, papier, kunststoffen (waaronder verf en coatings), gebrandschilderd glas en steenachtige materialen (beton, natuursteen) kunnen door verzuring worden aangetast. De belangrijkste componenten zijn ozon, SO_2 en NO_x . Bij de huidige concentraties is ozon waarschijnlijk verantwoordelijk voor de meeste schade. Bij materiaalschade is meestal sprake van versnelde verwerking en veroudering van materialen en van verven en coatings. Het is daardoor ook niet goed mogelijk om een eenduidig no-effect niveau aan te duiden. Voor ozon wordt internationaal een kritisch niveau van $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gedefinieerd.

De huidige Europese en Nederlandse normen sporen met de critical levels zoals die op basis van de wetenschappelijk kennis zijn geformuleerd. Enige uitzondering is het ontbreken aan doelstellingen met betrekking tot de concentratie van NH_3 . Bij bepaalde niveaus, in de orde van grootte van de huidige niveaus, kan ammoniak wel degelijk leiden tot schade aan cultuurgewassen.

Opgemerkt moet worden dat de critical loads in de meeste gevallen geen strikte critical loads zijn in die zin dat er onder die niveaus geen effecten meer optreden. Voor de meeste stoffen geldt, met name voor gezondheidseffecten, dat bij alle niveaus effecten optreden.

5. Effecten van depositie van stikstof en zuur

5.1 Inleiding

De depositie van stikstof en zuur kan leiden tot een verandering van de soortensamenstelling van landecosystemen en vennen, aantasting van wortels van planten, verandering in de boomgroei en aantasting van bodem- en grondwaterkwaliteit. Om aan te geven bij welke depositieniveaus effecten optreden, wordt het concept van kritische depositieniveaus gebruikt. Deze zijn gedefinieerd als: “een kwantitatieve schatting van de blootstelling aan één of meer verontreinigende stoffen, waarbeneden geen significante schadelijke effecten optreden aan gespecificeerde gevoelige elementen in het milieu, volgens de huidige stand van kennis” (Nilsson en Grennfelt, 1988).

De depositiedoelstellingen voor stikstof en zuur die tot op heden worden gebruikt in het natuur- en milieubeleid zijn gebaseerd op resultaten uit de eerste fase van het Nationaal Programma Verzuringsonderzoek (Schneider en Bresser, 1988), zie *tabel 5.1*. Centraal stonden met name berekende en empirisch ingeschatte gemiddelde kritische depositieniveaus voor landecosystemen op droge zandgronden. Op basis van de resultaten heeft het beleid depositiedoelstellingen van $1400 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar voor zuur en $1000 \text{ mol N ha}^{-1}$ per jaar voor stikstof vastgesteld voor het jaar 2010. Bij deze depositieniveaus zouden bomen geen negatieve effecten ondervinden als gevolg van nutriëntenonbalans, toegenomen stressgevoeligheid (voor vorst, ziekte en plagen) of wortelschade door aluminium. Nitraat in het grondwater (drinkwater) zou daarnaast niet boven de streefwaarde van 25 mg l^{-1} komen en vergrassing van heide zou worden voorkomen. Overschrijdingen van de kritische niveaus voor vegetatieverandering en aluminiumconcentraties in het ondiepe grondwater werden bij deze doelstelling geaccepteerd. Ook voor vennen was dit niveau onvoldoende. Voor gevoelige vennen werd een kritische depositieniveau van $400 \text{ mol N ha}^{-1}$ per jaar berekend.

Tabel 5.1. Gemiddelde berekende kritische depositieniveaus voor stikstof (mol N ha^{-1} per jaar) en zuur ($\text{mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar) voor landecosystemen op goed ontwaterde zandgronden volgens Schneider en Bresser (1988).

Element	Effect	Kritische belasting (mol ha^{-1} per jaar)		
		Naaldbos	Loofbos	Heide
Stikstof	Vegetatieveranderingen	400-800	400-800	$350-700^{1)}$
	Toename gevoeligheid stress ²⁾	1500	1500	-
	Nutriëntenbalans ³⁾	1000	1500	-
	Nitraatuitspoeling grondwater ⁴⁾	1000-1600	1600-2800	2000-3600
Zuur	Wortelschade	1400	$1800^{5)}$	-
	Aluminium uitspoeling ondiep grondwater ⁶⁾	200	200	-

¹⁾ De geschatte range waarbij heide door gras wordt verdrongen was $1400-2100 \text{ mol N ha}^{-1}$ per jaar.

²⁾ Dit betreft met name vorstschade en het optreden van ziekten en plagen.

³⁾ Dit betreft met name een veronderstelde sterke toename van de NH_4 /basen verhouding in bodemwater.

⁴⁾ De eerste waarde is gebaseerd op een streefwaarde van $25 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ en de tweede waarde op de norm van $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ voor drinkwater.

⁵⁾ Voor loofbossen op rijkere gronden werd een waarde van $2400 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar aangehouden.

⁶⁾ Deze waarden zijn berekend door de drinkwaternorm van $0,2 \text{ mg Al l}^{-1}$ aan te houden voor het ondiepe grondwater.

Op basis van de huidige wetenschappelijke inzichten, gedetailleerdere databestanden en verbeterde modelconcepten kunnen, meer dan voorheen, gebiedsspecifieke effecten en kritische depositieniveaus vastgesteld worden voor verschillende beschermingscriteria.

Een overzicht van de effecten van atmosferische stikstof en zuur depositie staat in *paragraaf 5.2*. In de daarop volgende paragrafen wordt aandacht besteed aan de kritische depositieniveaus voor de vegetatiesamenstelling van landecosystemen (*paragraaf 5.3*) en van vennen

(paragraaf 5.4), boomgroei (paragraaf 5.5), de vitaliteit van ecosystemen in termen van wortelaantasting (paragraaf 5.6), bodemkwaliteit (paragraaf 5.7) en grondwaterkwaliteit (paragraaf 5.8). Berekeningsmethoden en indicaties voor de betrouwbaarheid worden behandeld in paragraaf 5.9. Naast een kwalitatieve beschouwing komt daarbij de toegepaste methodiek voor kwantificering van de onzekerheid aan bod. Tenslotte wordt in paragraaf 5.10 een overzicht gegeven van alle beschouwde kritische depositieniveaus.

5.2 Effecten en kwantificering kritische niveaus

Depositie van stikstof en zuur beïnvloedt de bodemkwaliteit en daarmee op termijn de grondwater- en oppervlaktewaterkwaliteit (abiotische effecten) en kan leiden tot aantasting van de samenstelling van flora en fauna, de boomgroei en de vitaliteit van ecosystemen (biotische effecten).

Bodemkwaliteit

In de bodem vinden van nature tal van processen plaats waarbij zuur wordt geproduceerd en geconsumeerd. Depositie van zuur en stikstof beïnvloeden deze processen. Hoge zuurdepositieniveaus leiden tot een afname van de bodemkwaliteit door onder andere vermindering van de buffercapaciteit, daling van de pH van het bodemvocht, uitspoeling en daardoor geringere beschikbaarheid van voedingsstoffen voor planten (basische kationen en fosfaat) en vrijkomen (en uitspoelen) van zware metalen en aluminium (Al). Een dergelijke achteruitgang kan de plantengroei remmen en uiteindelijk leiden tot wortelschade en verminderde bosvitaliteit. Depositie van stikstof beïnvloedt de stikstofcyclus en kan leiden tot een toename van de stikstofbeschikbaarheid in de bodem, hetgeen plantengroei kan stimuleren. De specifieke vorm (oxiderend, reducerend) waarin stikstofdepositie optreedt, heeft invloed op de exacte effecten op de bodem. Beschermingscriteria zijn gericht op het voorkomen van veranderingen in bodemkwaliteit, zoals dalingen in bodem-pH, basenvoorraad (van belang in rijkere löss, klei en veengronden) en aluminiumvoorraad (van belang in de zure zandgronden).

Grondwaterkwaliteit

Hoge depositieniveaus van stikstof en sulfaat kunnen op termijn leiden tot een verlaging van de zuurgraad en een verhoging van de nitraat- en aluminiumconcentraties in het grondwater. Een belangrijk deel van het Nederlandse drinkwater wordt gewonnen uit grondwater. Op basis van gezondheidscriteria zijn er normen voor drinkwater- en grondwaterkwaliteit vastgesteld. Om grondwater zonder extra zuivering te kunnen gebruiken als drinkwater dienen de aluminium- en nitraatconcentraties lager te zijn dan resp. $0,02 \text{ mol Al m}^{-3}$ en $0,8 \text{ mol NO}_3 \text{ m}^{-3}$ (= $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$). Verder wordt er gestreefd naar een nitraatconcentratie van ten hoogste $0,4 \text{ mol NO}_3 \text{ m}^{-3}$ ($25 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$). Deze normen zijn met name gerelateerd aan een maximaal toelaatbaar geacht risico voor de ziekte van Alzheimer (aluminium-norm) en ademhalingsproblemen door nitrietvergiftiging (nitraat-norm).

Soortensamenstelling en biodiversiteit van vegetaties

Uit een veelheid van waarnemingen en experimenten blijkt dat toename van stikstofbeschikbaarheid door onder andere depositie van stikstof grote invloed heeft op de soortensamenstelling en biodiversiteit van (half-)natuurlijke vegetaties (Bobbink *et al.*, 1996; 1998). Verhoogde depositie van stikstof leidt tot een achteruitgang van relatief zeldzame plantensoorten, die zich hebben aangepast aan omstandigheden met lage stikstofbeschikbaarheid (Ellenberg, 1988; Tamm, 1991), terwijl meer algemene, stikstofminnende, soorten in aantal toenemen. Bij de huidige stikstofdepositie in Nederlandse bossen wordt over het algemeen de houtproductie gestimuleerd, terwijl de soortenrijkdom van de ondergroei van het bos wordt aangetast (Van

der Eerden *et al.*, 1998a). Ook de ongewenste vergrassing van heidesystemen (verdringing van heide door snelgroeïende grassen) en verruïging van duingraslanden (toename van soorten als Duinriet) en kalkgraslanden (toename Gevinde kortsteel) zijn hiervan voorbeelden. Verschrallingsmaatregelen (zoals maaibeheer en begrazing) en anti-verdrogingsmaatregelen (herstel kalkrijke kwel) worden ingezet om de negatieve effecten van hoge stikstofdepositieniveaus te verminderen. Naast de hoeveelheid is ook de specifieke vorm van de stikstofdepositie bepalend voor het effect op de soortensamenstelling.

Bodemverzuring als gevolg van depositie kan eveneens de natuurlijke soortensamenstelling beïnvloeden. Nog voordat directe wortelschade waarneembaar is, kan een verlaging van de bodem-pH de concurrentiepositie van plantensoorten beïnvloeden, waarbij zuur-resistente plantensoorten dominant worden ten opzichte van de oorspronkelijke soorten. In watersystemen zoals vennen wordt door zure- en stikstofdepositie de natuurwaarde aangetast en verdringen zuurresistente soorten zoals Knolrus de oorspronkelijke vegetatie bestaande uit Oeverkruid, Waterlobelia en Biesvarens (Arts, 1990).

Beschermingscriteria voor soortenveranderingen als gevolg van bodemverzuring en vermessing kunnen worden gebruikt om kritische depositieniveaus aan te geven.

Vitaliteit en gevoeligheid voor wortelschade

Te zure bodemomstandigheden kunnen leiden tot wortelschade, bijvoorbeeld bij bomen. De wortelgroei van bomen wordt tevens ongunstig beïnvloed indien de concentratie aan basische kationen (met name de voedingsionen Ca, Mg en K) in het bodemvocht laag wordt en de concentratie van het toxische aluminium te hoog wordt. Uit laboratoriumexperimenten is gebleken dat de verhouding van aluminium en basische kationen (Al/(Ca+Mg+K)-verhouding) samenhangt met het optreden van schadelijke effecten op wortelgroei (Sverdrup en Warfvinge, 1993). De verhouding waarbij schadelijke effecten optreden, verschilt per plant- en boomsoort en is bijvoorbeeld laag voor dennen, heide en gras en vrij hoog voor eik, beuk en douglas. De veranderde bodemcondities hoeven niet direct te leiden tot bovengronds zichtbare vitaliteitsproblemen zoals een afname van de blad/naald bezetting en blad/naald verkleuring.

Houtgroei versus stress door plagen, vorst- en/of droogteschade

In bossen, waar de stikstofbeschikbaarheid veelal een beperkende factor is voor de groei, zal een toename van stikstof allereerst leiden tot een toename van de houtproductie (Spiecker *et al.*, 1996). Verhoogde stikstofgehalten in planten kan leiden tot een toename van de stressgevoeligheid voor vorst (Aronsson, 1980), een verhoogde aantasting door schimmels, bacteriën, virussen en/of insecten (Brown, 1995), en een toename van de bladgroei ten opzichte van de wortelgroei, waardoor de kans op droogteschade toeneemt (De Visser, 1994). In het algemeen is de precieze relatie tussen atmosferische depositie en gevoeligheid voor andere stressfactoren nog onduidelijk. Wel is duidelijk dat de stressgevoeligheid van bomen samenhangt met de mate waarin de stikstofgehalte van bladeren/naalden afwijkt van optimaal geachte gehalten, zodat deze maat gebruikt kan worden als beschermings-criterium voor bosvitaliteit en houtproductie.

Soortensamenstelling en biodiversiteit van de fauna

Over de effecten van atmosferische depositie op de fauna is veel minder bekend dan over effecten op de vegetatie (Bobbink *et al.*, 1998). De verandering in de vegetatiesamenstelling door de depositie van stikstof en zuur kan indirect een nadelige invloed hebben op de fauna. Zo zijn waardplanten van zeldzame vlindersoorten veelal gevoelig voor een toename in de stikstofbeschikbaarheid (Vlinderstichting, 1996). Wanneer door een toename van stikstofdepositie waardplanten verdwijnen, zullen ook de daarvan afhankelijke vlindersoorten verdwijnen. Hetzelfde geldt voor een groot aantal andere insectensoorten. Ook de effecten op vegetatiestructuur (b.v. vergrassing en verzuuring) zullen invloed hebben op de leefomgeving van diersoorten.

Depositie van stikstof en zuur kan ook door verandering van de chemische samenstelling van de leefomgeving invloed hebben op de fauna. In oppervlaktewateren zullen bij een pH lager dan 5 vissen en amfibieën gaan verdwijnen als gevolg van aantasting van de eieren (De Haes en Ter Keurs, 1989) of kieuwen. Door de invloed van atmosferische depositie op de bodemchemie zal ook de biodiversiteit van de bodemfauna beïnvloed worden. De achteruitgang van huisjesslakken is hiervan een voorbeeld (Graveland *et al.*, 1994). Er zijn aanwijzingen dat als gevolg van deze afname ook het broedsucces van sommige slakketende vogelsoorten nadelig beïnvloed wordt door verzuring (Graveland *et al.*, 1994). In een onderzoek naar het voorkomen van bodemnematoden (aaltjes), waarbij op 233 natuurlijke locaties (bos, hei en duin) zowel de soortensamenstelling als de bodemeigenschappen bepaald werden, kon worden aangetoond dat het voorkomen van 95 van deze soorten sterk afhing van bodemcondities die ook beïnvloed worden door zure en stikstof depositie (zoals bodem-pH, stikstofbeschikbaarheid en beschikbaarheid van cadmium, lood, zink en koper; Klepper *et al.*, 1998). Ongeveer de helft van de gevoelige nematodensoorten vertoonde een relatie met de bodem-pH, zodat verandering in de bodem-pH als gevolg van zure depositie invloed zal hebben op de nematodenfauna. Datzelfde geldt voor veranderingen in stikstofbeschikbaarheid en beschikbaarheid van zware metalen. Ook deze factoren beïnvloeden in belangrijke mate de soortensamenstelling en worden op hun beurt weer beïnvloed door zure depositie. Bodemecosysteemkarakteristieken zoals biodiversiteit (uitgedrukt als Shannon's index H) en maturity (een typering van het 'successiestadium') blijken echter vrij ongevoelig voor de milieuveranderingen. Wel is duidelijk dat ten opzichte van de pre-industriële situatie nematodensoorten verdwenen zijn. Dit kan voornamelijk toegeschreven worden aan de toegenomen gecombineerde toxiciteit van metalen die onder andere het gevolg is van de toename in verzurende depositie (Klepper *et al.*, 1998). Op basis van de beschikbare informatie kunnen voor de fauna momenteel nog geen kritische depositieniveaus worden vastgesteld. Verwacht wordt dat bij het beschikbaar komen van informatie over de abiotische randvoorwaarden (in termen van o.a. pH en stikstofbeschikbaarheid) dit in de nabije toekomst wel kan gebeuren. Dit aspect zal om die reden in de rest van dit hoofdstuk verder niet aan de orde komen.

Kwantificering kritische depositieniveaus

Voor de berekening van de meeste kritische depositiewaarden is gebruik gemaakt van het Simple Mass Balance (SMB) model (De Vries, 1994). Dit is een bodemchemisch-georiënteerd model waarmee kritische depositieniveaus voor stikstof en potentieel zuur kunnen worden berekend op basis van beschermingsniveaus voor bodemkwaliteit, grondwaterkwaliteit, wortelgroei, bosgroei en vegetatie. Het SMB-model berekent depositieniveaus waarbij, uitgaande van lange termijn 'steady-state' processen (evenwicht), de beschermingscriteria nog net gerealiseerd kunnen worden.

Het SMB-model berekent de kritische depositieniveaus voor stikstof op basis van de netto afvoer van stikstof na stikstofopname door plantengroei, stikstofvastlegging, stikstofuitspoeling en denitrificatie, waarbij stikstof uit de bodem verdwijnt als N_2 . De kritische niveaus voor zure depositie worden berekend op basis van een vergelijkbare balansberekening uitgaande van de netto stikstofafvoer, een netto toevoer van basen door depositie (depositie van basische kationen) en verwerking met aftrek van de netto opname van basen voor plantengroei en een toelaatbare aluminiumuitspoeling die gebaseerd is op een drempelwaarde voor aluminium dan wel maximaal toelaatbaar geachte $Al/(Ca+Mg+K)$ -verhouding in bodemvocht.

Een verwante, maar relatief nieuwe modelmatige methodiek voor het bepalen van kritische depositieniveaus voor zuur en stikstof is de dynamische procesmodellering. Deze methode is uitgewerkt in de normstellingsmodule van SMART/MOVE (Van Hinsberg en Kros, 1999). In deze methode worden empirisch vastgestelde kritische milieugrenzen van natuurdoeltypen met behulp van een dynamisch, proces-georiënteerd bodemmodel omgerekend tot kritische depositieniveaus. SMART (Kros, 1998) en het SMB-model zijn verwant, waarbij de modellering in SMART is uitgebreid met dynamiek in bodem- en vegetatieontwikkeling. Het kritische depositieniveau is daarbij zodanig gedefinieerd dat de (milieu)eisen die de (doel)soorten aan zowel de stikstofbeschikbaarheid als de bodem-pH stellen gerealiseerd worden. Deze methode is geschikt om de invloed van depositie op de soortensamenstelling van terrestische vegetaties vast te stellen.

Voor vennen is gebruik gemaakt van het model AquAcid (Wortelboer, 1992), waarmee de effecten van atmosferische belasting op de vegetatiesamenstelling van de vennen in kaart kan worden gebracht.

Om de gevoeligheid van de uitkomsten voor de gekozen beschermingscriteria inzichtelijk te maken zijn ze zowel berekend voor de gangbare (standaard) als voor minder stringente criteria.

Tabel 5.2. De gebruikte criteria en methoden voor de berekening van de kritische depositieniveaus.

Effect	Beschermingscriteria	Gebruikte methode	
		Stikstof	Zuur
Verandering vegetatiesamenstelling	Land: milieurandvoorwaarden van natuurdoeltypen	SMART/MOVE aangevuld met empirische data	SMART/MOVE aangevuld met empirische data
	Vennen: dominantie van knolrus	AquAcid	-
Afname boomgroei	Optimaal stikstofgehalte in bladeren/naalden	SMB	-
Wortelaantasting	Kritische $Al/(Ca+Mg+K)$ verhouding: 80% bescherming	-	SMB
Afname bodemkwaliteit	Constance pH, voorraad basen of aluminium	-	SMB
Aantasting grondwaterkwaliteit	NO_3 concentratie op freatisch niveau	SMB	SMB

5.3 Soortensamenstelling vegetatie terrestische natuur

5.3.1 Inleiding

De grootschalige achteruitgang van waardevolle natuurlijke systemen zoals hoogvenen, heide en schraalgraslanden in Nederland wordt deels toegeschreven aan de vermestende en verzu-

rende invloed van atmosferische depositie. Tal van veldwaarnemingen en experimenten laten zien dat veranderingen in zuurgraad en stikstofbeschikbaarheid grote invloeden hebben op de soortensamenstelling en biodiversiteit van vegetaties (Bobbink *et al.*, 1996; 1998; Van der Hoek *et al.*, 1998). Aangezien in veel natuurlijke ecosystemen van oorsprong de beschikbaarheid van stikstof limiterend is voor de plantengroei, wordt de vegetatiesamenstelling sterk gestuurd door soortspecifieke verschillen in het concurrentievermogen om stikstof op te nemen. Als gevolg van een toename in de stikstofbeschikbaarheid worden langzaam groeiende, aan voedingsarme condities aangepaste plantensoorten verdrongen door snelgroeiende plantensoorten. Duidelijk in het veld waarneembare voorbeelden zijn onder andere; de toegenomen vergrassing van heide (verdringing Struikheide door Pijpenstrootje, Dopheide door Pijpenstrootje), de toegenomen verruiging van duingraslanden (toename Duinriet), verruiging van oevers (toename Wilgenroosje en Koninginnenkruid), verruiging van de ondergroei in bossen (toename van bijvoorbeeld Grote brandnetel) en de achteruitgang van hoogvenen (sterke toename Berk en Pijpenstrootje) (zie ook Bobbink *et al.*, 1996; 1998).

Vergelijkbare verdringingsprocessen spelen een rol bij de toegenomen verzuring. Als gevolg van verzuring van de bodem kunnen plantensoorten die resistent zijn tegen zure omstandigheden, een relatief voordeel krijgen in de vegetatie. Plantensoorten uit milieus met intermediaire pH's kunnen daarbij verdrongen worden. Tijdens dit proces verdwijnen vaak de zeldzame oorspronkelijke soorten het eerst. Zo hebben bedreigde plantensoorten uit heischrale graslanden een hoger pH-optimum dan de dominantere plantensoorten (Van Dobben, 1991), waardoor deze bij verzuring als eerste uit de vegetatie zullen verdwijnen. Effecten van verzuring en eutrofiëring versterken elkaar veelal. Zo kan de achteruitgang van heischrale soorten door verzuring versneld worden door de overwoekering van snelgroeiende, stikstofminnende grassen als Pijpenstrootje, Bochtige smele of Gewoon Struisgras. Een andere voorbeeld is het proces van verzuring van trilvenen, waarbij kenmerkende mossoorten worden verdrongen door een dik dek van Veenmos en Haarmos.

De mate van gevoeligheid voor verzuring en/of eutrofiëring varieert sterk per ecosysteemtype en is afhankelijk van de bufferende condities van het systeem en de precieze soortensamenstelling. Beide eigenschappen bepalen de uiteindelijke kritische depositieniveaus.

5.3.2 Methoden

In het verleden zijn de kritische stikstofdepositieniveaus voor de vegetatie vastgesteld met behulp van de *empirische methode* (Bobbink *et al.*, 1996) en de *statische (steady state) modelmatige methode* (Simple Mass Balance-model; De Vries, 1996). Recent is een derde methodiek ontwikkeld, waarmee gelijktijdig kritische depositieniveaus berekend kunnen worden voor zuur en stikstof: de *dynamische modelmatige methode* (normstellingsmodule van SMART/MOVE; Van Hinsberg en Kros, 1999).

De empirische methode kijkt behalve naar effecten op hogere planten ook naar effecten op (korst)mossen en paddestoelen. *Tabel 5.3* geeft een vergelijking van de verschillende methoden.

Tabel 5.3. Positionering van de methodieken voor het afleiden van kritische depositieniveaus voor stikstof en potentieel zuur voor vegetatiesamenstelling.

Kenmerk	Methode		
	Empirische methode	Deterministische modelmatige methode (SMB-model)	Dynamische modelmatige methode (normstellingsmodule van SMART/MOVE)
Concept	Empirisch	Modelmatig (deterministisch)	Empirisch/modelmatig (dynamisch)
Effecten op vegetatiesamenstelling (maximaal toelaatbaar geacht criterium)	Stikstofgift waarbij o.a. geen veranderingen in de soorten-samenstelling van verschillende vegetatie zijn waargenomen. Veranderingen zijn beschreven in globale termen.	Grenswaarde voor NO ₃ ⁻ uitspoeling waaronder geen veranderingen in de vegetatie verwacht mogen worden. De betrouwbaarheid van deze waarde is echter beperkt.	Kritische milieugrenzen voor zuurgraad en stikstofbeschikbaarheid voor vaste beschermingsniveaus van natuurdoeltypen
Tijdshorizon	Korte termijn (veelal op basis van experimenten van 3-10 jaar ²).	Lange termijn, uitgaande van evenwichtssituaties	Operationeel voor het middellange, beleidsrelevante termijn van 10 jaar ² (op basis van dynamisch bodemmodel ieder willekeurig tijdshorizont mogelijk)
Type vegetaties	Landecosystemen (zoals bos, heide, hoogveen en graslanden), maar ook enkele waterecosystemen (vennen en ondiepe meren)	Bossystemen	Terrestische natuurdoeltypen
Aantal vegetaties en dekkingsgraad ¹	12 relevante systemen beschreven in termen van bodemtype en vegetatiestructuur, met dekkingsgraad van ca. 80-90% met grove indeling	Combinaties van 12 boomsoorten op 23 bodemtypen, met dekkingsgraad van ca. 50-60%	Operationeel voor 104 gedefinieerde natuurdoeltypen (soms verder uitgesplitst naar bodemtypen), met dekkingsgraad van 100%

¹ De dekkingsgraad van areaal Nederlandse natuur hangt niet alleen af van de beschouwde typen (en de variatie daarbinnen) en aantal vegetatiesystemen maar ook met name van de resolutie van gebruikte en/of maximale resolutie van de te gebruiken geografische basisinformatie. De dekkingsgraad is berekend uitgaande van de meest recente (terrestrische) natuurdoeltypekaart zoals samengesteld uit de 250x250meter-bodemkaart en de natuur-begroeiingstypekaart (Veldkamp en Wiertz, 1997), welke weer is samengesteld op basis van de 4^e bosstatistiek (CBS), de heidekaart (RIVM, CBS), LGN-2 (SC-DLO), de moeraskaart (IBN-DLO, CBS), de ecodistrictenkaart (CML, RIVM), de natuurwaarde kaart (LNV) en het natuurgebieden informatiesysteem (RPD, CBS).

² De depositieperiode van 10-20 jaar wordt door UN/ECE en WHO-E beschouwd als een reële periode voor het afleiden van kritische depositieniveaus.

De Empirische methode

De empirische methode is in het verleden gebruikt voor het afleiden van de kritische stikstof-depositieniveaus voor verandering van vegetatiesamenstelling die in Europese kaders zijn gebruikt (UN/ECE en WHO-E). De niveaus zijn vastgesteld op basis van literatuuronderzoek naar de resultaten van vergelijkende veldstudies, experimentele toevoegingen van stikstofverbindingen of aanvullende kas- en laboratoriumexperimenten (Bobbink et al., 1996; Bobbink en Lamers, 1999). Indien beschikbaar zijn tevens uitkomsten van dynamische ecosystemmodellen gebruikt. Als dergelijke informatie niet achterhaald kon worden, is gebruik gemaakt van drempelwaarden waarboven nadelige effecten optreden in de nutriëntenhuishouding van planten (verstoorde nutriëntenbalans, veranderde spruit/wortel-verhouding e.d.) en/of waarden waarbij veranderingen in ecosystemprocessen (bijvoorbeeld in termen van stikstofopphoping, toename mineralisatie, toename uitspoeling) werden waargenomen. Met de beschikbare informatie konden voor een 12-tal verschillende groepen van (eco)systemen ranges van kritische depositieniveaus voor totaal stikstof afgeleid worden. Deze beperkte stratificatie/differentiatie naar bodem- en vegetatiegevoeligheid (b.v. onderscheid naar droge en/of nattere systemen) sluit minder goed aan bij het nationale schaalniveau met de daarin aanwezige variatie aan verschillende ecosystemen en milieus. Tevens is een nadeel dat met de beschikbare gegevens de effecten op de natuur niet altijd op éénduidige wijze gedefinieerd kunnen worden (hoewel de ernst van effecten op b.v. soortensamenstelling wel kunnen verschillen van effecten op b.v. interne nutriëntenhuishouding van plantensoorten). Voordeel is dat de kritische depositieniveaus juist hierdoor niet alleen gebaseerd zijn op veranderingen ten aan-

zien van het voorkomen van hogere plantensoorten maar ook op veranderingen in (korst)mossen en paddestoelen. Groot voordeel is de verankering in de empirie.

De statische modelmatige methode

De deterministische benadering in het Simple Mass Balance (SMB)-model bepaalt de kritische depositieniveaus voor stikstof op basis van een drempelwaarde voor NO_3^- -uitspoeling. Gekozen is voor een waarde van $100 \text{ mol NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ per jaar (De Vries, 1993, 1996). De wetenschappelijke onderbouwing voor deze keuze is beperkt. Bovendien is de link met effecten op de vegetatiesamenstelling zwak. In combinatie met de relatief grote onbetrouwbaarheidsintervallen rond het gestelde beschermingscriterium voor NO_3^- -uitspoeling is de toepassingsmogelijkheid van de SMB-methode voor het berekenen van kritische deposities voor vegetatiesamenstelling (biodiversiteit) beperkt. Voorts kunnen met het model de gelijktijdig optredende verzurende en eutrofiërende effecten op de vegetatie niet integraal beschouwd worden en is de methode vooralsnog alleen toegepast voor bossen.

Dynamische modelmatige methode

In SMART/MOVE worden empirisch (correlatief) vastgestelde kritische milieugrenzen van (terrestrische) natuurdoeltypen voor bodem-pH en stikstofbeschikbaarheid, met behulp van een dynamisch procesgeoriënteerd bodemmodel (SMART) omgerekend tot kritische depositieniveaus. Het kritische depositieniveau is zodanig gedefinieerd dat hierbinnen voldaan wordt aan de eisen van 80% van de (doel)soorten van een natuurdoeltype, die samen in één en hetzelfde locale milieutype kunnen voorkomen (zie ook Van Hinsberg en Kros, 1999). Er is niet gekozen voor 100% van de soorten, omdat in de nationale natuurdoeltypologie soorten die zijn gegroepeerd niet altijd lokaal bij elkaar voorkomen (zie ook discussiepunten in 5.3.3). De waarde van 80% is gebaseerd op de overeenkomst tussen berekende en gemeten biomassa-groei van een veertigtal vegetatietypen (Van Hinsberg en Kros, 1999). Realisatie van de kritische depositieniveaus garandeert niet dat de natuurdoeltypen ook lokaal aanwezig zullen zijn, omdat ook andere (milieu)factoren een rol spelen (verdroging, verstoring, toxische stoffen).

Een voordeel van de methode is dat effecten van verzuring en vermessing in onderlinge samenhang beschouwd kunnen worden. Afhankelijk van het detailniveau van de geografische informatie kan ook de invloed van hydrologische situatie mede in beschouwing worden genomen. Nadeel is de mate van operationaliteit. Momenteel is het model alleen geschikt voor bodemeffecten die optreden na een blootstelling van 10 jaar (lange termijn effecten van bijvoorbeeld uitloging van kalkrijke gronden wordt daarmee niet beschouwd). Daarnaast is gebleken dat met name in zeer voedselarme of sterk beheerde systemen met de normstellingsmodule niet altijd realistische kritische depositieniveaus berekend worden (Van Hinsberg en Kros, 1999). Voordeel is dat voor een zeer grote verscheidenheid aan vegetatie- en bodemtypen gerekend kan worden.

Vanwege de beperkte onderbouwing van de beschermingscriteria voor vegetatie en de geringe dekkingsgraad in de SMB-methode, is deze niet gebruikt voor het afleiden van kritische depositieniveaus voor vegetatiesamenstelling. Gekozen is voor SMART/MOVE vanwege de dekkingsgraad en de mogelijkheid om op consistente wijze kritische depositieniveaus voor zuur en stikstof te berekenen. Daarbij is aanvullend gebruik gemaakt van de empirische kritische niveaus. Wanneer met de normstellingsmodule van SMART/MOVE geen kritisch depositieniveau berekend kon worden (c.q. geen realisatiemogelijkheid van het beschermingsniveau gegeven de abiotische randvoorwaarden die op de betreffende lokatie gelden; Van Hinsberg en Kros, 1999) is om de betrouwbaarheid te vergroten uitgegaan van de laagste waarde van de empirische range zoals beschreven in Bobbink *et al.*, 1996.

Tabel 5.4. Vergelijking van de kritische stikstofdepositieniveaus volgens SMART/MOVE, de empirische methode (Bobbink et al. 1996) en de SMB-waarden (De Vries, 1996). De gegevens van SMART/MOVE zijn gemiddeld over gridcellen waar natuurdoeltypen aanwezig zijn, aangevuld met minimum empirische waarden (*: ecosysteemtypen waarbij empirische waarden een zeer grote rol spelen) en bepaald bij een beschermingsniveau van 80%. De betrouwbaarheid van de empirische waarden is weergegeven met (±): expert-judgement; (+): redelijk betrouwbaar en (++): zeer betrouwbaar (naar Bobbink et al., 1996, Bobbink en Lamers, 1999). De laatste kolom geeft een indicatie van het areaal bos, heide en grasland, alsmede een schatting van het percentage areaal van de daarin onderscheiden (soms overlappende) ecosysteemtypen. De gegevens zijn berekend op basis van de begroeiingstypekaart en de EHS-omgrenzing (Veldkamp en Wiertz, 1997).

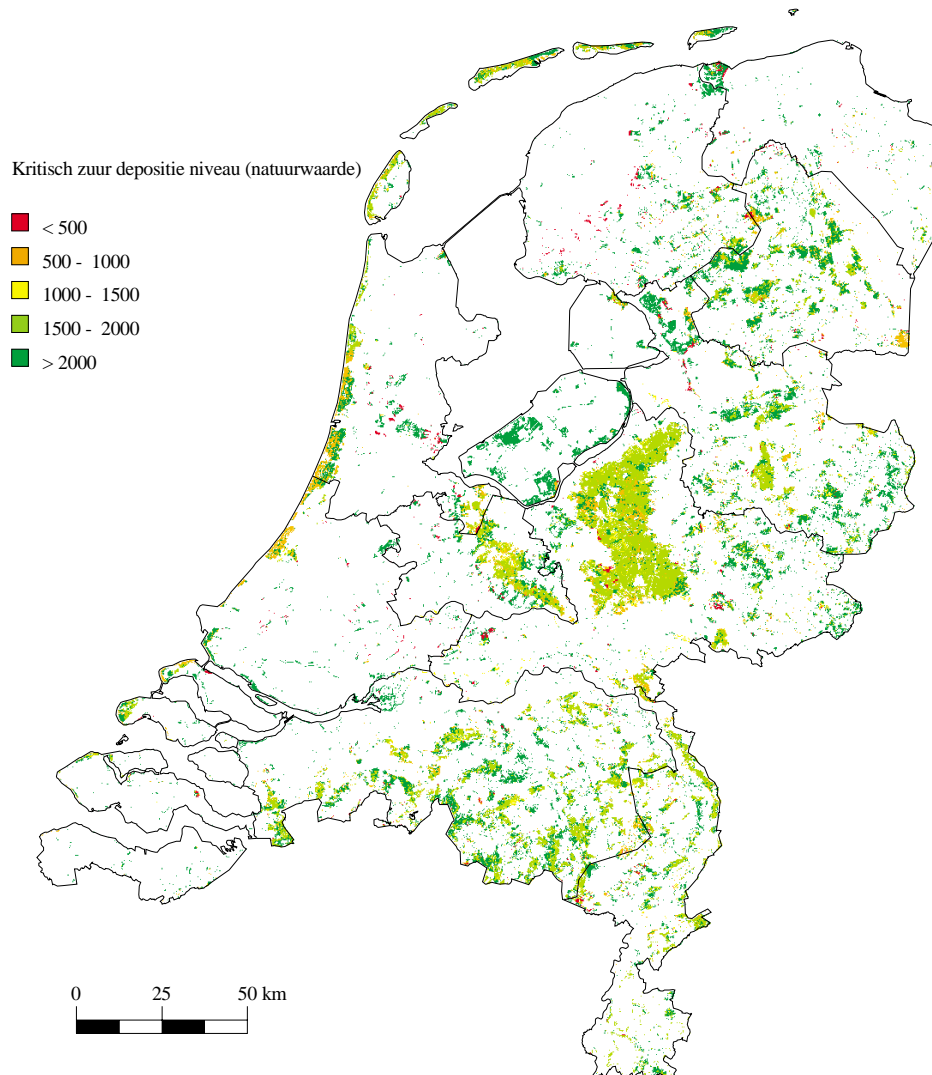
Ecosysteem	SMART/MOVE Kritische stikstofdepositie (mol N ha ⁻¹ .jr ⁻¹)	Empirische methode Kritische stikstofdepositie (mol N ha ⁻¹ .jr ⁻¹)	SMB-methode Kritische stik- stofdepositie (mol N ha ⁻¹ .jr ⁻¹)	Areaal (x 1000 ha)
Bossen				300 waarvan
Naaldbossen	1300 (bos van kalkarm duin)	500-1400 (+)	< 700	60%
Loofbossen	1300 (bos van voedselarme zandgronden) 1600 (middenbos van hogere zandgronden)	700-1400 (+)	700-1100	40%
Bossen van kalkrijke bodems	1200 (bos van helling en plateau) 2100 (bos op zeelei) 2500 (bos van kalkrijkduin)	1100-1400 (±)	700-1100	12%
Broekbossen	2500	Hoog (+)	1300	4%
Heide				40 waarvan
Droge heide	1100*	1100-1400 (++)	-	80%
Natte heide	400* (natte heide en hoogveen)	1200-1600 (+)	-	20%
(Half-)Natuurlijke graslanden				150 waarvan
Schraalgraslanden	950 (gemiddeld; bijvoorbeeld nat duingrasland 900 en nat schraalgrasland op laagveen 1050)	1100-1400 (1100-1800 voor kalkgraslanden) (+)	-	24%
Duingraslanden	900 (gemiddeld; bijvoorbeeld nat duingrasland 900, voedselarme duinvallei 650, droog grasland en open duin 700, duinheide 1100*)	700-1100 (droog, kalkarm) (+) 700-1800 (droog, kalkrijk) (+)	-	14%
Natte ecosystemen				
Hoogveen	400* (natte heide en hoogveen)	400-700 (+)	-	4%
Matig voedselrijke (tril)venen en moerassen	1050 (nat schraalgrasland op laagveen) 2400 (rietland en ruigte)	1400-2500 (+)	-	24%

5.3.3 Resultaten en discussie

De kritische depositieniveaus voor stikstofdepositie zoals bepaald met de empirische methode, de SMB-methode en de normstellingsmethode zijn goed vergelijkbaar (zie tabel 5.4). De kritische depositieniveaus voor broekbossen worden met het SMB-model laag ingeschat. Daarentegen zijn de niveaus voor de kalkrijke bossen (kalkrijke duinbossen en bossen op zeelei) door het SMART/MOVE-instrumentarium hoger ingeschat dan met beide andere methoden. De berekende resultaten voor verschuivingen in de soortensamenstelling van de ondergroei van deze bossen zijn relatief hoog ten opzichte van waarnemingen in buitenlandse bossen op kalkrijke gronden (1100 – 1400 mol N ha⁻¹ jr⁻¹) bossen. Deze verschillen worden mogelijk veroorzaakt doordat in SMART/MOVE geen rekening wordt gehouden met de uitlogingsprocessen die op lange termijn spelen. Daarnaast zijn de kritische depositieniveaus in SMART/MOVE berekend op basis van milieugrenzen geschikt voor 80% van het aantal soorten van een natuurdoeltype terwijl de empirische methode uitgaat van zogenaamde ‘no-effect’ niveaus en daarmee lager uitvalt.

De kritische depositieniveaus voor zuur en stikstof zoals berekend met SMART/MOVE laten een aanzienlijke geografische variatie zien (zie figuur 5.1 en 5.2).

In het algemeen bepaalt de overschrijding van de stikstofbeschikbaarheid in de bodem de uiteindelijke kritische depositieniveaus. In slechts een beperkt aantal gevallen is de bodem-pH de meest kritische factor voor de toelaatbare depositie.



Figuur 5.1. Geografische spreiding van de kritische zuurdepositie voor terrestrische natuur in mol H⁺ ha⁻¹ per jaar op basis van SMART/MOVE, aangevuld (met name in hoogvenen, heide en het noordelijk duingebied) met omgerekende empirische stikstofdepositiewaarden zoals beschreven in Bobbink et al., 1996.

In de hoogveengebieden en de duinen is het berekende kritische stikstofdepositieniveau laag. De kritische depositieniveaus in de kalkrijke duinen ten zuiden van Bergen zijn lager dan die van de verzuringsgevoeligere relatief kalkarmere duinen ten noorden van Bergen. Dit wordt veroorzaakt door de aanvulling met empirische waarden (ten noorden van Bergen), alwaar met SMART/MOVE geen kritische depositieniveaus berekend konden worden (als gevolg van het feit dat de natuurdoeltypologie geen kalkarme en kalkrijke duinvegetaties onderscheidt; zie ook Van Hinsberg en Kros, 1999).

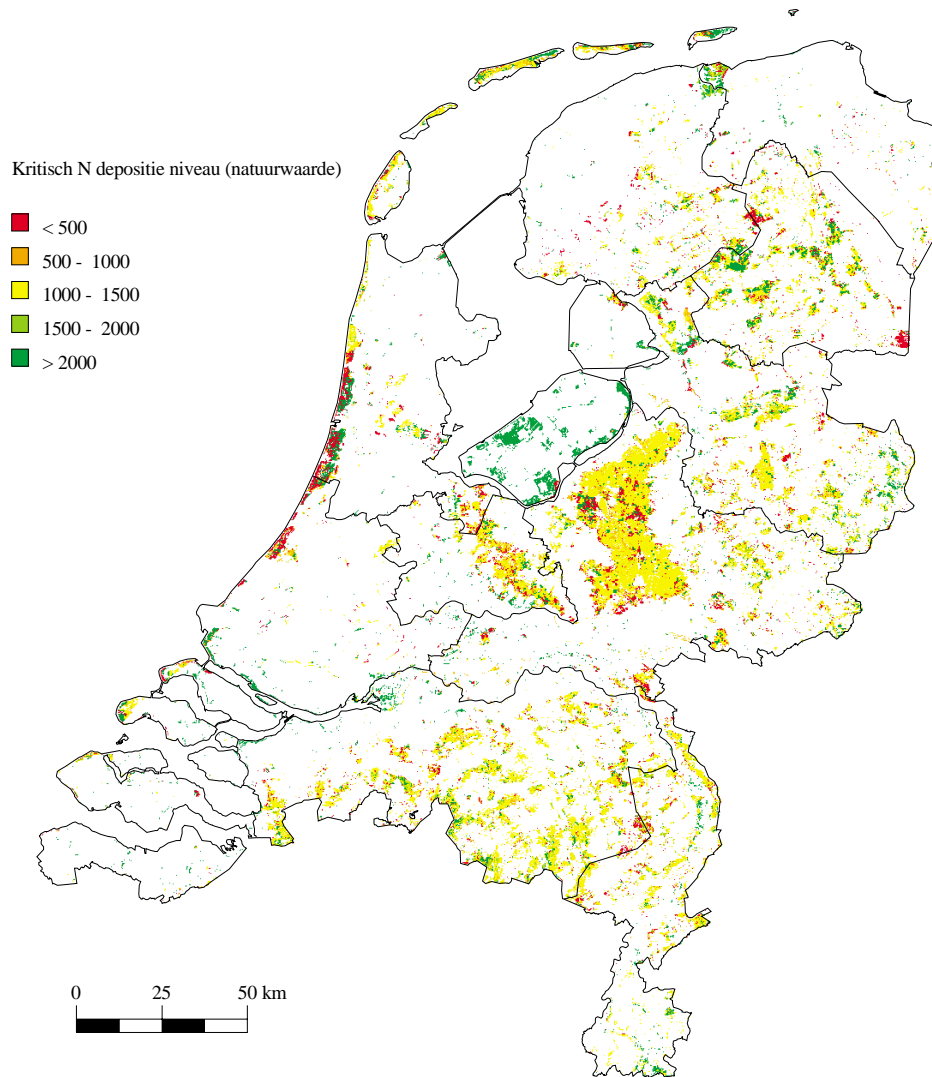
In het duindistrict is een duidelijke toename van de kritische depositieniveau waarneembaar vanaf de zee landinwaarts. Deze gradiënt weerspiegelt de geografische volgorde van de ver-

schillende duinvegetaties (van kale pioniersvegetaties, via schraalgraslanden en duinvalleien naar bos van de duinzoom). Ook op droge heiden en relatief voedselarme (met name den-nen)bossen op hogere zandgronden is het kritische depositieniveau laag. In de veelal voedselrijkere systemen op veen en zeeklei is het toelaatbare depositieniveau hoger. Vergelijkbare patronen zijn eerder vastgesteld op basis van resultaten van empirische data en resultaten van het SMB-model.

In *figuur 5.3* is de relatie tussen het depositieniveau en het percentage beschermd areaal weergegeven, waarbij kritische milieugrenzen van natuurdoeltypen worden gehaald. Hierbij is uitgegaan van de fictieve situatie van een egaal depositieniveau over heel Nederland. Om een indicatie te geven van de ernst van de overschrijding van kritische depositieniveaus is berekend wat de toelaatbare depositieniveaus zijn bij ruimere milieugrenzen (bescherming van 70% van de soorten in plaats van 80%). Duidelijk is dat een hoger depositieniveau mogelijk is. De grootste verschillen treden op bij de minder gevoelige systemen. Bij gevoeligere systemen is het verschil met de standaardberekening zeer gering, een kleine toename van de depositie kan daar dus leiden tot een groot effect. De uitkomsten bij 80% soortenbescherming komen beter overeen met de empirische kritische depositieniveaus dan de uitkomsten bij 70% soortenbescherming.

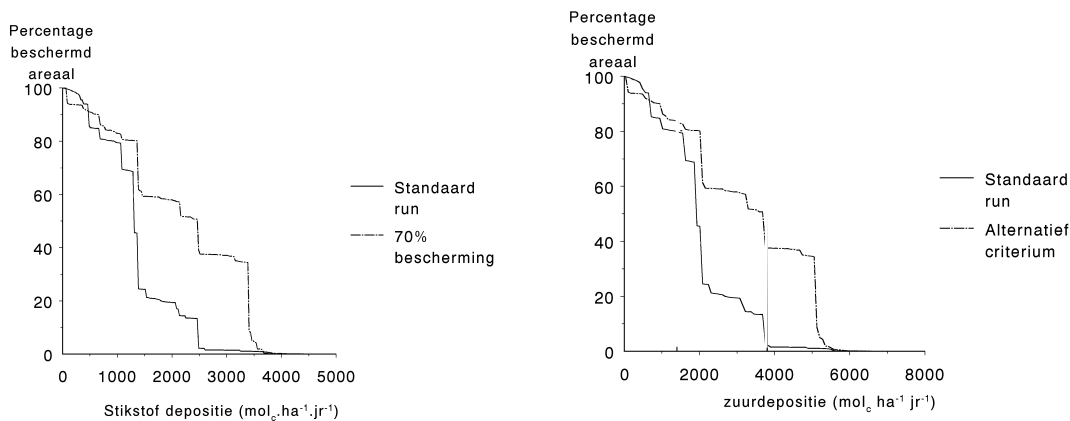
Bij de berekening van het areaal, zoals in *figuur 5.3*, is impliciet verondersteld dat het dominante vegetatietype op het fijnst onderscheiden ruimtelijk schaalniveau (250x250 meter) voor 100% aanwezig is. Deze aanname zal met name bij fjnschalige versnipperde natuur leiden tot een overschatting van het areaal van deze systemen. Bij interpretatie van de figuur moet hiermee rekening worden gehouden.

Het mediane kritische depositieniveau bedraagt ca. 1250 mol N ha⁻¹ per jaar (80% soortenbescherming). Op basis van globale indicaties van areaal per ecosysteemtypen alsmede de empirische kritische depositieniveaus (Bobbink *et al.*, 1996) kan een 'empirische mediane waarde' worden geschat die globaal gezien ligt tussen de 1000 en 1200 mol N ha⁻¹ per jaar, hetgeen hiermee overeenkomt. Bij een niveau van 1250 mol N ha⁻¹ per jaar wordt 50% van het areaal natuur beschermt. Bij ca. 1300 mol N ha⁻¹ per jaar wordt in ca. 40% van het areaal nog geen 70% van de soorten beschermd. Bij de huidige beleidsdoelstelling voor 2010 (1000 mol N ha⁻¹ per jaar) wordt ca. 20% van het areaal natuur niet volledig beschermd. Gevoelige natuurdoeltypen, zoals duingraslanden, schraalgraslanden en hoogvenen worden bij deze depositieniveaus nog bedreigd.



Figuur 5.2. Geografische spreiding van de kritische stikstofdepositie voor terrestrische natuur in mol N ha⁻¹ per jaar op basis van SMART/MOVE, aangevuld met de empirische waarden zoals beschreven in Bobbink et al., 1996. Aanvulling heeft met name plaatsgevonden in hoogvenen, heide en het noordelijk duingebied.

Rond de 1250 mol N ha⁻¹ per jaar doet een geringe stijging van het stikstofdepositieniveau zowel het percentage beschermd areaal als de mate van bescherming daarvan snel afnemen, zie *figuur 5.3*. Het verschil tussen het standaard en het minder stringente beschermingsniveau betekent een aanzienlijke achteruitgang in natuurwaarde aangezien het verschil met name wordt veroorzaakt door achteruitgang van de meest zeldzame plantensoorten.



Figuur 5.3. Percentage beschermd areaal terrestrische natuur, waarbij 80% van de soorten behorende tot beoogde natuurdoeltypen kan voorkomen, in relatie tot een landelijk egaal stikstof (A) en zuurdepositieniveau (B).

Ten aanzien van de gevolgde methode bestaan de volgende discussiepunten:

- De standaard analyse is gebaseerd op kritische milieugrenzen van natuurdoeltypen, waarbij wordt voldaan aan de eisen van 80% van het maximaal aantal in één milieutype te realiseren (doel)soorten van een natuurdoeltype (Van Hinsberg en Kros, 1999). Hoewel uit analyses is gebleken dat op deze wijze berekende milieugrenzen van (duin)vegetatietypen goed overeenkomen met veldwaarnemingen (Van Hinsberg en Kros, 1999), is aanvullend onderzoek naar validatie van milieugrenzen gewenst.
- Een uitspraak over de realisatie van de milieugrenzen betekent niet dat lokaal een natuurdoeltype aanwezig zal zijn met ca. 80% van het aantal soorten, maar moet beschouwd worden als voorwaarde-scheppend voor realisatie van het natuurdoeltype met voldoende floristische kwaliteit. Het 80%-niveau is immers gerelateerd aan het aantal soorten van een natuurdoeltype dat lokaal in één homogeen milieutype kan voorkomen, hetgeen minder is dan het totaal aantal soorten van een natuurdoeltype (Van Hinsberg en Kros, 1999). Daarnaast zal in de praktijk binnen milieugrenzen voor stikstofbeschikbaarheid en bodempH het daadwerkelijk voorkomen van soorten bepaald worden door andere milieufactoren (de aanwezigheid en kwaliteit van een zaadbank, de seizoensinvloeden, het lokale terreinbeheer, etc.).
- In de analyse is het areaal natuur geschat op basis van bestaande geografische informatie. Voorlopig is uitgegaan dat het kritische depositieniveau van een 250x250-meter gridcel overeenkomt met het kritische depositieniveau van het daarin aanwezige dominante natuurdoeltype. Het areaal natuur lijkt hierdoor groter dan feitelijk het geval is. De veldsituatie is daarnaast veelal gedetailleerder dan het beeld van de natuur op 250x250-meterschaal. Datzelfde geldt voor de gebruikte geografische informatie over hydrologie en bodemcondities.
- De gehanteerde tijdshorizon bedraagt een periode van depositiebelasting van 10 jaar (empirische waarden 10-20 jaar), hetgeen overeenkomt met de zichtperiode van het beleid en door UN-ECE en WHO-E relevant wordt geacht voor het afleiden van kritische depositieniveaus. De termijnkeuze hangt onder meer samen met de periode waarin natuurdoeltypen als eenheid beschouwd kunnen worden en veranderingen door natuurlijke successie (c.q. verandering van natuurdoeltypen door systeem-eigen processen) minimaal geacht kunnen worden. Veranderingen in langdurende bodemprocessen (zoals uitloging e.d.) worden in een termijn van 10 jaar echter buiten beschouwing gelaten. De methode is in principe wel bruikbaar om een langere tijdshorizon te verkennen. Wanneer dergelijke langdurige processen worden meegenomen in de analyse zullen de kritische depositieniveaus lager worden.

- Vegetatietype- en gebiedsafhankelijke beheersaspecten worden met SMART/MOVE veelal niet goed in beschouwing genomen. De empirische data beschouwen daarentegen wèl het reguliere beheer (zoals b.v. 1x per 20 jaar plaggen van heiden). De maximaal toelaatbare atmosferische stikstofdepositie op veel grasland- en heidesystemen zal in de praktijk in sterke mate bepaald kunnen worden door het aldaar veelal toegepaste verschralingsbeheer (in de vorm van onder andere plaggen, begrazing en maai-beheer). Bij het gereed komen van SUMO (medio 1999), de nieuwe successiemodule van SMART/MOVE, zullen vegetatieontwikkelingen en effecten daarop van (lokaal) beheer beter beschouwd kunnen worden, waardoor kritische depositieniveaus van met name beheerde systemen beter ingeschat kunnen worden. De verwachting is dat naast de positieve verschralende effecten tevens de aan beheer gerelateerde negatieve effecten op plantensoorten meegenomen kunnen worden. Vooralnog zijn de empirische gegevens voor deze systemen betrouwbaarder.
- Gezien de geringe hoeveelheid beschikbare informatie kan momenteel geen aandacht geschonken worden aan de effecten van de afzonderlijke componenten van de stikstofdepositie op de vegetatie, hoewel er aanwijzingen bestaan dat effecten van NO_x- en NH_x-depositie op de vegetatie wel degelijk kunnen verschillen (zie b.v. Bobbink en Lamers, 1999).

5.4 Soortensamenstelling vegetatie vennen

Vennen en zwak gebufferde wateren worden als gevolg van hun hydrologisch geïsoleerde ligging sterk beïnvloed door veranderingen in depositie. De voor vennen zo kenmerkende vegetatie (isoëtiden zoals oeverkruid, waterlobelia, biesvaren) is in Nederland inmiddels zeldzaam geworden door verschillende factoren die samenhangen met een verhoogde depositie. De samenstelling van de vegetatie hangt nauw samen met de CO₂-beschikbaarheid. CO₂ en NH₄ in het water stimuleren de groei van o.a. knolrus waardoor isoëtide waterplanten verdrongen worden. De CO₂-beschikbaarheid in het ven is sterk afhankelijk van de aanvoer van organisch materiaal van buiten het ven en de mate waarin het CO₂ verdwijnt via uitwisseling met de lucht.

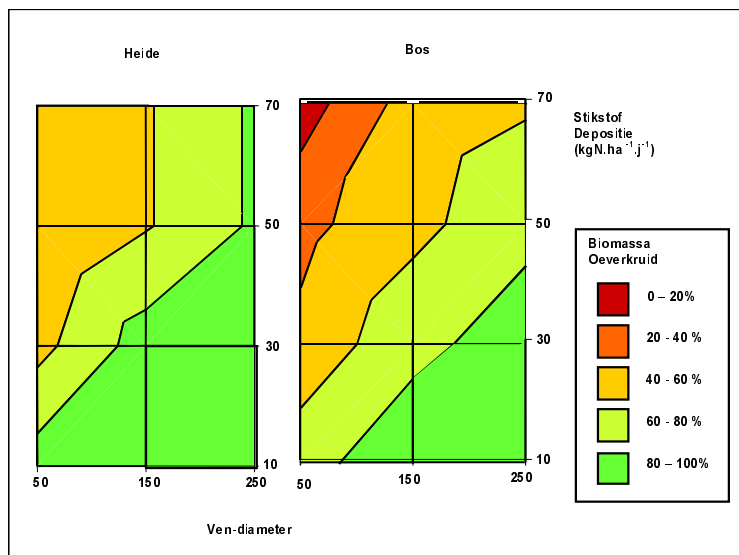
Met het vennenmodel AquAcid kunnen de effecten van atmosferische depositie en organische belasting op de onderlinge competitie tussen Oeverkruid (*Littorellia uniflora*) en Knolrus (*Juncus bulbosus*) berekend worden; respectievelijk typerend voor een oorspronkelijke zwak-gebufferde, zwak-zure situatie en een verzuurde situatie. Knolrus komt in een gezond ven wel voor maar dan alleen in lage dichtheden. Knolrus heeft voldoende CO₂ in het water nodig, voor Oeverkruid daarentegen volstaat weinig CO₂ in het water als er maar voldoende CO₂ in het sediment aanwezig is (Wortelboer, 1990).

Uitsluitend een verhoging of verlaging van de depositie van stikstof laat in AquAcid geen verandering van de vegetatie zien. Een verhoogd gehalte aan CO₂ in het water, zoals in veel verzuurde vennen wordt aangetroffen (Roelofs, 1983), heeft wèl een verschuiving van de vegetatie in het model-systeem tot gevolg.

CO₂ in het water van de vennen is grotendeels afkomstig van de mineralisatie van organisch materiaal. In sommige vennen is het instromen van carbonaat-houdend bodemwater een andere bron. CO₂ verdwijnt uit de vennen via het wegstromen van water en via uitwisseling met de atmosfeer. Wordt de aanvoer van organisch materiaal van buiten het (open water van het) ven op nul gezet, dan wordt na 30 jaar zo lage CO₂-concentraties berekend dat daarin geen plantengroei meer mogelijk is.

De meest waarschijnlijke herkomst van organisch materiaal is de vegetatie op de oevers en rondom het ven. De aanvoer kan plaatsvinden via het inwaaien van bladeren, naalden en takjes. Ook kan via het bodemwater opgelost organisch materiaal (o.a. humuszuren) het ven instromen. Via welke weg de aanvoer van organisch materiaal ook plaatsvindt, de mate van aanvoer is gerelateerd aan het depositie-niveau. Met behulp van de modellen Heathsol en Nocom (Bakema et al, 1994) zijn relaties berekend tussen stikstofdepositie en strooiselproductie van heide en bossen. Vervolgens is een inschatting gemaakt van de mate van organische belasting (d.m.v. inwaaien van strooisel, aanvoer van organische verbindingen in het bodemwater) van een ven en de begroeiing in de directe omgeving. De mate van uitwisseling tussen water en lucht is geschat aan de hand van het percentage bos in de directe omgeving als maat voor de beïnvloeding door de wind.

Bij hoge depositieniveaus is de strooiselproductie aanmerkelijk hoger dan bij lage depositieniveaus. De geschatte aanvoer van organisch materiaal bij hoge deposities is voldoende groot om in een klein ven de CO₂-concentraties in het water zo sterk te verhogen dat hierdoor een verschuiving in de vegetatie optrad. Van invloed bleek ook het type vegetatie op de oever (heide, gras of bos, al of niet met een zone van riet).



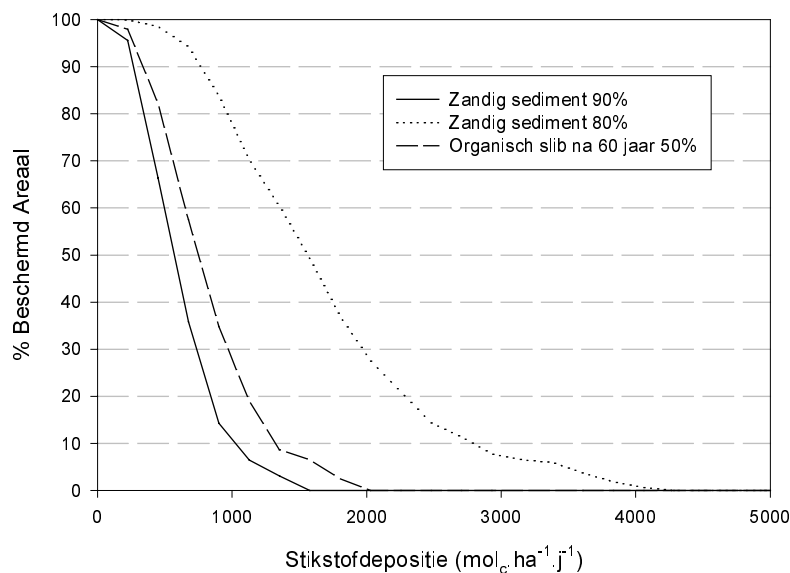
Figuur 5.4. De relatieve biomassa van Oeverkruid als functie van ven-diameter (m) en depositie-niveau ($\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$), berekend over een periode van 25 jaar met AquAcid. Onderscheiden zijn vennen in heidegebied (eventueel vergrast) en in bos met een ondergroei van heide en gras.

In kleine vennen met een hoge depositie verdwijnt Oeverkruid waarschijnlijk (oranje/rood weergegeven in de linkerbovenhoek in *figuur 5.4*), terwijl in grote vennen bij een lage depositie een goede kans bestaat op blijvende aanwezigheid van Oeverkruid-vegetatie.

In 417 vennen met een zandbodem zijn tussen 1900 en 1990 de karakteristieke isoëtide venplanten waargenomen. Met behulp van landgebruikskaarten (LGN-3) is voor deze vennen de plaats, grootte en begroeiing rond het ven in kaart gebracht. Hiermee is voor elk ven apart een schatting gemaakt voor de aanvoer van organisch materiaal naar het open water van het ven. De uitwisseling tussen water en atmosfeer is afhankelijk van de wind-invloed op het ven welke is ingeschat m.b.v. het type begroeiing rond het ven: open heide zorgt voor veel invloed van de wind en een sterke uitwisseling waardoor relatief veel CO₂ naar de atmosfeer ontsnapt;

bij een ven in het bos is de uitwisseling van CO₂ minder waardoor gemakkelijker een hoge CO₂-concentratie in het water kan optreden.

Met het model AquAcid is berekend hoe na 30 jaar voor de verschillende combinaties van depositie en organische belasting de vegetatiesamenstelling wordt beïnvloed. Standaard is uitgegaan van een ven met een zandbodem, waarin nog geen organisch materiaal is opgehoopt. Verder is aangenomen dat alleen de natte depositie direct in het ven terechtkomt en dus geen droge depositie op het water van de vennen plaatsvindt (wel op de oever; Van Dam *et al.*, 1996, Wortelboer, 1998). Op basis van deze modelresultaten is vervolgens een relatie berekend tussen de vegetatie-index (relatieve aandeel oeverkruid ten opzichte van knolrus) in afhankelijkheid van de diameter van het ven, het depositieniveau en de begroeiing rond het ven. Een ven is als beschermd aangemerkt indien de achteruitgang in relatieve bedekking minder dan 10% dan wel 20% is, zie *figuur 5.5*. Omdat in veel vennen in de loop van de decennia veel organisch materiaal is opgehoopt, zijn ter vergelijking ook berekeningen uitgevoerd over een periode van 60 jaar waarbij is uitgegaan van een organisch-rijkere bodem.

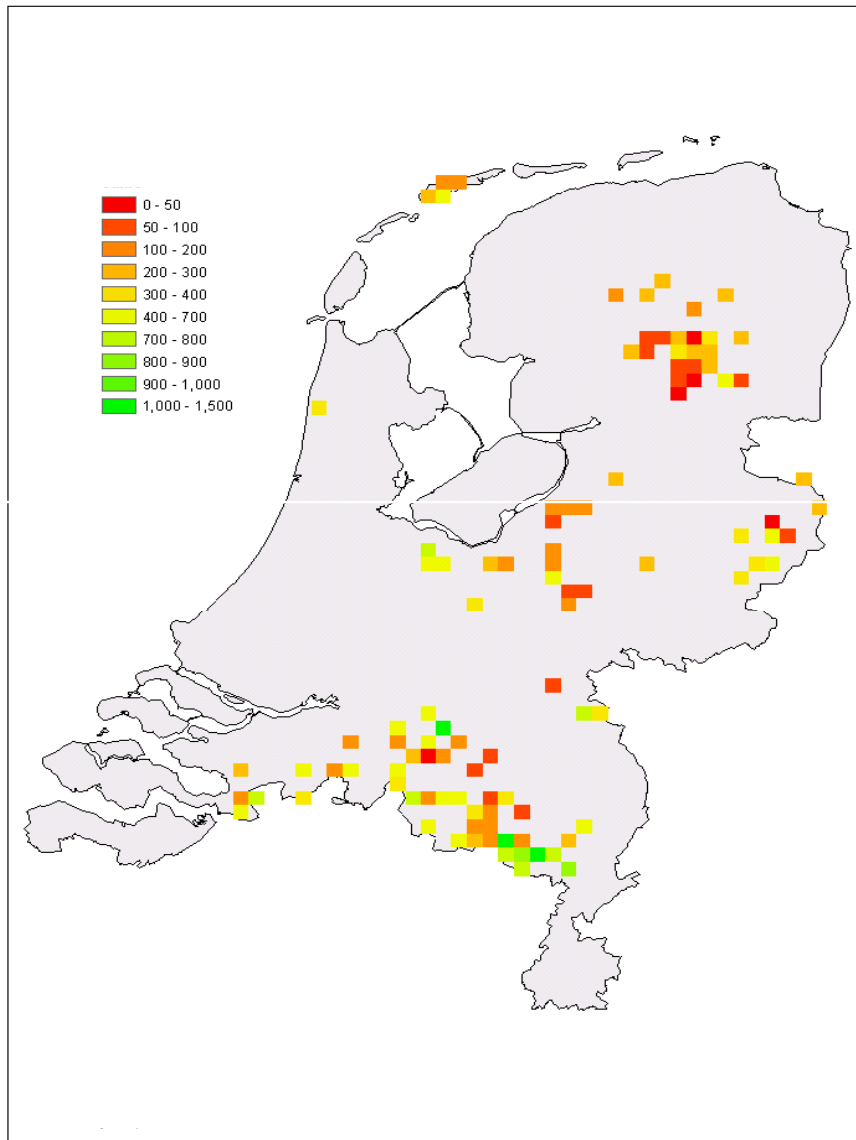


Figuur 5.5. Relatie tussen percentage beschermd areaal van vennen (en enkele duinmeren) in relatie tot de gemiddelde totale stikstofdepositie op land. Voor zandig sediment is 90% en 80% bescherming na 30 jaar aangegeven. Voor slib is het resultaat na 60 jaar bij een bescherming van 50% aangegeven.

Figuur 5.5 laat het effect van stikstof-depositie op de samenstelling van de waterplantenvegetatie in de vennen zien. Weergegeven is bij welke depositieniveaus AquAcid berekent dat 90% resp. 80% van de vegetatie uit oeverkruid bestaat. Hierbij moet opgemerkt worden dat deze percentages weliswaar vrij hoog zijn, maar dat als gevolg van een verhoogde depositie, andere kenmerkende planten van zwak-gebufferde vennen vaak al eerder verdwijnen dan oeverkruid. De figuur geeft dan ook een redelijke indicatie van het percentage vennen dat door verzurende en vermestende depositie aangetast wordt.

Bij hogere deposities wordt oeverkruid door knolrus verdreven en kan oeverkruid weliswaar op geïsoleerde plaatsen langs de oevers van (met name grote en in open gebied gelegen) ven-

nen nog overleven, maar is het ven als zodanig wel degelijk aangetast door de verhoogde depositie.



Figuur 5.6. Geografische verdeling van de kritische niveaus voor vennen.

Momenteel heeft in een groot gedeelte van de vennen zich organisch materiaal opgehoopt. In verschillende herstel-programma's wordt van enkele vennen deze slib-laag verwijderd. *Figuur 5.5* laat zien dat niets doen (het laten liggen van het slib) bij een zeer lage depositie na 60 jaar nog slechts een beperkt herstel te zien geeft (beschermingsniveau 50%).

Diverse onzekerheden zijn verbonden aan de hier gepresenteerde methode. De nauwkeurigheid van de bepaling van de soort oever-begroeiing bij de vennen is beperkt. Daarnaast is er geen overzicht van de verzuivering van de oevers van vennen. Aangenomen mag worden dat een begroeiing van struiken in en rond het ven van invloed is op de aanvoer van organisch materiaal en de beïnvloeding door de wind. Validatie met monitoring-data van vegetatie-

samenstelling in de vennen zelf dient nog uitgevoerd te worden. Voor enkele vennen zijn de resultaten van het model AquAcid wel met metingen vergeleken (Van Dam *et al.*, 1996). De hier gepresenteerde methode maakt het voor het eerst mogelijk om het ruimtelijk aspect van de effecten van de verzuring van vennen in kaart te brengen en te vergelijken met meetgegevens. Probleem hierbij is dat van slechts weinig vennen de samenstelling van de vegetatie voldoende bekend is, en dan nog voornamelijk van vennen waarvan bekend is dat er isoëtide waterplanten in voorkomen of in voorkwamen. Voor een goede validatie zijn echter ook data van momenteel sterk verzuurde vennen nodig.

De resultaten laten zien dat voor vennen met een organische sliblaag ook bij lage deposities de eerste 30 jaar geen herstel verwacht hoeft te worden. Vennen met een zandige bodem en vennen waarvan de sliblaag wordt verwijderd hebben een grotere kans op het weer voorkomen van isoëtide plantensoorten in het open water van de vennen. Hiervoor moet dan wel het depositie-niveau teruggebracht worden tot beneden orde-van-grootte $1000 \text{ mol N ha}^{-1}$ per jaar. Waarschijnlijk zullen aanvullende maatregelen, zoals het verwijderen van slib, afplaggen van oevers, kappen van bomen en verwijderen van struiken, bij een dergelijk depositieniveau al dan niet regelmatig moeten plaatsvinden.

5.5 Boomgroei

In bossen waar de stikstofbeschikbaarheid veelal een beperkende factor is voor groei, zal een toegenomen beschikbaarheid van stikstof tot een toename van houtproductie leiden. Samenhangend met de hoge stikstofdepositie is in de afgelopen decennia op Europese schaal duidelijk sprake van een toename van de bosgroei (Spiecker *et al.*, 1996).

In de literatuur zijn relaties gevonden tussen stikstofgehalten, dan wel verhouding tussen stikstof en overige nutriënten (met name fosfor, magnesium en kalium) en de groei van bomen. Op basis hiervan zijn gehalten en verhoudingen af te leiden die samenhangen met optimale boomgroei (Van den Burg, 1988). Voor de vitaliteit van bomen hoeven deze gehalten echter niet optimaal te zijn. Zo kunnen verhoogde stikstofgehalten in naalden/bladeren leiden tot een toename voor de stressgevoeligheid voor droogte, vorst, ziekten en plagen (Aronsson, 1980; Roelofs *et al.*, 1985).

Berekeningswijze

De kritische depositieniveaus voor stikstof voor boomgroei is berekend op basis van de netto afvoer van stikstof door opname bij bosgroei, lange-termijn optredende immobilisatie (vastlegging) en denitrificatie en een toelaatbare stikstofuitspoeling (gebaseerd op een drempelwaarde voor NO_3 in bodemvocht). De netto opname van stikstof is berekend uit het optimale stikstof en basische kation (voedingsionen) gehalten in de stammen en de groeisnelheid bij optimale nutriëntenvoorziening. De stikstofimmobilisatie is gelijk gesteld aan een lage lange-termijn optredende vastlegging, uitgaande van een 'steady-state' situatie. De denitrificatie is berekend als de fractie van de netto toevoer middels (kritische) atmosferische depositie gecorrigeerd voor netto opname en netto immobilisatie. Aangenomen is dat er sprake is van een gegeven netto verlies aan stikstof wat zich verdeelt over uitspoeling en denitrificatie. Dit netto verlies wordt met name bepaald door het netto neerslagoverschot.

De kritische stikstofuitspoeling is berekend als een fractie van het stikstofoverschot in de winterperiode (oktober-maart) (Rijtema en de Vries, 1994). Bij de berekening van de kritische stikstofuitspoeling wordt er dus van uitgegaan dat gedurende het groeiseizoen de uitspoeling van stikstof nihil is. Het stikstofoverschot in die periode wordt bepaald als de som van mineralisatie van organisch materiaal en de depositie gedurende de winterperiode. De mineralisatie

gedurende de winterperiode wordt berekend als een fractie van de stikstoftoevoer in bladval en in wortelsterfte. De stikstoftoevoer is berekend op basis van optimale stikstofgehalten voor groei, gecorrigeerd voor het optreden van reallocatie (terugtrekking van stikstof uit bladeren e.d.). De mineralisatiefractie bedraagt 0,25, deze waarde is gebaseerd op een veronderstelde temperatuurafhankelijkheid van de mineralisatie volgens Rijtema and Kroes (1991). De depositie in de winterperiode is geschat op 50% van de jaarlijkse depositie, hetgeen gebaseerd is op de meetgegevens van atmosferische bulk depositie in de winterperiode en de zomerperiode (KNMI, RIVM, 1988).

De fractie van het stikstofoverschot dat uitspoelt is gebaseerd op de gemiddelde verblijftijd van het water in de wortelzone gedurende de winter en is gelijk aan het neerslagoverschot (optredend in de winterperiode) gedeeld door de waterinhoud van de wortelzone. Het neerslagoverschot is berekend op basis van een gemiddeld meteorologisch jaar gedurende een periode van 30 jaar. Dat geldt tevens voor alle andere berekeningen waarbij het netto neerslagoverschot is gebruikt. De waterinhoud van de wortelzone is gebaseerd op de vochtretentie-karakteristieken van de Staringreeks (Wösten *et al.*, 1994) en de dikte van de wortelzone. De dikte van de wortelzone is afhankelijk van de boomsoort, bodem en grondwatertrap en varieert tussen 50 cm voor een slecht ontwaterde veengrond tot 150 cm voor lössgronden. De op deze wijze berekende uitspoelingsfractie ligt tussen 0,28 voor een kleigrond bij een neerslagoverschot van 150 mm en 1,00 voor een zandgrond bij een neerslag overschot van 300 mm.

Vaststellen van de range in kritische depositieniveaus

De mogelijke range in kritische stikstof-depositieniveaus voor boomgroei wordt sterk bepaald door het veronderstelde optimale stikstofgehalte van bladeren/naalden. Om de onzekerheid in de kritische stikstofdepositieniveaus te kwantificeren is de range aan stikstofgehalten (zie *tabel 5.5*) aangehouden waarbij in Nederlandse bossen sprake zou zijn van optimale groei (Van den Burg, 1988). Onder de ondergrens van de stikstofgehalten zal de groei van bomen vrijwel zeker geremd zal worden. Deze ondergrens is gebruikt voor de standaardberekening van de kritische depositieniveaus omdat bij deze lage stikstofgehalten het risico op ziekten en plagen zeer gering is. De bovengrens geeft het niveau aan waarboven ook negatieve effecten verwacht kunnen worden ten gevolge van ziekte en plagen. De range tussen de beide grenzen geeft het traject aan waarbinnen een verhoogd risico op aantasting van de boomgroei bestaat, maar waarbinnen op korte termijn geen grootschalige effecten te verwachten zijn.

Tabel 5.5. Range aan stikstofgehalten in de bladen/naalden bij optimale groei van bomen

Boomsoort	Stikstofgehalte (%)	
	Ondergrens	Bovengrens
Den	1,8	2,5
Spar (incl. Douglas)	1,7	2,3
Loofbos	2,5	3,1

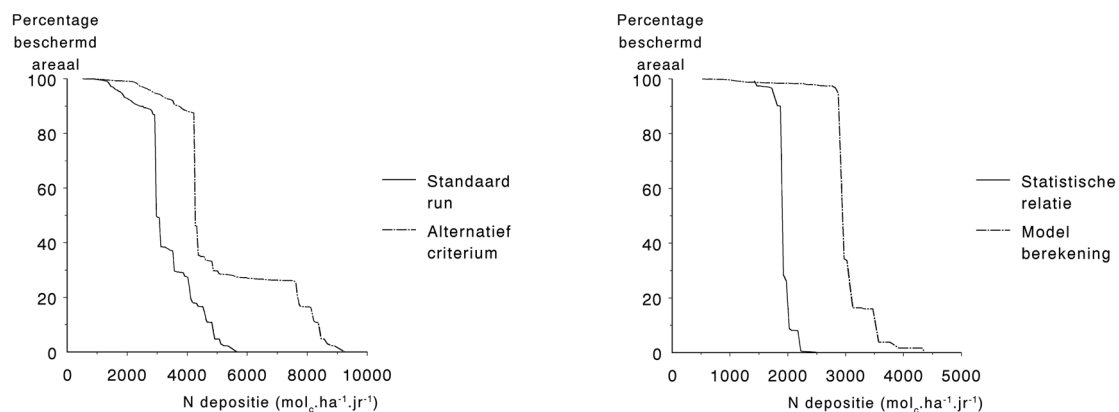
Naast deze modelmatige aanpak kan de kritische stikstofuitspoeling voor naaldbossen ook afgeleid worden uit statistische relaties tussen het stikstofgehalte in de naalden en de stikstofconcentratie in de wortelzone. Deze relaties zijn gebaseerd op intensieve monitoring op acht lokaties in Europa (Tietema en Beier, 1995). Al deze bossen liggen op relatief goed gedraineerde zandgronden. Bij het berekenen van de stikstofuitspoeling voor slechter gedraineerde systemen zijn deze cijfers aangepast om te corrigeren voor een hogere denitrificatie op deze gronden.

Resultaten en discussie

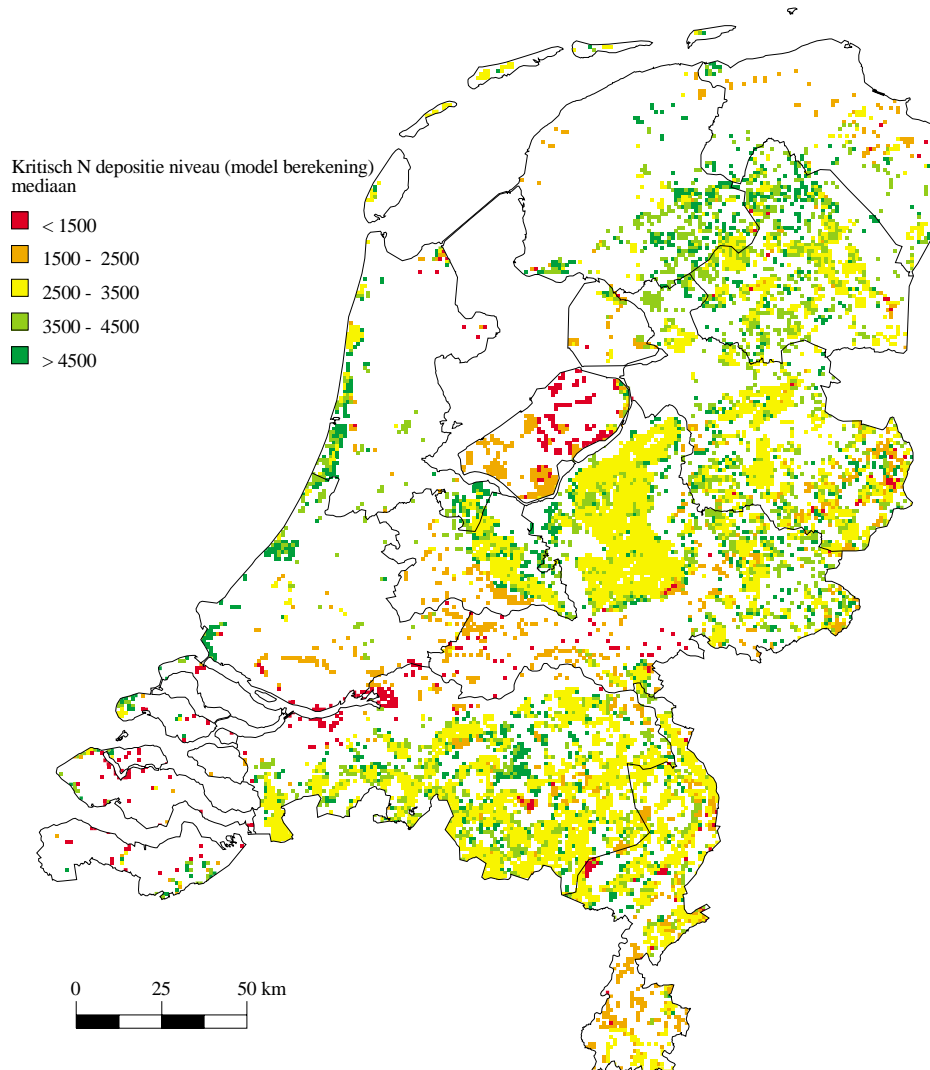
Het mediane kritische stikstofdepositieniveaus voor boomgroei bedraagt 3000 mol N ha⁻¹ per jaar (*figuur 5.7 en 5.8*). De mediane kritische stikstofdepositieniveaus voor loofbossen (4100 mol N ha⁻¹ per jaar) zijn beduidend hoger dan voor naaldbossen (2900 mol N ha⁻¹ per jaar) ten gevolge van het grotere neerslagoverschot bij loofbossen. De verschillen in neerslagoverschot en in de uitspoelingsfractie in de winterperiode leiden ook tot grote ruimtelijke verschillen in kritische depositieniveaus voor boomgroei. De berekende niveaus zijn beduidend hoger op de zandgronden (> 4000 mol N ha⁻¹ per jaar) waar de uitspoelingsfractie hoog is (circa 1,00) dan op de löss- en kleigronden (< 2500 mol N ha⁻¹ per jaar) waar slechts een fractie van het stikstofoverschot uitspoelt in de winterperiode (0,28) op diep ontwaterde kleigronden.

De berekeningen geven een sterke reductie in beschermd areaal te zien rond 3000 mol N ha⁻¹ per jaar. Daarbij dient te worden bedacht dat een overschrijding van de kritische depositieniveaus niet zozeer direct de boomgroei beïnvloedt (die neemt waarschijnlijk niet af), maar meer betrekking heeft op de toegenomen gevoeligheid voor natuurlijke stressfactoren (zie eerder).

De kritische depositieniveaus voor boomgroei (*figuur 5.7A*), gebaseerd op de bovengrens van de stikstofgehalten in bladeren en naalden, ligt aanzienlijk hoger (mediaan 4300 mol N ha⁻¹ per jaar) dan de ondergrens (mediaan 3000 mol N ha⁻¹ per jaar). Boven het eerst genoemde niveau is het zeer waarschijnlijk dat de boomgroei afneemt en bovendien is de kans op droogte/wortelschade en ziekten/plagen hier groot. De kritische depositieniveaus voor groei van naaldbossen verschillen sterk voor de beide methoden. De niveaus die berekend zijn aan de hand van de statistische relatie tussen stikstofgehalte in de bladeren/naalden en de stikstofconcentratie in het bodemvocht (Tietema en Beier, 1995; De Vries en Leeters, 1999) zijn meestal beduidend lager (mediaan 1900 mol N ha⁻¹ per jaar) dan de niveaus die berekend worden uit het stikstofoverschot (mediaan 2900 mol N ha⁻¹ per jaar) (*figuur 5.7B*). De (grote) verschillen tussen beide methoden geven een indruk van de (on)betrouwbaarheid van de kritische depositieschatting. Mogelijk worden de depositieniveaus op basis van de statistische relatie enigszins onderschat, doordat de statistische relatie is afgeleid voor bossen waarin veelal nog sprake is van stikstof immobilisatie (Tietema en Beier, 1995), terwijl bij de berekening van kritische depositieniveaus uitgegaan wordt van een vrijwel verwaarloosbare lange-termijn immobilisatie.



Figuur 5.7. Percentage beschermd areaal voor boomgroei in relatie tot het kritische stikstofdepositieniveau bij lage en hoge stikstofgehalten in de bladen/naalden (A) en de onzekerheid in de berekende kritische stikstofdepositieniveau voor naaldbossen bij gebruik van statistische relaties in plaats van de standaard modelberekeningen (B).



Figuur 5.8. Mediane kritische stikstofdepositieniveaus voor boomgroei berekend op basis van de stikstofuitspoeling in de winterperiode.

5.6 Wortelaantasting

Lage concentraties aan basische kationen in het bodemvocht en hoge concentraties van toxische stoffen hebben een ongunstige invloed op de vitaliteit van bossen. Uit laboratorium-experimenten is gebleken dat boven een bepaalde Al/(Ca+Mg+K)-verhouding (ook wel Al/BC-verhouding: verhouding tussen aluminium en de basische kationen) schadelijke effecten op wortel- en scheutgroei optreden (Sverdrup en Warfvinge, 1993). Deze verhouding verschilt per vegetatietype; de verhouding is bijvoorbeeld laag voor dennen, heide en gras en vrij hoog voor eik, beuk en douglas.

Voor de berekening van de kritische depositieniveau voor bossen is gebruik gemaakt van het SMB-model. Uitgaande van lange termijn evenwichtsvergelijkingen wordt de zuurbelasting bepaald waarbij kritische Al/(Ca+Mg+K)-verhoudingen niet worden overschreden. Bij de berekening wordt uitgegaan van de omvang van de verschillende zuurneutraliserende processen

in een steady state situatie. Dynamische processen zoals kationuitwisseling, sulfaatadsorptie en (im)mobilisatie van sulfaat en basische kationen zijn buiten beschouwing gelaten, omdat zij slechts gedurende korte tijd invloed kunnen uitoefenen op de zuurbelasting van het grondwater. Het kritische depositieniveau is berekend op basis van:

- netto stikstofafvoer door bosgroei, lange-termijn immobilisatie en denitrificatie,
- een netto basentoevoer door depositie en verwerking met aftrek van de netto basenopname en,
- een toelaatbare zuur en aluminiumuitspoeling. De omvang van de zuurneutralisatie door verwerking, immobilisatie en denitrificatie is afhankelijk van het bodemtype. De groeiopname is afhankelijk van bodem- en vegetatietype.

De kritische aluminiumconcentratie voor bossen met betrekking tot wortelschade is berekend op basis van een kritische $Al/(Ca+Mg+K)$ verhouding in de oplossing. Deze varieert tussen de 0,8 en 2,0 mol mol⁻¹, afhankelijk van de boomsoort (*tabel 5.6*). De bijbehorende zuurconcentratie is gebaseerd op relaties opgesteld tussen de aluminiumconcentraties en de pH in de bodemoplossing aan de onderkant van de wortelzone op 150 locaties in bossen op zandgronden (De Vries en Leeters, 1999). De kritische zuuruitspoeling is berekend door de kritische niveaus voor zuur- en aluminiumconcentratie te vermenigvuldigen met het netto neerslagoverschot.

Vaststellen van de range in kritische depositieniveaus

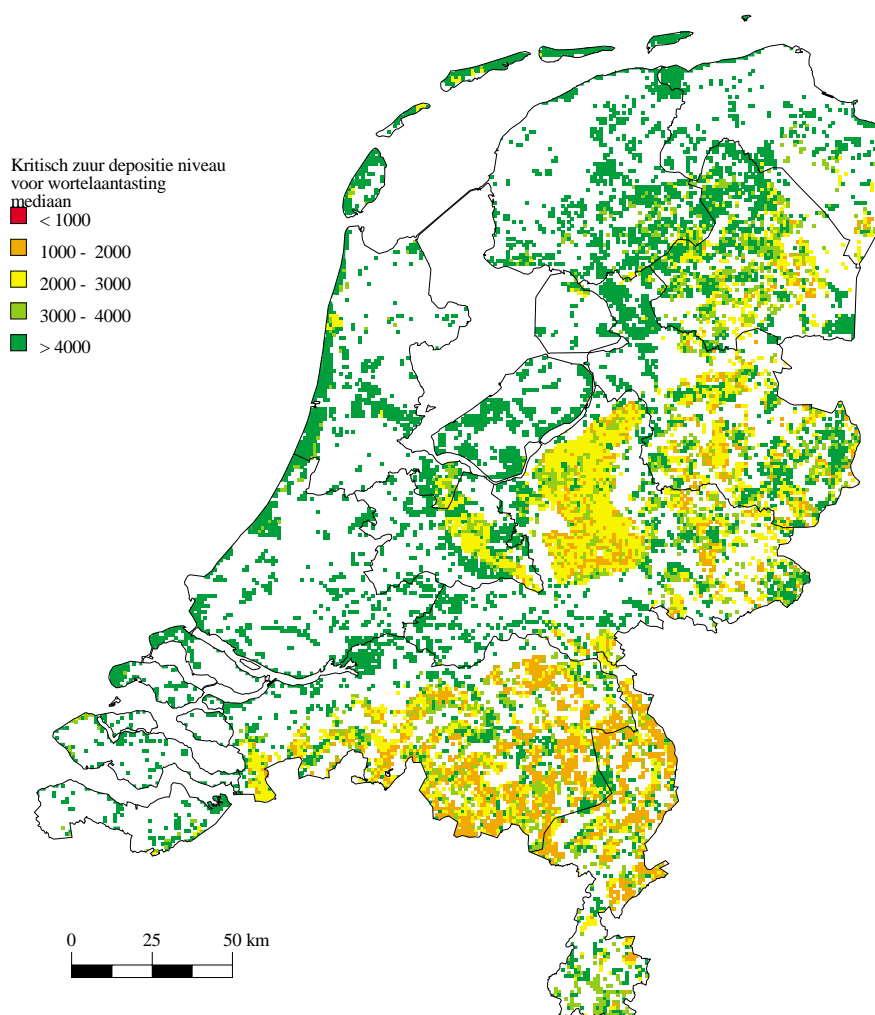
Om de onzekerheid in de kritische depositieniveaus voor wortelschade in te schatten is de onzekerheid in de kritische $Al/(Ca+Mg+K)$ verhouding in beschouwing genomen. De spreiding in de waargenomen relatie tussen wortelaantasting en de $Al/(Ca+Mg+K)$ verhouding is breed en voor de meeste boomsoorten afhankelijk van de concentratie aan basische kationen in de bodemoplossing (Sverdrup en Warfvinge, 1993). Bij een grote beschikbaarheid aan basische kationen vindt wortelaantasting pas plaats bij hogere $Al/(Ca+Mg+K)$ -verhouding. Bij de standaard berekening is uitgegaan van de door Sverdrup en Warfvinge (1993) veronderstelde zeer lage concentraties van basische kationen in de bodemoplossing, zodat de hierbij berekende kritische depositieniveaus ook gelden onder zeer ongunstige condities. Voor de onzekerheidsstudie is een tweede serie $Al/(Ca+Mg+K)$ -verhoudingen afgeleid zoals die gelden bij de gemiddelde basische kationconcentraties die momenteel worden waargenomen in de Nederlandse bossen (De Vries en Leeters, 1999; zie *tabel 5.6*). Voor grove den, gras en heide bestaat geen verband tussen de basische kation concentraties en de kritische $Al/(Ca+Mg+K)$ verhouding. Voor deze landgebruiktypen zijn de alternatieve kritische $Al/(Ca+Mg+K)$ verhoudingen afgeleid uit de waargenomen spreiding bij een aantastingsniveau van 20 %.

Tabel 5.6. $Al/(Ca+Mg+K)$ verhouding voor de standaard en de alternatieve, minder stringente berekening van de kritische depositieniveaus voor wortelaantasting

Landgebruik	Al/BC	
	Standaard	Minder stringent
Den	0.8	3.0
Spar	2.0	3.9
Loofbos	1.7	4.5
Gras	0.8	3.3
Heide	1.0	5.0

Een tweede bron van onzekerheid in de kritische depositieniveaus voor wortelaantasting wordt gevormd door de dikte van de bodemlaag waarvoor het kritische depositieniveau wordt berekend. Normaliter wordt hiervoor de dikte van de wortelzone genomen. Een groot deel van de wortels bevindt zich echter in de bovenste 10 à 30 cm van de bodem, in deze zone wordt

dan ook het grootste deel van het water en de nutriënten opgenomen. Het is dan ook niet onlogisch om de kritische depositieniveaus met name te baseren op mogelijke negatieve effecten in deze bovenste laag van het bodemprofiel. Hierbij dient echter wel de kanttekening geplaatst te worden dat in droge zomers, of in profielen waar een beschikbaarheid aan bijvoorbeeld basische kationen in de ondergrond groot is, een bescherming van de wortels in de ondergrond ook van groot belang kan zijn voor de vitaliteit van het bos. Bij de berekening van kritische depositieniveaus op een diepte van 10 dan wel 30 cm is rekening gehouden met een geringere opname, immobilisatie, denitrificatie en verwerking in de bovengrond vergeleken met de totale wortelzone. Daarnaast is rekening gehouden met het feit dat de relatie tussen de aluminium en zuur in de bodemoplossing in de bovengrond verschilt van die in de ondergrond. Daarom is gebruik gemaakt van relaties tussen de pH en de aluminium concentratie zoals die afgeleid zijn voor 10 en 30 cm diepte op basis van concentratie metingen op 150/200 Nederlandse zandgronden. Deze relaties leidden er toe dat de toegestane kritische zuur uitspoeling veel hoger is dan op grotere diepte.



Figuur 5.9. Geografische spreiding van de mediaan van de kritische zuur depositieniveaus voor wortelaantasting in bos- en natuurterreinen.

Resultaten

De kritische depositieniveaus voor wortelschade in bos- en natuurterreinen op kalkloze gronden variëren tussen de 1100 en meer dan 20000 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar bij de standaard waarden voor de kritische Al/BC verhoudingen. Lage waarden (<2000 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar) worden met name berekend op arme zandgronden, zandige lössgronden en zandige veengronden (*figuur 5.9*).

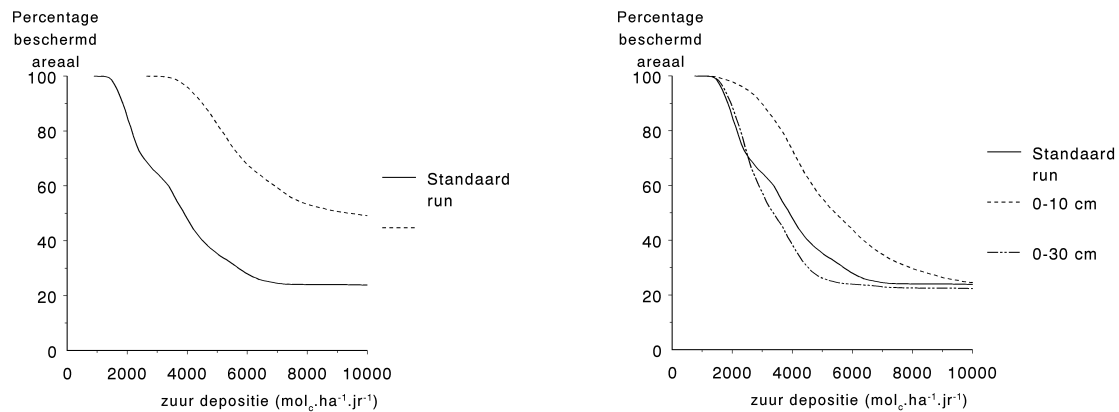
Het kritische depositieniveau voor siltige lössgronden, kleiige veengronden en kleigronden ligt over het algemeen veel hoger (>5000 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar). Het mediane kritische depositieniveau bedraagt circa 3950 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar. Deze waarde is beduidend hoger dan in voorgaande studies (1800 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar). De verschillen worden vooral veroorzaakt doordat een andere relatie gebruikt wordt tussen de Al concentratie in oplossing en de pH. In voorgaande studies werd verondersteld dat Al en zuur in evenwicht zijn met gibbsiet. Uit verscheidene studies, zowel in Nederland als ook in andere landen, is gebleken dat de bodemoplossing vaak onderverzadigd is met gibbsiet, ten gevolge van complexatie van Al aan (bodem)-organische stof en/of door lage oplosnelheden van Al houdende componenten in de bodem (cf. Mulder en Stein, 1994; Wesselink *et al.*, 1996). In de huidige studie is daarom gebruik gemaakt van relaties tussen de waargenomen Al en zuur concentraties in 150 bossen op zandgronden. De verkregen relaties leiden tot lagere pH waarden bij een zelfde kritische Al-concentraties en dus tot hogere kritische zuurdepositieniveaus, dan op basis van een gibbsiet evenwicht.

De range in kritische depositieniveaus

De berekende kritische belastingsniveaus voor wortelschade zijn echter zeer onzeker. Bij gebruik van minder stringente Al/(Ca+Mg+K) verhoudingen bedraagt het mediane kritische depositieniveau 9500 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar. Bij depositieniveaus beneden de 4100 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar wordt volgens dit criterium 95% van het areaal beschermd, terwijl dit bij het standaard criterium pas bij depositieniveau van 1700 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar het geval is.

De invloed van de diepte waarvoor de kritische depositieniveaus worden berekend is veel geringer. Op een diepte van 10 cm zijn de kritische depositieniveaus hoger dan voor de standaard berekeningen (mediaan 5500 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar) ten gevolge van een geringere opname van basische kationen en een beduidend hogere kritische zuuruitspoeling. Bij een diepte van 30 cm zijn de kritische depositieniveaus iets lager dan de standaard berekening (mediane 3400 i.p.v. 3950 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar). Dit wordt vooral veroorzaakt door een geringere basenverwerking op deze diepte, waardoor het effect van een geringe opname en hogere kritische zuuruitspoeling ongedaan gemaakt wordt. De verschillen zijn echter gering ten opzichte van de onzekerheid die veroorzaakt wordt door de onzekerheid in de kritische Al/(Ca+Mg+K) verhoudingen.

Uit de huidige berekeningen volgt dat bij de huidige beleidsdoelstelling van 2010 (een zuur depositie van 1400 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar), slechts op een zeer klein deel van de bos- en natuurterreinen (< 5%) een overschrijding van de kritische depositieniveaus plaats vindt met betrekking tot wortelschade (*figuur 5.10*). Uit de steilte van de grafiek blijkt dat het percentage beschermd areaal wel duidelijk afneemt boven dit depositieniveau. Zo is bij 2000 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar nog ca. 70% van de ecosystemen beschermd. Alternatieve berekeningen met minder stringente Al/(Ca+Mg+K) verhoudingen geven echter aan dat onder gunstige omstandigheden pas effecten op zullen treden bij depositieniveaus die meer dan twee maal zo hoog zijn.



Figuur 5.10. Percentage beschermd areaal voor wortelaantasting in relatie tot het depositieniveau bij stringente criteria voor de aantasting van de wortelkwaliteit voor de onderzijde van de wortelzone (standaard methode), bij minder stringente Al/(Ca+Mg+K)-verhoudingen (alternatief)(rechts) en bij berekening op repectievelijk 10 en 30 cm diepte.

5.7 Bodemkwaliteit

Hoge depositieniveaus kunnen leiden tot een afname van de bodemkwaliteit door daling van de pH, de basenbezetting en het gehalte aan Al-(hydr)oxiden in de bodem. Een dergelijke achteruitgang van de bodemkwaliteit kan leiden tot een verslechtering van de nutriëntenvoorziening door een geringere beschikbaarheid aan basische kationen en fosfaat. Bovendien kan een daling in pH leiden tot een verhoogde uitspoeling van zware metalen. Dergelijke ontwikkelingen hoeven niet direct te leiden tot vitaliteitsproblemen voor de bomen maar kunnen wel veranderingen in de samenstelling van de lage vegetatie tot gevolg hebben.

Het kritische zuurdepositieniveau ter voorkoming van een afname van de bodemkwaliteit is berekend met het SMB-model. De kritische zuuruitspoeling is berekend op basis van de vereiste dat er geen sprake is van:

- Uitputting van Al-hydroxiden, dit betekent dat de uitspoeling van Al niet hoger mag zijn dan de hoeveelheid Al die vrijkomt uit verwerking van mineralen. Met dit criterium worden pH dalingen op zure gronden (pH < 4) voorkomen.
- Daling van de basenbezetting. Dit criterium is vooral van belang op gronden met een pH > 4 waar zuurbelasting kan leiden tot een daling in de basenbezetting en de pH.

De berekende kritische zuur depositieniveaus in relatie tot de bodemkwaliteit zijn dus gebaseerd op een bescherming van de bodem tegen zowel een daling in de basenbezetting in basenrijke klei, veen en lössgronden als tegen een daling in Al-(hydr)oxide gehalten in zowel basenarme zand (en löss) gronden.

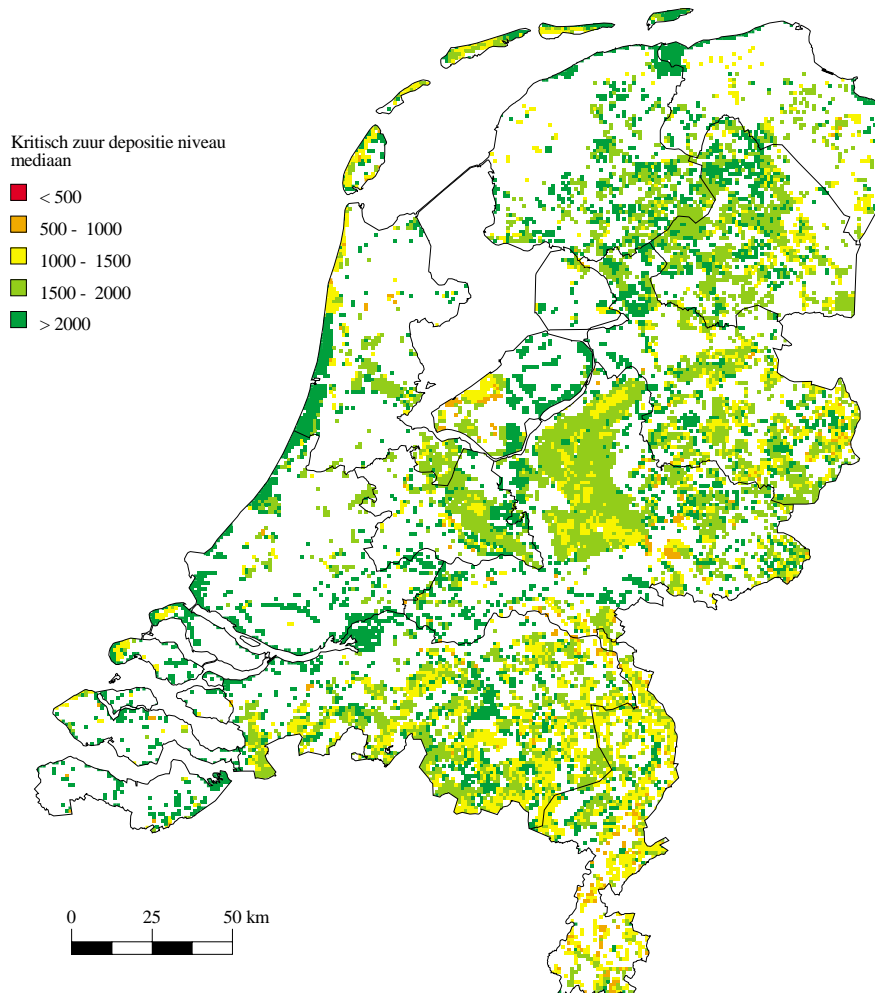
Vaststellen van de range in kritische depositieniveaus

De hierboven genoemde methode is vrij stringent omdat elke daling in het gehalte aan Al-(hydr)oxiden en basen bezetting wordt vermeden. Naast deze methode zijn ook alternatieve berekeningen uitgevoerd waarbij een daling van 10% in de basenvoorraad of het gehalte Al-(hydr)oxiden in de bovenste 30 cm van het bodemprofiel over een periode van 60 jaar (een relevante lange-termijn beleidsperiode) acceptabel wordt geacht. Over het algemeen zal een dergelijke daling niet tot een ingrijpende verandering van de bodemcondities leiden. Wel dient er op gewezen te worden dat de berekening uitgaat van een *gemiddelde* daling in basenverzading of Al-hydroxide van 10% in deze zone van 30 cm. Door de langzame voortplanting

van het zuurfront zal de achteruitgang in bodemkwaliteit in de bovenste delen van deze zone beduidend hoger kunnen zijn.

Resultaten

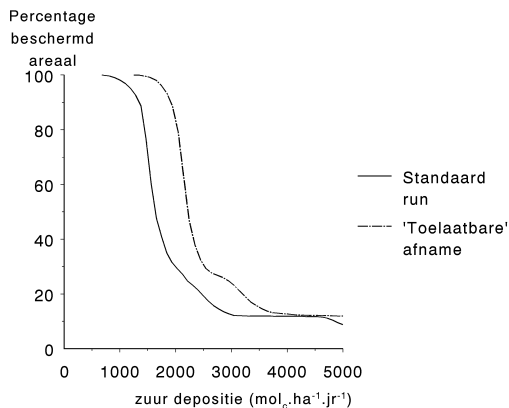
De kritische zuurdepositieniveaus voor aantasting van de bodemkwaliteit liggen over het algemeen lager ($500\text{-}11100\text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar en een mediaan van $1670\text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar) dan voor wortelschade, met uitzondering van de zandgronden waar de niveaus vergelijkbaar of hoger zijn (figuur 5.11). Een potentiële verlaging van de basenbezetting is meestal het meest stringente criterium in de löss, de kleiige veen en in de kleigronden. In de armere gronden wordt het kritische depositieniveau beperkt door het gevaar voor uitputting van Al-(hydro)oxiden. In voorgaande studies (De Vries, 1996) is het effect van zuurdepositie op de basenbezetting niet meegenomen. De kritische depositiewaarden voor aantasting van de bodemkwaliteit lagen dan ook veel hoger ($1400\text{-}8100\text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar). Daarnaast treden verschillen op door het feit dat in de huidige berekeningen ook gerekend wordt voor bodems met daarop korte vegetaties. Doordat de kritische depositieniveaus betrekking hebben op de wortelzone is de zuurneutralisatie door verwerking veel lager bij deze vegetaties.



Figuur 5.11. Geografische spreiding van de mediaan van de kritische zuur depositieniveaus ($\text{mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar) voor bodemkwaliteit in bos- en natuurterreinen.

Indien een daling van 10% in de basenbezetting of het Al-(hydr)oxiden gehalte wordt geaccepteerd liggen de kritische depositieniveaus bijna 1.4 maal zo hoog. Het mediane kritische depositieniveau bedraagt dan 2260 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar. De grootste verschillen worden gevonden op zware kleigronden, waar ten gevolge van een relatief hoge CEC en basenverzadiging een additionele zuurneutralisatie van meer dan 2000 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar optreedt wanneer de basenverzadiging met 10% terugloopt in de komende 60 jaar.

Evenals bij het optreden van wortelschade lijkt de beleidsdoelstelling van 2010 (zuurdepositie van 1400 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar) de achteruitgang van de bodemkwaliteit in vrijwel alle beschouwde ecosystemen te voorkomen. Boven dit depositieniveau neemt het beschermde areaal echter heel sterk af (*figuur 5.12*). Bij een zuur depositieniveau van 2000 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar is ca. 25% van het areaal beschermd terwijl dit in geval van wortelschade ca. 70% is. Bij de huidige depositieniveaus kan een duidelijke achteruitgang van de bodemkwaliteit verwacht worden, met name op rijkere gronden waar een voortgaande daling in de basenbezetting zal plaats vinden. Uit de gevoeligheidsanalyse blijkt echter dat bij het toelaten van een beperkte achteruitgang van de bodemkwaliteit (10%) de kritische depositieniveaus met name op de rijkere gronden aanzienlijk (1000-2000 mol H⁺ ha⁻¹ per jaar) hoger liggen dan bij de standaard berekening waarbij elke aantasting van de bodemkwaliteit vermeden wordt.



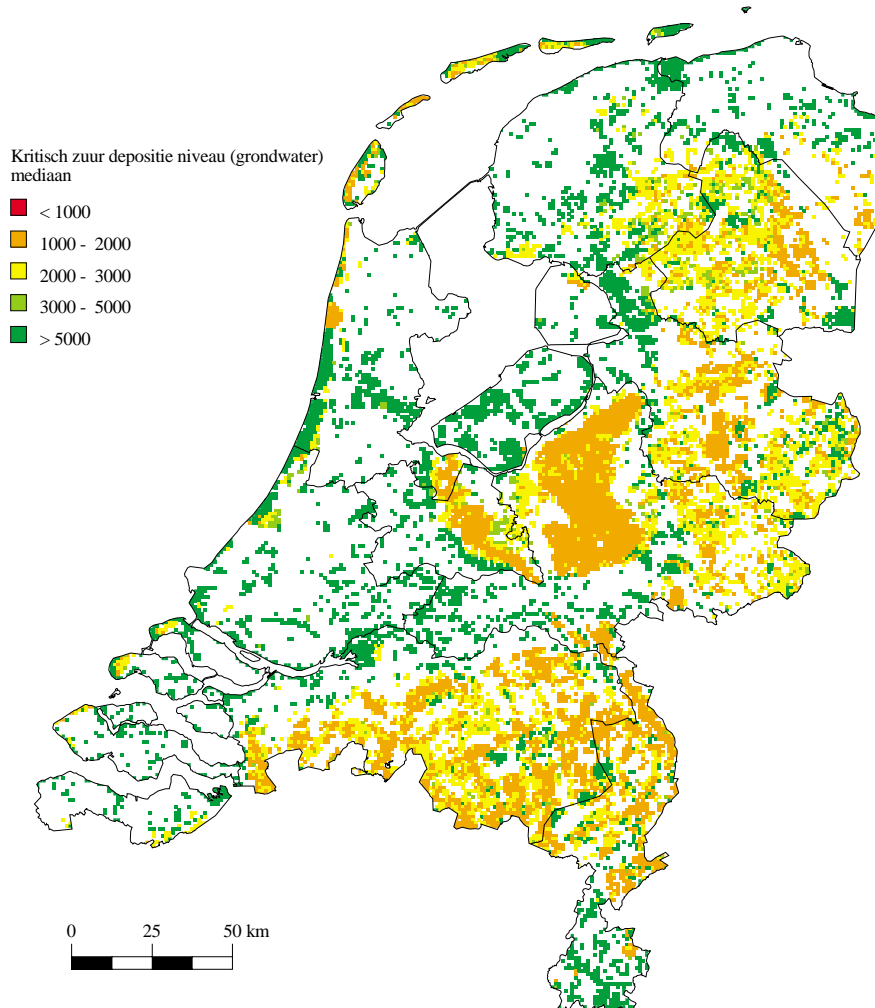
Figuur 5.12. Percentage beschermd areaal voor achteruitgang van de bodemkwaliteit in relatie tot het depositieniveau. Voor de standaard methode is uitgegaan van een verwaarloosbare daling in de bodemkwaliteit terwijl voor de alternatieve methode een daling van 10 % in de bodemkwaliteit van de bovenste 30 cm wordt geaccepteerd.

5.8 Grondwaterkwaliteit

Hoge depositieniveaus van stikstof en sulfaat kunnen op termijn leiden tot een verlaging van de pH en een verhoging van de nitraat- en aluminium concentraties in het grondwater. Een niet onaanzienlijk deel van het Nederlandse drinkwater wordt gewonnen door grondwateronttrekking. Een aantasting van de kwaliteit kan dan ook een nadelige invloed hebben op de volksgezondheid en leiden tot extra kosten voor de drinkwatermaatschappijen. Om grondwater te gebruiken als drinkwater wordt er naar gestreefd dat de Al en NO₃ concentraties lager zijn dan resp. 0,02 mol Al m⁻³ en 0,4 mol NO₃ m⁻³ (overeenkomend met de streefwaarde van 25 mg/l) en dat het water een pH heeft boven de 5,3. De NO₃-norm is stringenter dan de EU-drinkwaternorm waar een NO₃ concentratie van 0,8 mol/m³ wordt gehanteerd.

In Nederland lopen met name ondiepe aquifers op zandgronden een verhoogd risico op verontreiniging ten gevolge van zure depositie (Appelo, 1982; Boumans en Van Grinsven, 1991). Met behulp van het SMB-model kan berekend worden bij welke depositieniveaus de kwaliteit

van het grondwater op lange termijn kan worden behouden. De kritische zuuruitspoeling wordt in deze situatie berekend als het neerslagoverschot maal de kritische concentratie van zuur en aluminium minus de kritische HCO_3 concentratie in het grondwater. Bovendien wordt aangenomen dat de verhoudingen tussen zuur, Al en HCO_3 bepaald worden door respectievelijk het gibbsiet en het bicarbonaat evenwicht. Bij een kritische pH van 5,3 is de Al concentratie altijd beneden de streefwaarde voor drinkwater en bedraagt de HCO_3 concentratie ongeveer $0,03 \text{ mol l}^{-1}$. Bij een neerslag overschot van 300 mm jr^{-1} bedraagt de kritische zuuruitspoeling dan $-75 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar. Bij het berekenen van de basische kation flux die vrijkomt door verweering is er van uitgegaan dat grondwater gemiddeld op een diepte van 32 m wordt onttrokken. Van de overige processen is aangenomen dat zij beperkt zijn tot de wortelzone.



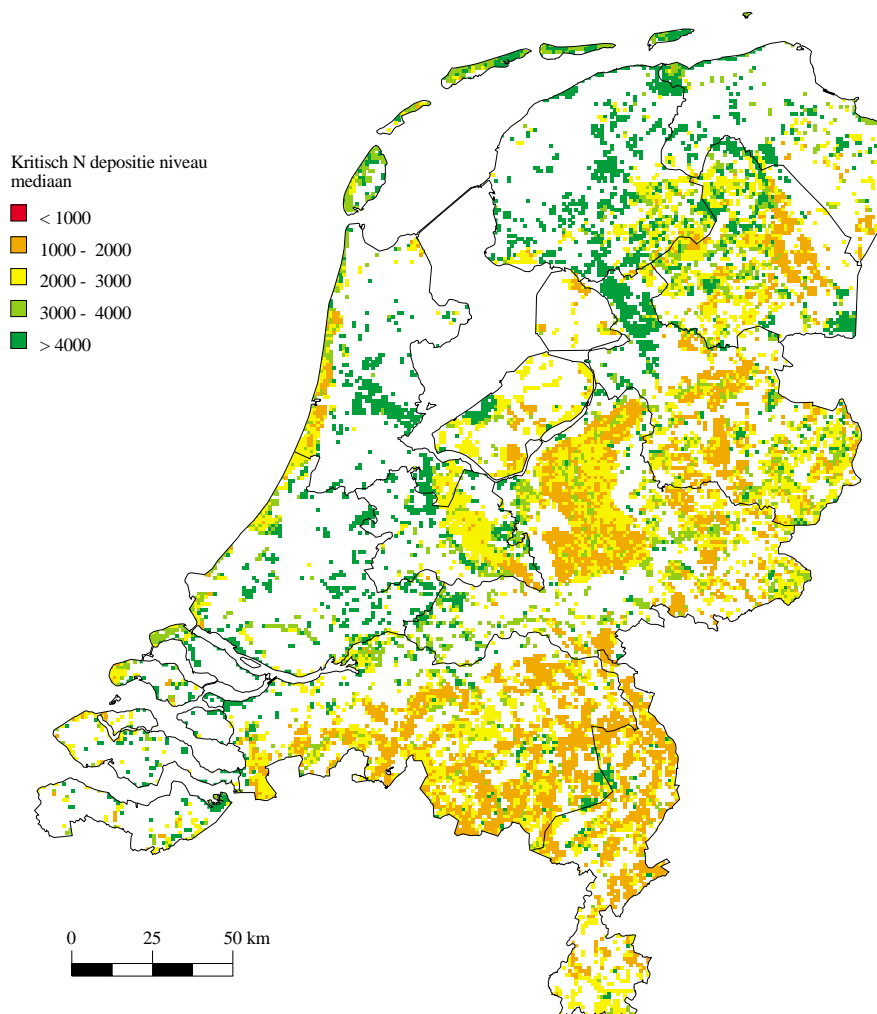
Figuur 5.13. Geografische spreiding van de mediaan van de kritische zuurdepositieniveaus voor grondwater.

Naast de kritische depositieniveaus voor zuur zijn er voor grondwater ook kritische depositieniveaus voor stikstof berekend. De kritische NO_3 uitspoelingsflux is berekend door vermenigvuldiging van de kritische NO_3 concentratie in het grondwater ($0,4$ of $0,8 \text{ mol NO}_3 \text{ m}^{-3}$) en het neerslagoverschot. De berekeningen zijn voor zowel bos- als natuurterreinen uitgevoerd. Bij deze berekening is geen rekening gehouden met een eventuele berging van stikstof in het ondiepe grondwater. Door deze berging kan het nog geruime tijd duren voordat de stikstof een diepte van 32 m bereikt. In de alternatieve berekening wordt impliciet rekening gehouden met

deze tijdvertraging, door aan te nemen dat de bergingscapaciteit in de bovenste 32 m gedurende de komende 60 jaar wordt opgevuld. Hierbij wordt impliciet aangenomen dat door menging en dispersie de nitraatnorm op een diepte van 32 m. niet wordt overschreden. In de berekening is uitgegaan van een beschermingstermijn van 60 jaar en de huidige NO_3 gehalten in het ondiepe grondwater (0,1-0,3 mol $\text{NO}_3 \text{ m}^{-3}$; De Vries en Jansen, 1994).

Resultaten

De kritische depositieniveaus voor zuur liggen tussen 1600 mol $\text{H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar voor heide op arme zandgronden tot meer dan 20.000 mol $\text{H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar op löss-, klei- en veengronden (figuur 5.13 en 5.14). De verschillen worden met name veroorzaakt door verschillen in verweeringssnelheden in de ondergrond. Van zandgronden wordt aangenomen dat deze tot op het niveau van het freatisch grondwater kalkloos zijn terwijl voor de overige gronden is aangenomen dat zij kalkhoudend zijn. Door de grote oppervlakte bos- en natuurgebied op arme zandgronden ligt het mediane kritische depositieniveau vrij laag (ca. 2300 mol $\text{H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar).

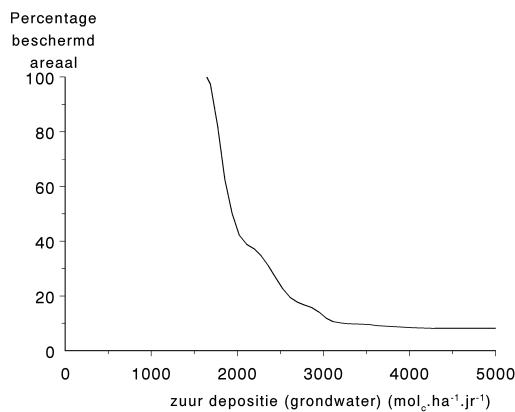


Figuur 5.14. Geografische spreiding van de mediaan van de kritische stikstof depositieniveaus voor grondwater, bij een streefwaarde van NO_3 van 0,4 mol $\text{NO}_3 \text{ m}^{-3}$.

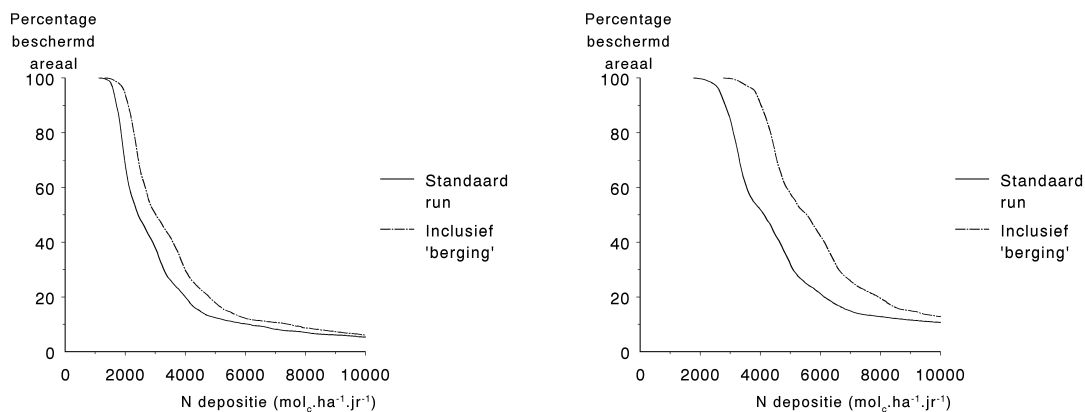
De kritische depositieniveaus voor stikstof zijn vergelijkbaar met die voor zuur en variëren tussen 1100 en 15000 mol N ha^{-1} per jaar bij een streefwaarde van 0,4 mol $\text{NO}_3 \text{ m}^{-3}$. Lage

waarden komen vooral voor op droge bosgronden waar de denitrificatie en het neerslagoverschot laag zijn. Hoge waarden worden aangetroffen op natte graslanden waar aanzienlijke stikstofverliezen optreden door denitrificatie en opname. Het mediane kritische stikstofdepositioniveau (*figuur 5.16*) bedraagt ongeveer $2500 \text{ mol N ha}^{-1}$ per jaar. Indien de EU-drinkwaternorm voor NO_3 ($0,8 \text{ mol NO}_3 \text{ m}^{-3}$) wordt gebruikt liggen de kritische depositieniveaus nog aanzienlijk hoger. Door berging van stikstof in het ondiepe grondwater kunnen de komende 60 jaar de kritische depositieniveaus hoger zijn. De mediane waarden bedragen bij deze berekening respectievelijk 3100 en $5600 \text{ mol N ha}^{-1}$ per jaar bij een NO_3 norm van $0,4$ en $0,8 \text{ mol NO}_3 \text{ m}^{-3}$.

De berekende kritische depositieniveaus voor zowel stikstof als zuur liggen boven de door het beleid nagestreefde depositieniveaus van $1400 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar voor zuur en ver boven de $1000 \text{ mol N ha}^{-1}$ per jaar voor stikstof. Zelfs op zeer lange termijn is bij ca. $2000 \text{ mol N ha}^{-1}$ per jaar aan stikstof vrijwel 100% bescherming van het grondwater te garanderen. De berekening geeft verder aan dat de mediane depositieniveaus in de komende 60 jaar op kunnen lopen tot ca. $5600 \text{ mol N ha}^{-1}$ per jaar zonder op de lange termijn de grondwater-kwaliteitsnormen te overschrijden.



Figuur 5.15. Percentage beschermd areaal voor grondwater in relatie tot het zuurdepositieniveau.



Figuur 5.16. Percentage beschermd areaal voor grondwater in relatie tot het stikstofdepositioniveau voor de streefwaarde (links) en de EU-norm (rechts) voor grondwaterkwaliteit. In de standaard methode wordt berging van stikstof in het ondiepe grondwater verwaarloosd terwijl bij de alternatieve methode evt. berging gedurende de komende 60 jaar is verdisconteerd.

5.9 Betrouwbaarheid

De gevoeligheid van de berekende kritische niveaus voor onderliggende veronderstellingen is in de voorgaande paragrafen uitgewerkt door de invloed van een aantal parameters expliciet aan te geven. Bij de kritische niveaus voor soortensamenstelling zijn bovendien de uitkomsten van verschillende methoden met elkaar vergeleken.

Voor de interpretatie van de gegevens is het ook van belang om in te schatten welke gevolgen overschrijding van de kritische depositieniveaus heeft. Daartoe is inzicht nodig in de volgende vragen:

- hoe relevant het wordt gevonden om een bepaald te verwachten effect te verhinderen. Hoe erg wordt bijvoorbeeld een eventuele optredende veranderingen in vegetatiesamenstelling of bodemkwaliteit ervaren? Dit is gerelateerd aan zowel de risico's, kosten en schade van potentiële effecten alsmede aan (inter)nationale geldende afspraken met betrekking tot normstelling/handhaving.
- hoe sterk is de samenhang tussen de beschermingscriteria en de daarvan afgeleide kritische depositieniveaus, mede in relatie tot de omvang van de te verwachten effecten bij overschrijding van de kritische niveaus? In wezen betreft dit een vraag naar de dosis-effect relatie. Aan de orde hierbij is hoe sterk de relaties zijn tussen de beschermingscriteria, de daarvan afgeleide kritische depositieniveaus en te verwachten effecten bij overschrijding.
- hoe zeker we zijn over de uitspraken over kritische depositieniveaus en de te verwachten effecten bij overschrijding? De kritische niveaus zijn doorgaans bepaald op basis van modelberekeningen en/of meetgegevens. Van belang is hoe groot de betrouwbaarheid en/of onzekerheid van de gebruikte data en modellen is.

5.9.1 Kwalitatieve benadering

Een kwalitatieve inschatting van de betrouwbaarheid van uitspraken over overschrijding van de berekende kritische depositieniveaus is gegeven in *tabel 5.7*. De laatste kolom geeft aan hoe bruikbaar (hard en relevant) de uiteindelijk berekende kritische depositieniveaus en de daarmee samenhangende verwachte effecten bij overschrijding zijn.

Tabel 5.7. Ingeschatte ernst van de overschrijding van de berekende kritische depositieniveaus op basis van de relevantie van de beschouwde effecten en de betrouwbaarheid van de gebruikte data, methoden en beschermingscriterium (+ = hoog, ± = matig en - = gering).

Effect	Relevant		Betrouwbaarheid		Eindinschatting
	Effect	Data	Methode	Criterium	
Vegetatiesamenstelling					
- Landecosystemen	+	+	+ (±)	+	+
- Vennen	+	-	+	+	+
Boomgroei	-	+	-	±	± (-)
Vitaliteit en wortelaantasting	+	+	±	±	±
Bodemkwaliteit	-	+	+	+	± (-)
Grondwaterkwaliteit	+	+	±	+	+ (±)

Vegetatiesamenstelling

De ernst van een overschrijding van de *berekende* kritische depositieniveaus in relatie tot het optreden van effecten op de vegetatiesamenstelling wordt relatief hoog ingeschat omdat; (i) de toevoer van stikstof en zuur resulteert in een in het veld waarneembare –veelal als zeer negatief ervaren- afname van de soortensamenstelling en biodiversiteit en (ii) de gebruikte me-

thode (dynamische bodem-vegetatie model SMART/MOVE inclusief empirische kritische depositieniveaus) relatief betrouwbaar is. Voor vennen wordt ingeschat dat de betrouwbaarheid van de berekende kritische depositieniveaus negatief worden beïnvloed door de geringe betrouwbaarheid van de gegevens over de lokale actuele situatie van de vennen.

Boomgroei

Voor boomgroei wordt de ernst van overschrijding van de *berekende* kritische depositieniveaus relatief laag ingeschat omdat; (i) de relatie tussen stikstofgehalte enerzijds en boomgroei, dan wel het optreden van stress (door droogte, vorst, ziekten en plagen) anderzijds in de veldsituatie minder duidelijk is dan bijvoorbeeld de verandering in de vegetatiesamenstelling, (ii) daarnaast wordt afname van de boomgroei in het algemeen als minder relevant beschouwd dan bijvoorbeeld een afname in de biodiversiteit, en (iii) is de betrouwbaarheid van de gebruikte methode (SMB model) in dit kader relatief gering.

Wortelaantasting

Voor wortelaantasting wordt de ernst van een overschrijding van *berekende* kritische depositie minder hoog ingeschat omdat het gebruikte criterium voor de Al/(Ca+Mg+K)-verhouding op laboratoriumexperimenten is gebaseerd en niet op veldmethoden. De waarden zijn gebaseerd op een compilatie van literatuurgegevens met betrekking tot de effecten van aluminium op zaailingen of jonge bomen in potproeven. Zo is op basis van laboratoriumexperimenten een correlatieve relatie berekend tussen de afname van wortelbiomassa/-lengte van onder andere een aantal boomsoorten en de Al/(Ca+Mg+K)-verhouding (Svendrup en Warfvinge, 1993). Vervolgens is met behulp van deze informatie een kritische Al/(Ca+Mg+K)-verhouding per boomsoort vastgesteld waarbij een afname van 20% van de wortelmassa en/of -lengte optrad. Deze kritische verhouding zijn vervolgens gebruikt om kritische depositieniveaus voor wortelschade te berekenen. Het effect van aluminium en/of de Al/(Ca+Mg+K)-verhouding, hoewel duidelijk waarneembaar in laboratoriumexperimenten is in veldsituaties echter minder eenduidig (Olsthoorn, 1997). Daarnaast blijkt bovengrondse bosvitaliteit in de zin van bladbezetting en -verkleuring niet gecorreleerd met de Al/(Ca+Mg+K)-verhouding (Hendriks *et al.* 1994; 1997). Voor wortelaantasting lijkt de ernst van een overschrijding van het gestelde Al/(Ca+Mg+K)-criterium dan ook relatief niet erg hoog. Een andere oorzaak betreft de beperkingen van het steady-state SMB model.

Bodemkwaliteit

Bij bodemkwaliteit wordt de ernst van het niet (op tijd) halen van de *berekende* kritische depositieniveaus laag ingeschat omdat het gehanteerde voorzorgsprincipe (geen verandering in bodemparameters) niet gerelateerd is aan optredende effecten op bijvoorbeeld vegetatie en bosgroei. Wanneer het begrip duurzaamheid, in termen van het 'stand-still' beginsel (geen achteruitgang in bodemkwaliteit), echter politiek als zeer relevant wordt gezien, dan is de ingeschatte ernst groot, aangezien zowel de criteria (huidige toestand handhaven) als de gebruikte methode (SMB) zeer betrouwbaar zijn.

Grondwaterkwaliteit

Voor grondwater is de ernst van het niet halen van een kritisch depositieniveau relatief hoog, zeker omdat de EU drinkwaternormen bindend zijn. Het gebruikte SMB model is echter een 'worst-case' benadering omdat; (i) in geval van stikstof, afname door tijdelijke vastlegging in de bovengrond en de denitrificatie in het grondwater niet wordt meegenomen en (ii) in geval van zuur de mogelijke bijdrage van buffering door kationomwisseling is verwaarloosd, hetgeen mogelijk resulteert in een overschatting van de risico's van depositie. Tevens houdt het SMB-model geen rekening met de toename in berging van NO₃ in bodem en grondwater tus-

sen het maaiveld en de diepte waarop grondwater wordt onttrokken (gemiddeld op 32 m. diepte).

Samenvattend

De link tussen kritische depositieniveaus en effecten is voor een aantal aspecten niet erg sterk (bijv. wortelaantasting, boomgroei). Deels is dit te wijten aan onzekerheden in de beschermingscriteria zelf, maar deels ook aan de gebruikte methoden voor berekening van de kritische depositie. Voor andere aspecten (vegetatiesamenstelling en bodem- en grondwaterkwaliteit) is de relatie tussen depositieniveau en effect eenduidiger, hoewel ook hier de gebruikte beschermingscriteria en methoden aan onzekerheid onderhevig zijn. Nader onderzoek dient zich te richten op modelvalidatie en –verbetering, empirisch studies en dataverzameling en op de ontwikkeling van methoden om modelonzekerheden te expliciteren.

5.9.2 Kwantitatieve benadering

De betrouwbaarheid van de berekende kritische depositieniveaus hangt vooral samen met de relevantie van de gebruikte beschermingscriteria, en de betrouwbaarheid van methoden en data. Dit natuurlijk mede in relatie tot het de gebruikte ruimtelijke en temporele resolutieniveau.

Om een indicatie te krijgen van de gevoeligheid van de uitkomsten zijn de kritische depositieniveaus bepaald volgens een standaard set criteria (zoals die tot nu toe meestal gebruikt worden) en een alternatieve set criteria, zoals aangegeven in *tabel 5.8*. In de tabel is in cursief aangegeven welke criteria men kan accepteren zonder noemenswaardige effecten. Met uitzondering van de natuurwaarde en de stress op bomen leiden de alternatieve criteria waarschijnlijk nauwelijks of niet tot effecten. Voor natuurwaarde en de stress op bomen kunnen de alternatieven gezien worden als een situatie waarin de effecten nog toelaatbaar zijn. Echter de milieurandvoorwaarden zoals gebruikt bij het berekenen van de standaard kritische depositieniveaus voor natuurwaarde sluiten het best aan bij de empirische gegevens.

Tabel 5.8. De gebruikte criteria en methoden voor de berekening van de kritische depositieniveaus.

Effect	Beschermingscriteria	Gebruikte methode	
		Standaard	Alternatief
Verandering vegetatiesamenstelling	Land: milieurandvoorwaarde voor natuurdoeltypen Water(vennen): dominantie knolrus	Volledige bescherming Zandbodems, 30 jaar	Minder volledige bescherming Organisch slib, 60 jaar
Afname bosgroei	Optimaal stikstofgehalte in bladeren/naalden	Ondergrens stikstofgehalte bladeren	Bovengrens stikstofgehalte bladeren
Wortelaantasting	Kritische Al/(Ca+Mg+K) verhouding: 80% bescherming	Internationale waarde	Nederlandse waarneming
Afname bodemkwaliteit	Constante pH, voorraad basen of aluminium	Geen verandering	10% afname in 60 jaar
Aantasting grondwaterkwaliteit	NO ₃ concentratie op freatisch niveau	Geen buffer	Buffer 60 jaar

Ruimtelijke resolutie en data

De nauwkeurigheid waarmee op ruimtelijke schaal kritische depositieniveaus en de overschrijding daarvan kunnen worden berekend hangt sterk af van de gebruikte resolutie. De optimale resolutie wordt vooral bepaald door informatie over de ruimtelijke variabiliteit van ecosysteemkarakteristieken en de kwaliteit van geografische informatie om dit in beeld te

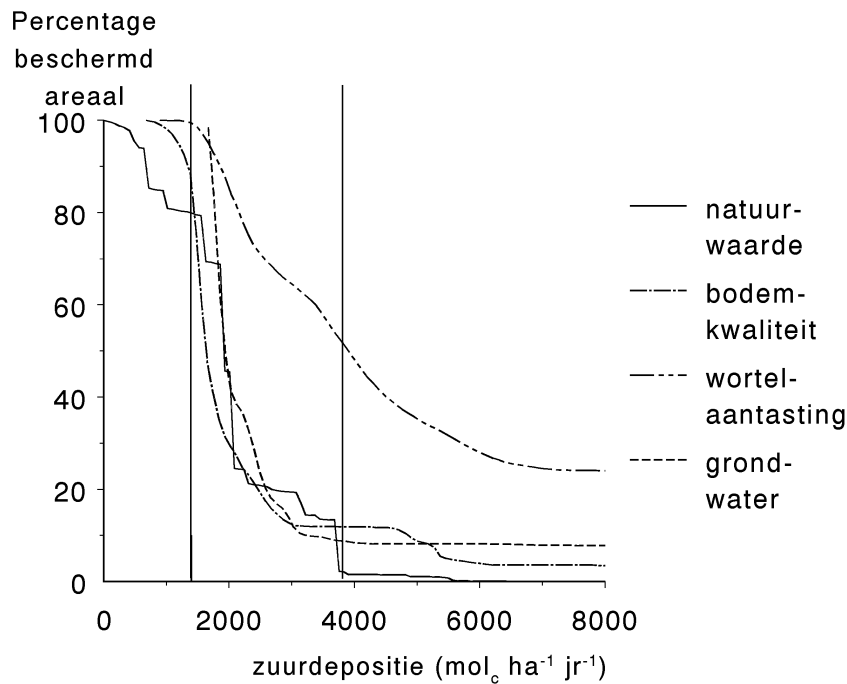
kunnen brengen. Op basis van aanwezige bestanden zijn de kritische stikstof en zuurbelasting voor alle onderscheiden effecten berekend voor 250x250 m gridcellen waarbinnen bos- of natuur het dominante landgebruik is. De schematisatie in bodemtypen is gebaseerd op de 1:50.000 bodemkaart. Daarnaast zijn vijf verschillende vegetatietypen (loofbos, den, spar, gras en heide) en vijf grondwatertrap-klassen onderscheiden (zie ook Kros *et al.*, 1995). Voor berekeningen met het SMB-model is nog een fijnere onderverdeling gemaakt in de löss-, klei- en veengronden. Deze verdeling is aangebracht om de variatie in verwerkingssnelheden in deze gronden beter tot uitdrukking te doen komen (Van der Salm, 1999). In het algemeen lijkt de onzekerheid en (ruimtelijke) variatie in modelparameters een grotere invloed te hebben op de onzekerheid in modeluitkomsten dan de onzekerheid in de basisinformatie (zoals bodemtype, vegetatietype en grondwatertrap, Kros *et al.*, 1999).

De optimale resolutie om (huidige) depositieniveaus met kritische depositieniveaus te vergelijken hangt af van de betrouwbaarheid van de depositiegegevens die bepaald wordt door de ruimtelijke (en temporele) variabiliteit in emissiegegevens en meteorologie en de kwaliteit van databestanden hierover. In dit kader is pragmatisch gekozen voor een resolutie van 5x5 km. Enerzijds leidt het gebruik van hogere resolutieniveaus tot adequatere detail-informatie, bijv. meer inzicht in de variabiliteit; adequatere koppeling van bijv. bodem- en vegetatiekenmerken; vaststelling van areaalgrootte etc. Anderzijds kan dit ook leiden tot een grotere onnauwkeurigheid omdat in het algemeen de informatie op de fijnere schaal niet over de hele linie even nauwkeurig is. Een afgewogen afstemming van schaalniveaus is noodzakelijk, en een definitieve keuze zal sterk afhangen van de mate van variabiliteit en de mate van nauwkeurigheid op betreffende schaalniveaus. Nader onderzoek is hierop in de toekomst voorzien.

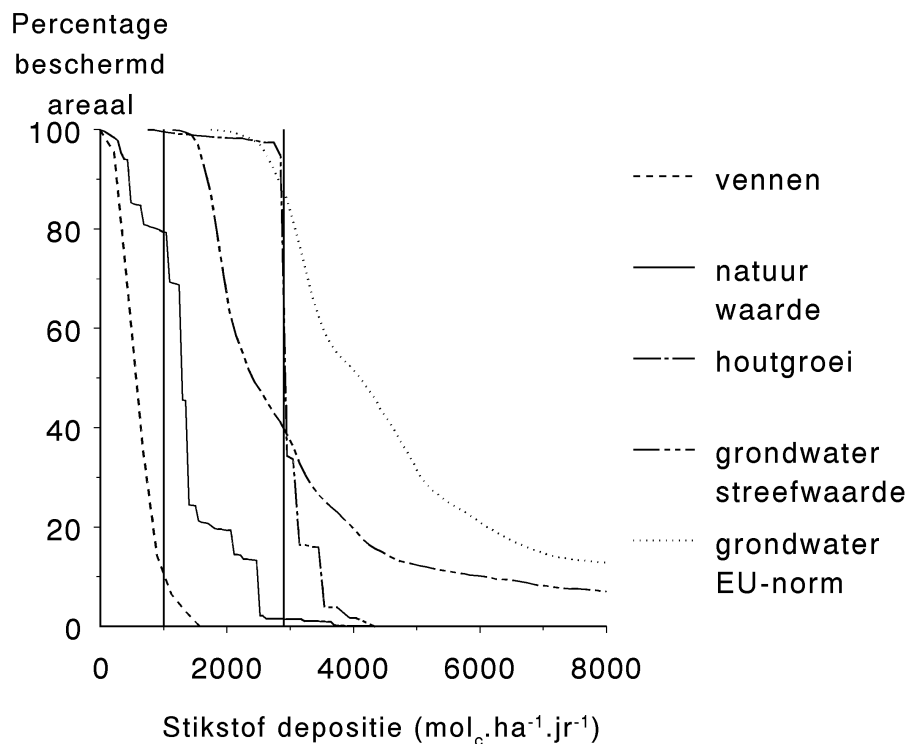
5.10 Conclusies

De effecten van de depositie van zuur en stikstof op de soortenrijkdom van terrestrische vegetatie (natuurwaarde) en vennen, de bodemkwaliteit, grondwaterkwaliteit en wortelaantasting en houtgroei kan worden gekwantificeerd. Het percentage beschermd areaal verschilt per effect en beschermingscriterium (*figuur 5.17 en 5.18*). In beide figuren zijn het gemiddelde huidige depositieniveau en de huidige beleidsdoelstelling voor zuur en stikstof in 2010 opgenomen. Het percentage beschermd areaal bij deze niveaus heeft uitsluitend betrekking op de situatie dat overal in Nederland hetzelfde depositieniveau aanwezig is. In werkelijkheid is er sprake van een grote ruimtelijke variabiliteit en dient de overschrijding te worden berekend door de locatie-specifieke kritische depositie te vergelijken met het lokale depositieniveau.

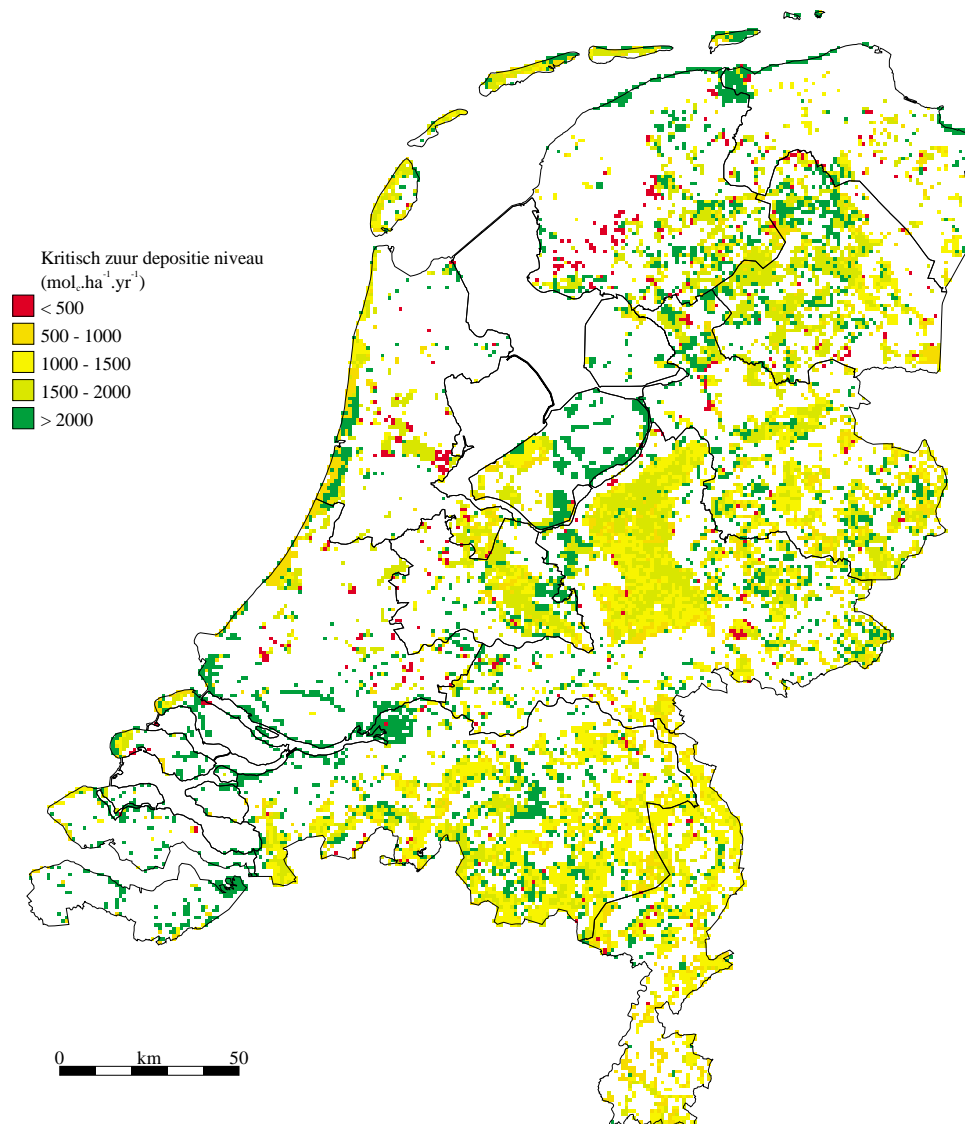
Bij vermindering van de zuurdepositieniveaus zal allereerst het areaal waarin sprake is van overschrijding van kritische belastingen gerelateerd aan wortelschade afnemen, gevolgd door het areaal met overschrijding van de kritische belasting voor aluminiumuitspoeling naar het grondwater, bodemkwaliteit en de soortensamenstelling (natuurwaarde) van de vegetatie (*figuur 5.17*). Een afname van de stikstofdepositieniveaus zal achtereenvolgens leiden tot een afname van het areaal waarin sprake is van overschrijding van kritische belastingen gerelateerd aan bescherming van het grondwater voor nitraatuitspoeling op het niveau van de EU norm, de groei/vitaliteit van bomen, de grondwaterkwaliteit op streefwaarde niveau en de soortensamenstelling (natuurwaarde) van de terrestrische vegetatie en vennen (*figuur 5.18*).



Figuur 5.17. Percentage beschermd areaal voor de verschillende criteria in relatie tot het zuurdepositieniveau. De verticale lijnen betreffen het gemiddelde huidige zuurdepositieniveau van $3800 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar en de beleidsdoelstelling van $1400 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar



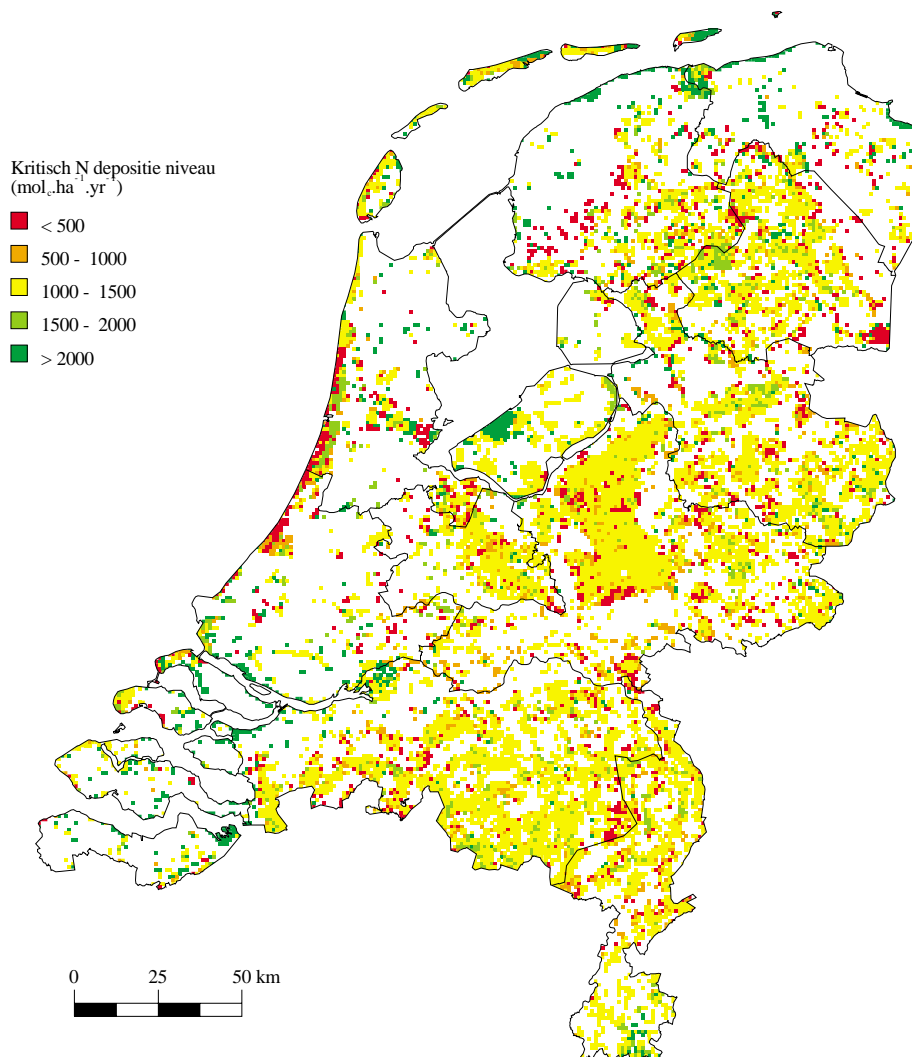
Figuur 5.18. Percentage beschermd areaal voor de verschillende functies in relatie tot het stikstofdepositieniveau. De verticale lijnen betreffen het gemiddelde huidige stikstofdepositieniveau van $2900 \text{ mol N ha}^{-1}$ per jaar en de beleidsdoelstelling van $1000 \text{ mol N ha}^{-1}$ per jaar.



Figuur 5.19. Geografische spreiding van de minimale waarden voor de mediane kritische zuurdepositie-niveaus van de onderscheiden 1 * 1 km gridcellen.

De kritische depositieniveaus voor zuur en stikstof voor vegetatiesamenstelling en voor zuur tevens die voor bodemkwaliteit, zijn in het algemeen het meest stringent. Lokaal kan dit op een enkele plaats anders zijn. Uit de resultaten blijkt dat bij de huidige doelstellingen van 1400 mol ha^{-1} per jaar voor zuur en 1000 mol ha^{-1} per jaar voor stikstof de natuurwaarde voor terrestrische en aquatische vegetaties nog in een deel van Nederland bedreigd worden. Bij die doelstellingen zou, voorbijgaand aan de ruimtelijke spreiding van de depositieniveaus, ongeveer 80% van het areaal natuur beschermd zijn voor zure depositie en ook 80% voor depositie van stikstof. In met name floristisch waardevolle en gevoelige ecosysteemtypen, zoals onder andere schraal- en duingraslanden en hoogvenen, zijn de kritische depositieniveaus lager dan de huidige 2010 doelstellingen. Daarbij moet wel worden opgemerkt dat met name in de (noordelijke) duinen, de heersende depositieniveaus al lager zijn dan het landelijk gemiddelde. De resultaten laten verder zien dat voor vennen met een organische sliblaag ook bij lage deposities de eerste 25 jaar geen herstel mag worden verwacht. Vennen met een zandige bodem en vennen waarvan de sliblaag wordt verwijderd hebben een grotere kans op herstel. Hiervoor moet dan wel het depositieniveau teruggebracht worden tot in de orde van grootte

van $1000 \text{ mol N ha}^{-1}$ per jaar. Volledige bescherming op 100% van het areaal terreestische natuur en alle vennen vergt een depositieniveau in de grootte orde van de achtergronddepositie.



Figuur 5.20. Geografische spreiding van de minimale waarden voor de mediane kritische stikstof-depositieniveaus van de onderscheiden $1 * 1 \text{ km}$ gridcellen.

Vergelijking met het Additioneel Programma Verzuringsonderzoek

Een vergelijking van de berekende kritische depositie niveaus met die welke op basis van het Nationaal Programma Verzuringsonderzoek zijn vastgesteld, en die tot op heden gebruikt worden in het nationale natuur- en milieubeleid (*paragraaf 5.2*), laat de volgende verschillen (qua grootte-orde) zien:

- kritische belastingen gerelateerd aan effecten op (i) de soortensamenstelling van natuurlijke vegetaties (de natuurwaarde) en vennen en (ii) de grondwaterkwaliteit (voor stikstof) liggen in het algemeen in dezelfde orde van grootte;
- kritische zuurbelastingen gerelateerd aan effecten op (i) de wortels van natuurlijke vegetaties en bossen en (ii) de grondwaterkwaliteit (voor aluminium) liggen beduidend hoger;
- kritische waarden gerelateerd aan effecten op bosgroei liggen mogelijk hoger dan die welke eerder zijn afgeleid voor effecten gebaseerd op natuurlijke stress en nutriëntenonbalans.

De eerdere conclusie dat voor de bescherming van de vegetatiesamenstelling/biodiversiteit veelal lagere depositieniveaus vereist zijn dan voor voorkoming van andere effecten, sluit dus aan bij de resultaten van het Nationaal Programma Verzuringsonderzoek.

De directe toxische effecten van aluminium, zoals wortelschade aan bomen en natuurlijke vegetaties treden op bij hogere depositieniveaus (een mediaanwaarde van $3950 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar) dan de eerder berekende gemiddelde kritische zuurdepositie van $1400\text{-}1800 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar. Volgens nieuwe inzichten is de oplosbaarheid van potentieel giftig aluminium in de bovengrond lager dan aanvankelijk werd verondersteld. Deze relatief hoge kritische waarden komen overeen met de experimentele waarneming dat bosschade door aluminium stress beperkt is.

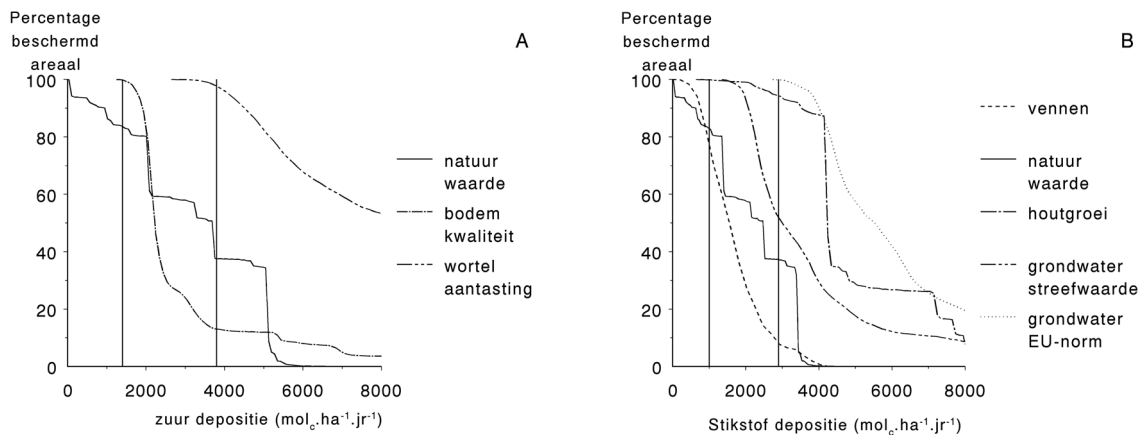
Vergelijking met de beleidsdoelen

Bij de huidige beleidsdoelstelling van $1400 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar voor zuur en $1000 \text{ mol N ha}^{-1}$ per jaar voor stikstof in het jaar 2010 zouden, volgens de toen geldende wetenschappelijke kennis, bomen geen negatieve effecten ondervinden als gevolg van nutriëntenonbalans, toegenomen stressgevoeligheid of wortelschade door aluminium en zou nitraat in het grondwater (drinkwater) niet boven de streefwaarde van 25 mg l^{-1} komen. Daarentegen zou bij deze doelstellingen wel een zekere mate van aantasting van de natuurwaarde geaccepteerd worden. Deze conclusies blijven staan, maar volgens de herziene berekeningen zijn wel hogere depositieniveaus te tolereren als het gaat om negatieve effecten op bossen als gevolg van nutriëntenonbalans, toegenomen stressgevoeligheid of wortelschade door aluminium.

Ernst van de effecten bij overschrijding van het kritische depositieniveau

De resultaten van de berekeningen met de alternatieve set criteria (*figuur 5.21*) geven een indicatie van het gevolg (de ernst) van de overschrijding van de standaard berekende kritische depositieniveaus. Wanneer het verschil groot is met de kritische depositieniveaus berekend volgens standaard criteria en methoden is het gevolg van de overschrijding gering en omgekeerd.

Het gevolg van overschrijding van de standaard berekende kritische depositieniveaus hangt sterk af van het beschouwde effect. Wanneer bij natuurwaarde een afname van de soortenrijkdom wordt geaccepteerd van 70% van de soorten in plaats van 80% van de soorten is het verschil in kritisch depositieniveau veel groter dan voor een 10% afname van de basen- of aluminiumvoorraad. Verder blijkt het verschil tussen volledige en minder volledige bescherming van de natuurwaarde veel meer effect te hebben dan een alternatieve berekening van de grondwaterkwaliteit in relatie tot normoverschrijding voor NO_3 . Daarbij dient wel gerealiseerd te worden dat de depositieniveaus voor natuurwaarde met 80% van de soorten beter overeenkomen met de empirisch bepaalde kritische depositieniveaus dan de waarde bij 70% van de soorten. Feitelijk is de afname van 10% van de natuurwaarde een waarneembaar effect; voor het grondwater leidt het meenemen van een bufferende werking van de bodem niet of nauwelijks tot veranderingen in het kritische depositieniveau.



Figuur 5.21. Percentage beschermd areaal voor de verschillende functies in relatie tot het zuurdepositieniveau (A) en het stikstof depositieniveau (B). De figuur geeft de resultaten weer van berekeningsmethoden uitgaande van alternatieve beschermingscriteria, om zodoende een indicatie te geven van de ernst (betrouwbaarheid en gevolgen) van overschrijding van de kritische depositieniveaus.

Bij wortelschade is de ernst duidelijk minder dan bij de aantasting van de bodemkwaliteit. Het grote verschil in kritische depositieniveaus volgens de standaardberekening en de alternatieve (eveneens acceptabele) berekening hangt samen met hernieuwd inzicht in het effect van aluminium in relatie tot calcium, magnesium en kalium. Kritische waarden voor de verhouding tussen die elementen (de zogenaamde Al/(Ca+Mg+K) ratio) blijken volgens laboratoriumexperimenten toe te nemen met de concentratie aan calcium, magnesium en kalium. Deze concentraties blijken in Nederland in de veldsituatie veel hoger te liggen dan die experimenten.

Bij een verlaging van de depositieniveaus ten opzichte van de huidige situatie bestaan, naast de ruimtelijke spreiding van depositie en van kritische niveaus, een aantal andere factoren die meer aandacht behoeven dan tot nog toe noodzakelijk was. In de hier gepresenteerde kritische depositieniveaus voor potentieel zuur is gebruik gemaakt van depositieniveaus van basische kationen van eind jaren tachtig en van vaste verhoudingen tussen de stikstofdepositie afkomstig van NO_x en van NH₃. Deze veronderstellingen zijn aan verandering onderhevig. De depositie van basische kationen is verminderd en zal mogelijk verder afnemen. De vermindering van de emissies van NO_x en NH₃ verlopen niet even snel. Tot slot moet worden opgemerkt dat de dynamiek van ecosystemen niet in de kritische belastingen is ondergebracht.

6. Overschrijding van normen en effecten

6.1 Inleiding

In de voorgaande hoofdstukken zijn de directe en indirecte effecten van grootschalige luchtverontreiniging aan de orde gekomen. In dit hoofdstuk worden de effectniveaus en huidige doelstellingen voor concentraties en deposities vergeleken met de niveaus zoals die thans optreden, met als doel een indruk te krijgen welke beleidsinspanning nodig is om de doelen te halen (respectievelijk in *paragraaf 6.2* en *6.3* voor luchtkwaliteit en depositie). Depositie- en concentratieniveaus zijn nauw met elkaar verbonden. De depositiesnelheid en de diffusiesnelheid van stoffen in waterdruppels (natte depositie) vertalen concentraties in deposities. In *paragraaf 6.4* worden de effectniveaus voor concentraties en deposities met elkaar vergeleken. Deze vergelijking is bedoeld om een indruk te krijgen welke doelstelling (luchtkwaliteit of depositie) de meest stringente eisen aan de emissieniveaus oplegt. Vervolgens gaat *paragraaf 6.5* in op de (on)mogelijkheden om alle effecten van verzuring door monetarisering op een noemer te brengen. Daarna worden de mogelijkheden voor herstel van ecosystemen geduid indien de depositieniveaus dalen (*paragraaf 6.6*). Het hoofdstuk sluit vervolgens af met enige conclusies (*paragraaf 6.7*).

6.2 Luchtkwaliteit

De luchtkwaliteit is niet overal in Nederland gelijk. In het algemeen geldt dat de hoogste concentraties voorkomen in drukke straten gevolgd door steden, regio's en Nederland als geheel. Alleen bij ozon is dit andersom. Bij een verbetering van de luchtkwaliteit zal allereerst de achtergrondconcentratie in de regio aan de norm voldoen en pas daarna de stedelijke luchtkwaliteit en de straten.

De vermindering van de emissies, zie *hoofdstuk 2*, heeft ertoe geleid dat een aantal van de luchtkwaliteitsdoelen thans niet meer overschreden worden. In *tabel 6.1* is voor de belangrijkste luchtkwaliteitsnormen aangegeven op welk schaalniveau overschrijding plaatsvindt. Voor SO₂ worden de bestaande grenswaarden sinds begin jaren tachtig niet meer overschreden en was begin jaren negentig voor het laatst sprake van overschrijding van de veel striktere richtwaarden. Het huidige concentratieniveau leidt niet tot aantoonbare effecten op gezondheid en planten.

Bij NO_x en NO₂ is nog wel sprake van overschrijding van de normen. In de meeste grote steden komen overschrijdingen van de norm van de jaargemiddelde NO_x- en NO₂-concentratie (30 en 40 µg/m³) voor. De piekwaarde (98 percentielwaarde van 135 µg/m³) wordt op regionaal en stedelijk niveau niet overschreden, maar wel op straatniveau.

De blootstellingsniveaus van alleen NO_x zijn op dit moment onvoldoende hoog om de productie van gewassen te reduceren. Echter, de combinatie van SO₂ en NO_x geeft bij concentraties als in de periode 1990-1995 overschrijding van de effectgrenswaarde en heeft een negatieve invloed op de gewasopbrengsten (Tonneijck *et al.*, 1998). Er is geen concrete informatie beschikbaar over de procentuele opbrengstreducties bij een aantal gevoelige gewassen als gevolg van blootstelling aan de combinatie van SO₂ en NO_x. In de winters in de periode 90-95 werd in heel Nederland de effectgrenswaarde (1,2 ppm.dag) overschreden terwijl in de zomer deze overschrijding vooral plaatsvond in de zuidelijke provincies.

Tabel 6.1. Overschrijding van de belangrijkste Nederlandse en Europese luchtkwaliteitsnormen.

Component	Grenswaarde	Typering	Overschrijding
SO ₂	250 µg/m ³	98-pct 24-uurswaarden	Geen
	125 µg/m ³	3 overschrijdingen van daggemiddelde	Geen
	20 µg/m ³	Jaargemiddeld+winter	Geen
NO _x	30 µg/m ³	Jaargemiddeld	Regionaal
NO ₂	200 µg/m ³	18 overschrijdingen uurwaarde	Geen
	135 µg/m ³	98-pct van uurgemiddelden	Straten
	40 µg/m ³	Jaargemiddelde	Steden
Ozon	120 µg/m ³	25 dagen overschrijding 8-uursgemiddelde	Nederland
	120 µg/m ³	0 dagen overschrijding 8-uursgemiddelde	Nederland
	18 mg/m ³ uur	AOT 40 voorjaar	Geen
	6 mg/m ³ uur	AOT 40 voorjaar	Nederland
Zwarte rook	90 µg/m ³	98-pct 24-uurswaarden	Geen
	30 µg/m ³	Mediaan	Geen
PM10	50 µg/m ³	35 overschrijdingen van daggemiddelde	Regionaal/Nederland
	50 µg/m ³	7 overschrijdingen van daggemiddelde	Nederland
	40 µg/m ³	Jaargemiddelde	Regionaal/Nederland
	20 µg/m ³	Jaargemiddelde	Nederland

De gehele Nederlandse bevolking is in 1995 blootgesteld aan 8-uursgemiddelde concentraties boven de norm van 120 µg/m³. Het met de bevolkingsdichtheid gewogen aantal dagen met overschrijding in de zomerperiode bedroeg 28 (2 dagen meer dan het gemiddelde over heel Nederland). Het aantal dagen waarop overschrijding optreedt (*figuur 6.1 boven*) is sterk afhankelijk van de meteorologische omstandigheden in de zomer. In jaren met mooi zomers weer, zoals 1982, 1989 en 1990 worden er meer overschrijdingen waargenomen dan gedurende zomers met een somberder karakter. Door de sterke fluctuaties van jaar tot jaar is er geen duidelijke trend. Wel lijkt het aantal smogdagen ten opzichte van het aantal zomerse dagen af te nemen. In *figuur 6.2 midden en onder* wordt de geschatte omvang van de negatieve gezondheidseffecten in de bevolking weergegeven. Hierbij is gebruik gemaakt van de dosis-effect en concentratie-respons relaties uit *hoofdstuk 4*. De jaren met behoorlijke normoverschrijding laten een duidelijke toename zien in het aantal dagen met longfunctieafname en aan ozon geassocieerde sterfte. Na de jaren 1989 en 1990 is er geen omvangrijke normoverschrijding meer waargenomen, en is de omvang van de gezondheidseffecten meer dan gehalveerd ten opzichte van 1990.

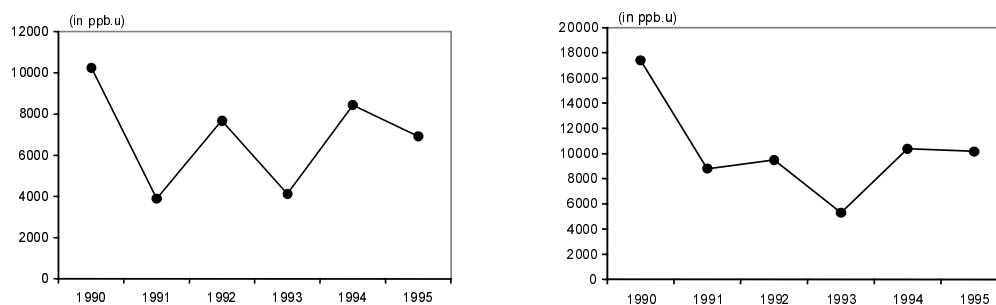
De groeiseizoengemiddelde ozonconcentratie ligt in 1995 over het gehele gebied van de Ecologische Hoofdstructuur 30 µg/m³ boven de streefwaarde van 50 µg/m³. Ook de AOT40 norm voor cultuurgewassen is in de periode 1990-1995 ruimschoots overschreden, zie *figuur 6.2 en tabel 6.2*. Zelfs in 1993, een jaar met relatief lage ozonniveaus werd dit niveau overschreden en was sprake van verminderde gewasproductie.

Tabel 6.2. Overschrijding van critical levels voor gewassen in 1990, 1992 en 1993.

		critical level	1990	1992	1993
Gewas en natuurlijke vegetatie	AOT 40 (in µg.uur)	6.000	20.500	15.340	8.240
Bomen	AOT 40 (in µg.uur)	20.000	34.800	18.980	10.600
Groeiseizoengem.	µg/m ³		86	70	60



Figuur 6.1. Ontwikkeling van ozonnormoverschrijding en daarmee samenhangende gezondheidseffecten (medianetrend). Boven: overschrijding van de norm van 120 µg/m³ voor het 8-uurs gemiddelde. Midden: longfunctieafname van meer dan 10% op basis van klinisch onderzoek en op basis van epidemiologische associaties. Onder: aan ozon geassocieerde sterfte in de bevolking.



Figuur 6.2. Ontwikkeling van de gemiddelde AOT40 voor gewassen en natuurlijke vegetatie (links) en bossen (rechts).

Tabel 6.3. Berekende opbrengstreducties (%) bij een aantal gewassen als gevolg van blootstelling aan ozon in 1990, 1992 en 1993.

Gewas	1990	1992	1993	Gewas	1990	1992	1993
Aardappel	8,3	4,6	2,4	Koolzaad	6,1	3,6	1,8
Aardbei	0,0	0,0	0,0	Luzerne	6,8	3,8	2,0
Boon	13,6	6,7	3,2	Maïs	0,5	0,2	0,1
Erwt	6,7	3,1	1,0	Suikerbiet	0,0	0,0	0,0
Gerst	6,2	3,4	1,8	Tarwe	7,7	3,7	1,7
Grasland	3,8	2,1	1,1	Tomaat	0,8	0,3	0,1
Komkommer	2,8	1,4	0,5	Ui	4,1	2,3	1,2

Voor drie jaren zijn de opbrengstreducties voor een aantal gevoelige gewassen berekend (tabel 6.3). De opbrengstreductie van het meest gevoelige gewas (boon) in 1990, 1992 en 1993 bedroeg respectievelijk circa 14, 7 en 3%. Dit betekent dat in een seizoen met een gemiddeld of hoger ozonniveau een opbrengstreductie van meer dan 5% kan optreden bij het meest gevoelige gewas. In een zomer met relatief veel ozon kan de reductie zelfs groter zijn dan 10%.

De bestaande informatie duidt erop dat er alleen een risico voor bomen bestaat in zomers met relatief veel ozon. Het kritisch niveau voor bomen (AOT40 van 20.000 $\mu\text{g}\cdot\text{uur}$) werd alleen in 1990 overschreden en alleen in dat jaar traden dus negatieve effecten op. Dit betekent dat bij de heersende niveaus van ozon in Nederland gewassen en (semi)natuurlijke vegetaties meer schade ondervinden dan bomen.

Voor ozon bestaan een groot aantal eenheden en maten waarin de normen worden uitgedrukt, zoals de gemiddelde concentraties over diverse perioden, maar ook de gecumuleerde overschrijdingen van niveaus (AOT40 en AOT60) over diverse perioden. Het blijkt echter dat al deze maten tot samenhangende clusters zijn te groeperen. De meetgegevens uit het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit tonen twee clusters van ozonnormen en kentallen waarbinnen hoge correlaties tussen grootheden aanwezig zijn. De ene cluster omvat de grootheden die gericht zijn op piekblootstelling tijdens smogepisoden (bijv 110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ beide 8h gemiddeld, 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ uurgemiddeld, en 98- en 99-percentiel). Opvallend is dat de AOT40-maten ook tot deze cluster behoren. Binnen deze groep is het 98-percentiel een goede verklarende variabele. Klaarblijkelijk wordt de ligging van het 98-percentiel bepaald door dezelfde omstandigheden als de waarde of mate van overschrijding van de andere parameters binnen de groep. De andere cluster omvat de normen die beschermen tegen chronische blootstelling (jaargemiddelde, 65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 24 uur gemiddeld en 50-percentiel) die vooral bepaald worden door de invloed van de vrije troposfeer. Hier is het 50-percentiel een goede verklarende grootheid.

Van de ozonnormen is de AOT40 norm voor gewassen en natuurlijke begroeiing de strengste. Het halen van critical loads voor stikstof- en zuurdepositie kan meehelpen aan het terugdringen van ozon, maar afhankelijk van het VOS beleid, kan echter ook een toename van ozon optreden. Het bestrijden van verzurende en vermestende depositie alleen biedt dus slechts beperkte bescherming tegen blootstelling aan ozon.

Voor PM10 gaat het voor gezondheidseffecten op de mens om het aantal overschrijdingen van het daggemiddelde van $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en het jaargemiddelde van $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Het is onduidelijk of er sprake is van een trend in de overschrijding van de norm voor daggemiddelde waarden. Toevalsfactoren spelen een belangrijke rol doordat overschrijdingen maximaal op enkele dagen per jaar optreden en de meetreeks slechts vier jaren dekt. In 1995 werd ruim de helft van de Nederlandse bevolking blootgesteld aan 1 dag overschrijding van de norm ($140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor het daggemiddelde). Gemiddeld over de gehele bevolking werd in 1995 de norm met $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ overschreden. Slechts enkele procenten van de bevolking zal aan meer dan één dag met normoverschrijding zijn blootgesteld.

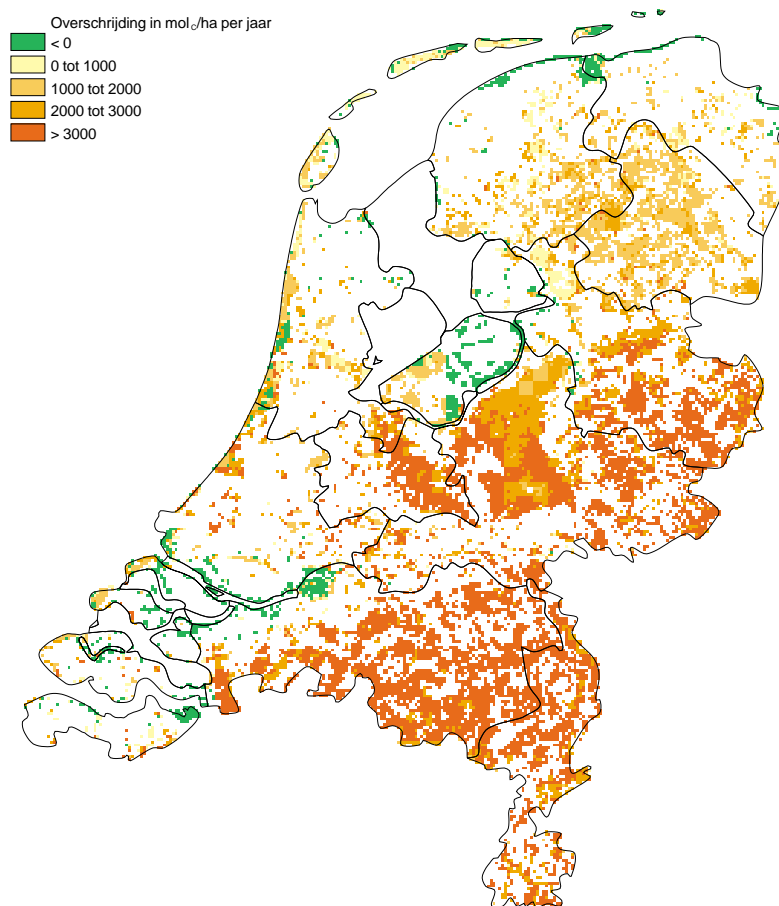
In 1995 werd ruim 40% van de bevolking blootgesteld aan een jaargemiddelde concentratie fijn stof die boven de norm ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) lag. Doordat de regionale concentraties net rond de norm liggen, leidt de zeer beperkte stedelijke verhoging toch in veel gevallen tot overschrijding van de norm.

6.3 Overschrijding kritische depositieniveaus

De gemiddelde depositie over Nederland bedroeg in 1995 voor potentieel zuur $4000 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar en voor stikstof 2900 mol per ha per jaar. Zoals eerder aangegeven is de verdeling van de depositie over Nederland niet homogeen.

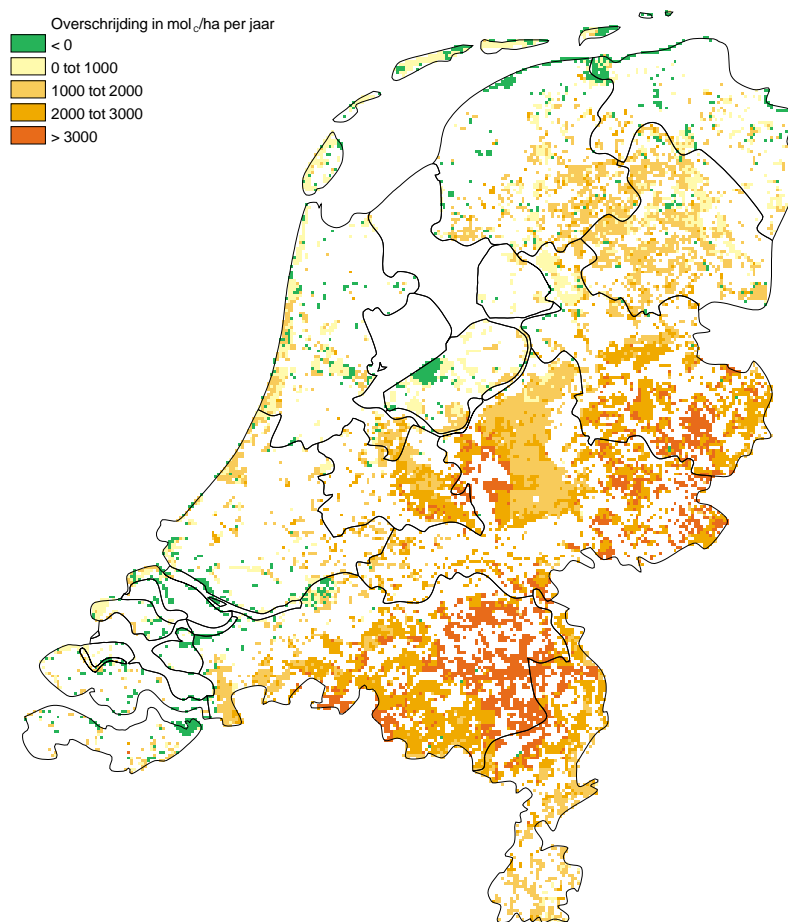
Bij het depositieniveaus voor potentieel zuur van 1995 is ca. 5% van het areaal natuur volledig (natuurwaarde) beschermd en is in ca. 30% van het areaal het grondwater beschermd. Het niveau van de stikstofdepositie in 1995 leidt op ca. 15% van het areaal natuur tot volledige bescherming en op 50% en 85% van het areaal tot bescherming van het grondwater bij inachtneming van resp. de streefwaarde en de norm voor nitraat. De mate van overschrijding ten opzichte van de kritische deposities is zowel voor zuur als van stikstof depositie aanzienlijk. Zo was voor 1995 ca. 50% van het areaal voor natuur de overschrijding in de orde van grootte van $3500 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ per jaar en $2500 \text{ mol N ha}^{-1}$ per jaar.

In *figuur 6.3 en 6.4* is de mate van overschrijding in 1995 weergegeven van de minimale kritische depositieniveaus voor respectievelijk zuur en stikstof. Het blijkt dat de beschermde gebieden met name liggen langs de kust en in Zeeland en Flevoland. De grootste overschrijdingen van de kritische niveaus vinden plaats in het Zuiden en Oosten van het land.



Figuur 6.3. Geografische verdeling van de overschrijding van de kritische depositieniveaus van zuur in 1995.

De verspreidings- en depositieberekening die ten grondslag liggen aan de berekende overschrijdingskaarten vinden plaats op een gridgrootte van 5 bij 5 km. Bij kleinere gridcellen (op voorwaarde van voldoende nauwkeurige emissiebestanden) kan de overschrijding op natuur lager uitvallen, omdat het dan beter mogelijk is landbouw (bronnen) en natuur (receptor) ruimtelijk beter te scheiden. Daar staat tegenover dat de depositie van basische kationen thans lager is dan bij de bepaling van de kritische niveaus is aangehouden, waardoor de kritische niveaus mogelijk te hoog zijn ingeschat. Kortom: hoewel het beeld uit de overschrijdingskaarten een goede indicatie geeft van de belasting van de natuur, past enige voorzichtigheid bij het gebruik van precieze getallen op specifieke lokaties.



Figuur 6.4. Geografische verdeling van de overschrijding van de kritische depositieniveaus van stikstof in 1995.

6.4 De combinatie van critical levels en critical loads

Om te verkennen welke doelstelling (luchtkwaliteit of depositie) de meest stringente eisen aan de emissieniveaus oplegt zijn deze met elkaar vergeleken. De kritische concentratie (critical level) en het kritische depositieniveau (critical load) kunnen in wezen in elkaar vertaald worden als de depositiesnelheid en de natte depositie bekend zijn. Kritische depositieniveaus en kritische concentratieniveaus hebben dus een directe relatie met elkaar, hoewel ze op sommige punten ook verschillen. De kritische depositieniveaus zijn meestal gebaseerd op langere periode van blootstelling dan de kritische concentratieniveaus. Bovendien liggen de voor gezondheid belangrijke gebieden meestal in steden terwijl voor de depositie vooral de natuurgebieden belangrijk zijn.

De luchtkwaliteitsnormen zijn vertaald naar depositieniveaus van zuur en stikstof (zie *tabel 6.4*). Voor NH₃ is een serie van effectwaarden meegenomen, zoals aangegeven in *hoofdstuk 4*. Omgekeerd is ook nagegaan tot welke luchtconcentraties -en eventueel overschrijdingen- de depositiedoelstellingen voor stikstof en zuur zouden leiden.

De concentratie voor 1995, tenzij anders gemeld, is de over Nederland gemiddelde concentratie. Lokaal kunnen hogere maxima optreden tot circa $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor SO_2 , $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor NO_2 en $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor NH_3 . De gemiddelde depositie over Nederland bedroeg in 1995 ongeveer $3900 \text{ zeq. ha}^{-1}$ en $2800 \text{ mol. ha}^{-1}$ voor respectievelijk potentieel zuur en stikstof; ook hier komen lokaal/regionaal hogere en lagere niveaus voor. Voor het halen van de luchtkwaliteitsnormen is ervan uitgegaan dat de norm in heel Nederland gerealiseerd moet worden. De hoogste niveaus voor NO_2 en daarmee bepalend voor de analyse, treden op in de steden in de Randstad en voor NH_3 in de Peel, de Gelderse Vallei en de Achterhoek. Voor de vertaling van NO_2 concentraties in de stadsachtergrond naar de concentratie in de regio is de Auto-Oil-2 methodiek toegepast (De Leeuw *et al.*, 2000). Zowel voor NO_2 als NH_3 kunnen in drukke straten respectievelijk dicht bij intensieve veehouderij nog steeds overschrijdingen optreden. Naar dat schaalniveau is hier niet gekeken. In deze paragraaf wordt wel een uitstapje gemaakt naar NO_2 concentraties op straatniveau op basis van expert judgement.

Behalve lokale pieken in de concentraties die bepalend zijn voor de niveaus, bestaan er ook bindende luchtkwaliteitsnormen. Bij SO_2 komen overschrijdingen van luchtkwaliteitsnormen niet meer voor, daarom is ook gerekend met de huidige concentraties. Binnen de groep van NO_x -normen is jaargemiddelde concentratie van $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 de bindende factor; dat wil zeggen als deze norm gerealiseerd wordt op stad- en straatniveau, wordt ook voldaan aan de andere normen voor NO_x blootstelling. Als veiligheidsfactor, voor het verdisconteren van ongunstige meteorologische jaren, is gerekend met $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 jaargemiddeld. Voor NH_3 suggereren de beschikbare metingen dat de jaargemiddelde effectgrenswaarde voor vegetatie ($8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) iets strenger is dan de op maandbasis gedefinieerde grens. De dag- en maandgemiddelde effectgrenswaarden voor vegetatie en de uurgemiddelde grens voor gezondheid lijken ongeveer dezelfde orde van strengheid te hebben.

Het verschil tussen de depositie van zuur en de depositie van stikstof kan geheel worden opgevuld met depositie van SO_2 . Een hoger depositieniveau voor SO_2 heeft tot gevolg dat het niet mogelijk is om de gehele depositieruimte voor stikstof in te vullen. De SO_2 concentratie was in 1995 nog hoger dan de maximale "vrije ruimte" voor SO_2 depositie van $800 \text{ zeq. ha}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1}$ in 2000. Evenmin is SO_2 laag genoeg voor het 2010 criterium van $400 \text{ zeq. ha}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1}$. In 2010 zou daartoe de jaargemiddelde SO_2 concentratie gedaald moeten zijn tot circa $2.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Overschrijdingen van de kritische luchtkwaliteitsdrempel voor ecosystemen-zowel jaar- als wintergemiddeld- worden bij $2.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ niet meer verwacht. Overschrijdingen van de drempels voor gezondheid worden evenmin voorzien. Binnen de zwavelproblematiek bieden de depositiedoelstellingen zodoende bescherming aan mensen en ecosystemen tegen overschrijdingen van kritische concentraties van SO_2 .

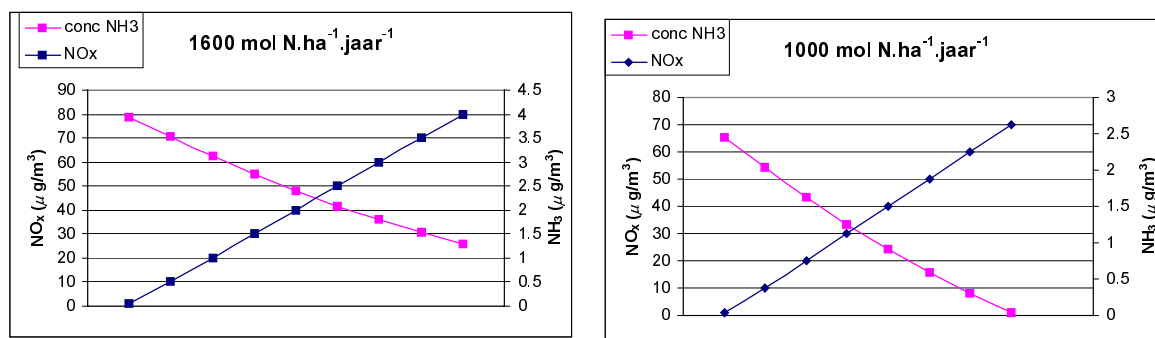
Tabel 6.4. Depositie van zuur en stikstof bij het realiseren van kritische grenzen voor luchtkwaliteit. Per kolom is een samenhangend pakket uitgewerkt. De stippen geven de normen aan die in het pakket gehaald worden. De bijbehorende depositie is in de onderste twee rijen vermeld.

Stof	Criterium	Waarde	Realisatie van luchtkwaliteit					
SO ₂	1 jaar	20 µg/m ³	●	●	●	●	●	●
SO ₂	NL gemiddelde concentratie 1995	6.5 µg/m ³		●		●	●	●
NO ₂	Stad, 1 jaar	40 µg/m ³			●	●	●	●
NO ₂	Straat, 1 jaar	40 µg/m ³			●	●		●
NO ₂	Stad, 1 uur, 99.8 pct	200 µg/m ³			●	●	●	●
NO _x	1 jaar	30 µg/m ³			●	●	●	●
NO ₂	NL gemiddelde concentratie 1995	22.5 µg/m ³		●				
NH ₃	Effectgrens, 1 jaar	8 µg/m ³			●		●	●
NH ₃	Effectgrens, 1 maand	23 µg/m ³			●		●	●
NH ₃	Effectgrens, 1 dag	270 µg/m ³			●		●	●
NH ₃	Effectgrens, 1 uur	3300 µg/m ³			●		●	●
NH ₃	Effectgrens, 1 uur, gezondheid	350 µg/m ³			●		●	●
NH ₃	NL gemiddelde concentratie 1995	6 µg/m ³		●		●		
			↓	↓	↓	↓	↓	↓
	Depositie zuur zeq.ha ⁻¹ .jaar ⁻¹		3200	3900	3860	3300	1900	1760
	Depositie stikstof mol.ha ⁻¹ .jaar ⁻¹			2800	660	2200	800	660

De gelijktijdige realisatie van kritische concentraties voor SO₂, NO_x en NH₃ leidt tot een hoge zuurdepositie (3860 zeq.ha⁻¹) die de depositiedoelstelling ruim overschrijdt. De depositie van stikstof is in dit geval lager (660 mol.ha⁻¹) dan de doelstelling voor 2010. De hoge zuurdepositie wordt voor circa 85% bepaald door zwavel. Als voor SO₂ de huidige concentratie wordt toegepast, en voor NO_x en NH₃ de critical levels is de zuurdepositie nog enkele honderden mol hoger dan de huidige 2010 depositiedoelstelling voor zuur.

De depositiedoelstelling voor zuur is dus iets strenger dan de luchtkwaliteitsdoelen, mits voor SO₂ van de huidige concentratie wordt uitgegaan. De depositie van stikstof is bij dit pakket kleiner dan 1000 mol doordat de luchtkwaliteitsdoelen in ieder gebied (straat voor NO₂ en intensieve veehouderij voor NH₃) moet worden gehaald. Op deze wijze zijn de luchtkwaliteitsdoelen dus stricter dan de 2010 doelstelling voor het stikstofdepositie. Hierbij wordt opgemerkt dat de stikstofdepositie gedomineerd wordt door depositie van NH_x (65 tot 80% afhankelijk van de keuze voor stad- of straatniveau voor de NO₂ norm).

Bij realisatie van de NO_x norm voor vegetatie ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$), zou de NH_3 concentratie moeten zakken tot circa $2.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ om de 2000 stikstofdepositienorm van 1600 mol te halen (zie *figuur 6.5*). In 1995 bedroeg de jaargemiddelde NH_3 concentratie ongeveer $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Om aan de NO_x vegetatienorm én de $1000 \text{ mol N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jaar}^{-1}$ doelstelling te voldoen moet de gemiddelde NH_3 concentratie dalen tot circa $1.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Als de NO_2 norm in de stad ($\approx 16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in de regio) centraal wordt gesteld, hoeft NH_3 'slechts' af te nemen tot ongeveer $3.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor het 2000 criterium en tot ongeveer $1.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor de 2010 depositiedoelstelling.



Figuur 6.5. Combinaties van NO_x en NH_3 concentraties die tot een depositie van 1600 (links) en 1000 (rechts) mol $\text{N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jaar}^{-1}$ leiden. Een punt voor NO_x én een punt voor NH_3 die recht boven elkaar liggen leiden samen tot deze concentraties. De y-as links toont de NO_x concentratie en rechts de NH_3 concentratie.

In *tabel 6.4* zijn geen kritische grenzen voor fijn stof opgenomen. De indicatieve EU-doelstelling voor fijn stof van $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ komt volgens de huidige inzichten overeen met de huidige achtergrond en het onverklaarde fijn stof deel en zou daardoor nul-emissies vereisen. Zodoende zou het bereiken van de fijn stof doelstelling leiden tot realisatie van alle andere doelen.

Ozon is in deze analyse niet meegenomen omdat voor het bestrijden van ozon NO_x én VOS reducties nodig zijn, terwijl er voor VOS geen critical levels bestaan. In *hoofdstuk 3* is al aangegeven dat de ozonconcentratie kan stijgen bij NO_x reducties zonder VOS maatregelen.

6.5 Monetarisering van de schade

De effecten van verzuring worden veelal in verschillende grootheden (longfunctieverlies, aantasting ecosystemen) uitgedrukt en zijn daardoor moeilijk bij elkaar op te tellen en met de kosten van milieubeleid te vergelijken. In de Verenigde Staten en ook in de Europese Unie wordt getracht de effecten ook in geld uit te drukken. Hiervoor bestaat een groot aantal methoden. Het voert te ver om in dit rapport alle gebruikte methoden te beschrijven. Hiervoor wordt verwezen naar het standaardwerk van Freeman III (1993). In *tabel 6.5* wordt een uit De Boer *et al* (1997) overgenomen overzicht gegeven van methoden die voor het monetariseren van schade gebruikt kunnen worden.

In studies (IVM, 1998; AEA, 1998) waarbij schade tengevolge van luchtverontreiniging op nationaal niveau gemonetariseerd wordt, wordt veelal gebruik gemaakt van de productiefactormethode (voor schade aan landbouwgewassen en materialen) en de contingent valuation methode (voor gezondheidsschade: ziekte, sterfte). De productiefactormethode koppelt een marktprijs aan de fysieke schade (aantasting, productieverlies in fysieke eenheden). In de contingent valuation methode wordt met enquetes onderzocht hoeveel men

bereid is te betalen om een bepaalde schade te voorkomen of te accepteren. De andere methoden worden meer toegepast bij evaluatie van projecten respectievelijk de waardering van bepaalde functies (recreatieve functie) of zijn om methodologische en/of databeschikbaarheids redenen minder of niet geschikt om schade ten gevolge van luchtverontreiniging te waarderen.

Waardering van gezondheidsschade

Binnen de contingent valuation methode (CVM) bestaan verschillende manieren van waarderen van een mensenleven: de 'Value of Statistical Life' (VOSL) met verfijningen als de 'Value of Life Year Lost' (VOLY); en de betalingsbereidheid van de overheid: de maatschappelijke preferentie (MP).

Het 'Value of Statistical Life' concept koppelt de bereidheid van mensen om te betalen voor een maatregel aan het vermeden overlijdensrisico. Stel dat een maatregel de uitstoot van een stof in een bepaald gebied zodanig vermindert zodat het overlijdensrisico afneemt van één op de 10.000 naar één op de 200.000 en iedereen is bereid vijf gulden te betalen voor het realiseren van de maatregel dan is de totale betalingsbereidheid per miljoen inwoners vijf miljoen gulden. Door de maatregel zou het verwachte aantal doden dalen van 10 naar 5. Per 'statistisch' leven is de betalingsbereidheid dan dus 1 miljoen gulden (Kuik *et al*, 1998).

Het concept Value of Statistical Life geeft aan ieder leven dezelfde waarde. Echter in het algemeen wordt het verlies van een leven van een twintigjarige vanwege het verwachte aantal jaren dat nog voor de boeg ligt hoger 'gewaardeerd' dan het verlies van het leven van een zeventigjarige. Om dit verschil in de analyse te betrekken is het concept van de 'Value of Life Year Lost (VOLY) geïntroduceerd. Bij dit concept wordt een bedrag per verloren levensjaar is vastgesteld. Volgens AEA (1998) kan de VOLY worden afgeleid van de VOSL door deze waarde te corrigeren met de 'gedisconteerde' reeks van toekomstige VOLY's maar dat het zuiverder is om de VOLY vast te stellen op basis van empirisch onderzoek. De economisch getinte term 'gedisconteerde' verwijst naar het algemeen aanvaarde gegeven dat de waarde van een levensjaar dat verder in de toekomst ligt, lager wordt gewaardeerd dan direct nabije gelegen levensjaren (het twintigste levensjaar wordt hoger gewaardeerd dan het zeventigste).

Bij de 'Maatschappelijke Preferentie-methode' wordt de waarde van een leven afgeleid aan hoeveel de overheid impliciet over heeft voor een mensenleven. Deze waarde kan worden afgeleid van overheidsinvesteringen in veiligheidsvoorzieningen. Ook hier worden de investeringskosten gedeeld door het aantal vermeden sterfgevallen. Door meer situaties door te rekenen komt men tot een gemiddelde waarde.

Tabel 6.5. Methoden voor waardering van schade ten gevolge van milieuverontreiniging.

Methode	Wat wordt gemeten?	Hoe wordt gemeten?	Toepassingen en beperkingen
Contingent Valuation Method	Preferenties op basis van betalingsbereidheid	Enquetes op basis van hypothetische milieuverbeteringen	<ul style="list-style-type: none"> Opvattingen in plaats van feitelijk gedrag.
Reiskosten-methode	Waarde natuurgebied op basis van de betalingsbereidheid m.b.t. reiskosten	Reiskosten als gebleken preferenties	<ul style="list-style-type: none"> Toepassing: waardering natuur- en recreatiegebieden Reiskosten is beperkte maatstaf voor kosten/batenafweging
Hedonistische prijzenmethode	Betalingsbereidheid milieukwaliteit voor zover gerelateerd aan gebruik marktgoederen (bijv. huizenprijzen) of arbeid (differentiële loonverschillen)	Regressieanalyse met prijzen als afhankelijke variabele	<ul style="list-style-type: none"> Toepassing: schatten waarde natuur in woonwijken Geen vrije prijsvorming in ons land vanwege gereguleerde markten Mobiliteit zorgt voor beperkte waarde indicator nabijheid natuur
Productiefactor-methode	Gebruikswaarde milieu voor productie (in productiefunctie)	Schatting van schade door milieukwaliteit op de kwantiteit en kwaliteit van de productie (dosis-effectrelaties)	<ul style="list-style-type: none"> Concrete toepassingen: oogstverliezen t.g.v. overbemesting Zeer grote databehoeft Vereist complexe modelsimulaties Intertemporele effecten complex
Eliminatiekosten-curve methode	Kosten van maatregelen voor het verbeteren van de milieukwaliteit	Directe kosten van realiseren milieukwaliteit tot een bepaalde referentiewaarde	<ul style="list-style-type: none"> Toegepast bij kosten-batenanalyse van concrete projecten Relatieve prijsveranderingen eisen complexe modelberekeningen
Schaduwrijzen-methode	Kosten van maatregelen om optredende milieueffecten van projecten te herstellen	Kosten herstellen welvaartsverlies door milieuschade	<ul style="list-style-type: none"> Nooit toegepast
Nettoprijzen-methode	Waardeverandering van voorraad natuurlijke hulpbronnen (afschrijvingskosten)	Netto prijs: marktprijs minus marginale kosten	<ul style="list-style-type: none"> Toepassing: schatten rijkdom aan natuurlijke hulpbronnen Eenvoudig optimaal groei-model
Gebruikskosten-methode	Gebruikerskosten van niet-vernieuwbare hulpbronnen als gevolg van exploitatie	Annuïteit van niet-vernieuwbare hulpbron	<ul style="list-style-type: none"> Informatie over opbrengst en economische levensduur van natuurlijke hulpbronnen is maar beperkt voorhanden
Vraag- en aanbodmethode	Vraag- en aanbodfunctie voor herstel milieuverlies	Schaduwrijzen voor milieufuncties	<ul style="list-style-type: none"> Toepassing: kosten-batenanalyse Directe milieukosten nationale productie Geen informatie over betalingsbereidheid

Bron: De Boer *et al.* (1997).

Naast bovenstaande methoden wordt sinds kort gebruik gemaakt van methoden op basis van expert judgement zoals de Quality Adjusted Life Years (QALY's) of Disability Adjusted Life Years (DALY's). Bij de DALY-benadering wordt de 'ziektelast' uitgedrukt door per aandoening het verlies van gezonde levensjaren te bepalen. Het totale aantal DALY's ten gevolge van een bepaald type milieuverontreiniging bestaat uit het effect op de kwantiteit (levensduur) en 'kwaliteit' van het leven en het aantal personen dat het betreft bepaald. Per milieufactor wordt het risico in DALY's uitgedrukt door de blootstellingsverdeling van de populatie te combineren met de hieraan verbonden gezondheidsaspecten. Vervolgens worden de effecten op dezelfde noemer (tijd) gebracht met behulp van de duur van het effect. Tot slot

worden aan de verschillende gezondheidstoestanden weegfactoren toegekend voor de relatieve ernst. Door een waarde van een levensjaar (VOLY of de MP) aan een DALY toe te kennen kan het gezondheidsverlies monetair worden gewaardeerd. In Kuik *et al.* (1998) wordt hiervoor de VOLY als maat genomen en gewaardeerd op 85.000 NLG.

Schade aan ecosystemen

Voor het monetariseren van de schade aan de Nederlandse ecosystemen zijn geen of onvoldoende studies beschikbaar. De studies die beschikbaar zijn (Klaassen en Botterweg (1994), De Groot (1992), Spaninks (1996), Brouwer (1995), Sijtsma en Strijker (1995)) richten zich met name op de monetarisatie van de waarde van een bepaald gebied (Waddenzee, Alblasserwaard, bos en heide etc.) en niet op de monetarisatie van het effect van luchtverontreiniging op ecosystemen.

Landbouwschade

Om een beeld te krijgen van de schade aan landbouwgewassen als gevolg van luchtverontreiniging is de schade berekend voor twee varianten: laag (SO₂ 60 % reductie en NO_x 20 % reductie ten opzichte van het referentiejaar) en hoog (SO₂ 90 % toename en NO_x 15 % toename) (Tonneijck *et al.*, 1998). De gevoeligheid van de gewassen verschilt zeer sterk (tabel 6.6). Aardappelen, gras en boomteelt hebben relatief weinig schade. Komkommer en snijmaïs hebben relatief veel grote schade.

Tabel 6.6. Relatieve opbrengsten voor verschillende gewassen bij twee varianten voor zwaveldioxide en stikstofoxiden (referentiejaar is 100%).

Gewas	Variant ^a	
	Laag	Hoog
Tarwe	102,4	96,5
Pootaardappelen	100,2	99,6
Consumptieaardappelen	101,3	98,3
Fabrieksaardappelen	100,0	99,8
Snijmaïs	103,4	95,9
Grasland	101,1	98,6
Appel	101,5	98,1
Boomteelt	100,7	99,3
Komkommer	106,4	94,5
Snijbloemen	101,7	98,4

^a Laag: SO₂ naar 40% van referentiejaar en NO_x naar 80% en hoog: SO₂ naar 190% van referentiejaar en NO_x naar 115%.

Tabel 6.7. Relatieve prijs (in % van referentiejaar) van een aantal gewassen en veranderingen in consumentenen producentensurplus in miljoen gulden voor de lage variant van zwaveldioxide en stikstofoxiden.

Gewas	Prijs (%)	Consumentensurplus	Producentensurplus
Tarwe	100,0	0	8
Pootaardappelen	99,7	1	0
Consumptieaardappelen	97,7	15	-6
Snijmaïs	100,0	0	25
Grasland	100,0	0	34
Appel	98,8	6	1
Komkommer	95,3	24	7
Snijbloemen	98,8	32	19

Voor de marktordenings- en voedergewassen veranderen de prijzen niet bij een veranderend aanbod als gevolg van veranderingen in de blootstellingsniveaus. Producenten van deze gewassen hebben vooral voordeel bij verbetering van de luchtkwaliteit. Bij

consumptieaardappelen ondervinden de producenten dan juist een nadeel. Bij de meeste gewassen hebben de consumenten een groter voordeel dan de producenten, indien de lucht schoner wordt (*tabel 6.7*). Het voordeel van een reductie van de concentraties tot de lage variant wordt geschat op 186 miljoen gulden en de schade is voor de producenten iets groter dan voor de consumenten. Het nadeel van verslechtering van de luchtkwaliteit tot de hoge variant wordt geschat op 195 miljoen gulden.

Voor verschillende gewassen zijn de relatieve opbrengsten op nationale schaal berekend voor verschillende niveaus van ozon ten opzichte van het referentiejaar (1992). Dit jaar kan beschouwd worden als een gemiddeld ozonjaar. De fysieke opbrengst van alle Nederlandse gewassen kan met 2,3% stijgen indien de ozonconcentratie in de lucht teruggebracht wordt tot 70% van het niveau in het referentiejaar, dit is ongeveer het niveau waaronder geen effecten meer optreden. Aardappelen hebben met circa 5% de grootste veranderingen in fysieke opbrengsten. Neemt het ozonniveau met 30% toe ten opzichte van het referentiejaar, dan daalt de fysieke opbrengst in totaliteit met 2,8%.

De schade door ozon aan de gewasteelt in Nederland is voor 1992 (gemiddeld ozonjaar) geschat op 450 tot 500 miljoen gulden. In 1990 is het landelijk groeiseizoensgemiddelde ozonniveau circa 23 % hoger dan in 1992 hetgeen bij benadering overeenkomt met een schade van circa 840-890 miljoen gulden in dat jaar. In 1990 was de concentratie ongeveer 14 % lager dan in 1992 en de economische schade bedraagt bij benadering circa 250-300 miljoen gulden.

Schade aan materialen

In 1974 is de eerste studie in Nederland (Jansen *et al.*, 1974) verschenen waarin een poging is gedaan de schade ten gevolge van luchtverontreiniging te monetariseren. De schade aan materialen (uitsluitend voor staal en protectiesystemen voor staal zoals verf en zink) wordt in dit onderzoek begroot op 110 miljoen gulden. In 1979 is in opdracht van het ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne door het Instituut voor Milieuvraagstukken een nieuwe studie (Jansen en Olsthoorn, 1982) uitgevoerd waarin schade aan materialen (verzinkt en geverfd staal, en bladzink) is geïnventariseerd. Volgens dit rapport zou de schade aan deze materialen ten gevolge van een zwaveldioxide-emissie van 300 kton 18 miljoen gulden bedragen. Een inventariserend onderzoek naar 'baten van milieubeleid (met daarbinnen effecten op materialen)' is in opdracht van het Ministerie van Economische zaken uitgevoerd door het Instituut voor Milieuvraagstukken (Kuik *et al.*, 1998). Ten aanzien van de schade aan materialen wordt geconcludeerd dat deze ten opzichte van de schade aan gezondheid relatief laag is. Deze vaststelling wordt als reden gebruikt om verder geen aandacht aan een nadere kwantificering te besteden.

Ook in internationaal verband is aan het monetariseren van schade aan materialen gewerkt. Zo zijn de studies van Arntzen (1980) en Benarie (1980) in opdracht van de Europese Commissie gemaakt. In het kader van de 'Convention on Long-range Transboundary Air Pollution' met het International Cooperative Programme Materials Task Force is onderzoek gedaan naar de aantasting van materialen (Kucera, 1992). Een omvangrijk project dat in EU-verband (DG XII; JOULE onderzoeksprogramma) heeft plaatsgevonden is het ExternE-project (Externalities of Fuel Cycles). In dit project wordt onder andere aandacht besteed aan het effect van luchtverontreiniging op materialen. Het Instituut voor Milieuvraagstukken heeft in ExternE-kader voor Nederland een case study (Dorland *et al.*, 1997) uitgevoerd naar de aantasting van materialen. In dit onderzoek werd een kwantificering van de schade voor Nederland niet zinvol geacht vanwege de grote onzekerheden in de databestanden. Ook

volgens dit onderzoek is de schade aan materialen ten opzichte van de gezondheidsschade is klein.

In APV3-kader is de schade aan materialen ten gevolge van SO₂ (Bakema en Wortelboer, 1991) berekend. De omvang van de schade werd hier op dezelfde orde van grootte geschat als in het nieuwe werk. In APV 3 werd gewerkt met slechts 5 materiaalsoorten terwijl tegenwoordig 12 of meer soorten worden meegenomen. Anderzijds waren toendertijd de SO₂ concentraties veel hoger.

Monetaire waardering van de totale schade

Studies waarin de milieuschade door luchtverontreiniging is gemonetariseerd tonen onderling grote verschillen, zie bijvoorbeeld de vergelijking tussen van 12 studies waarin de milieuschade per ton emissie voor PM10 en NO_x wordt gegeven (Kuik *et al.* 1998, zie tabel 6.8).

Tabel 6.8. Overzicht van resultaten van studies naar milieuschade in gulden1 per ton emissie.

Referentie	Land	PM 10	NOx
Pearce (1994)	UK ²	42.666	248
	UN-ECE ³	42.666	980
Alfsen <i>et al</i> (1992)	Noorwegen	3.200-62.800	4.200-55.400
Ottinger <i>et al</i> (1990)	VS	9.600	5.400
Scheraga en Leary (1994)	VS	600-3.600	800-21.800
Rowe <i>et al</i> (1995)	VS	5.120-87.600	832-2.120
Dogs en Plantz (1990)	Duitsland	2.270-2.766	4.540-5.532
Maubach <i>et al</i> (1992)	Zwitserland	-	24.700
Neuenschwander en Walter (1992)	Zwitserland	-	41.807
Teufel <i>et al</i> (1993)	Duitsland	7.108	12.025
Dorland <i>et al</i> (1997)	Nederland ⁵	33.000	15.000
Dorland en Jansen	Nederland ⁶	260.000-660.000	12.400
Range		1.102-666.000	248-55.400

Bron: Kuik *et al* (1998).

¹ US\$ = 2 NLG.

² Alleen effecten in UK van emissies in de UK.

³ Negatieve schattingen niet meegenomen.

⁴ Emissies uit kolencentrale in Amsterdam.

⁵ Emissies van verkeer in Nederland.

Ten behoeve van het Gothenburg protocol en de NEC directive heeft AEA Technology (Holland *et al.*, 1999) voor verschillende door het IIASA ontwikkelde emissiescenario's berekend hoe groot de te verwachten baten zijn ten opzichte van een referentiescenario. De baten voor Nederland afzonderlijk zijn ook berekend. AEA technology kiest in de eerste plaats voor de 'Value of Life Year'-methode maar gebruikt ook de 'Value of a Statistical Year'-methode.

AEAT onderscheidt vijf groepen schade (een bate is de door de beleidsinspanning verminderde schade). De eerste groep wordt door AEA Technology geselecteerde deskundigen gezien als het best te kwantificeren en te waarderen (meest robuust). De items in de daarop volgende groepen (aflopend van tweede naar derde, etc) worden beschouwd als minder robuust. Buiten beschouwing worden gelaten: effecten op ecosystemen, effecten op het cultuurhistorisch bezit, indirecte economische effecten van schade aan landbouwgewassen. Zie voor de indeling (tabel 6.9).

Tabel 6.9. Indeling type schade in groepen aflopend naar robuustheid. Bron: AEA Technology (1998).

Groep	Type schade	Gehanteerde methode
1	Schade aan materialen (exclusief verf)	Productiefunctiemethode
	Stikstof-eutrficatie van gewassen	Productiefunctiemethode
	Acute effecten op sterfte	CVM; VOLY (Value of Life Year Lost)
	Ziekte (exclusief beperkte activiteiten dagen en chronische bronchitis)	CVM; VOLY CVM; VOLY en eliminatiekostenmethode
2	'Beperkte activiteiten dagen' (restricted activity days)	CVM; VOLY
	Schade aan verf	
	Effecten van ozon op gewassen	Productiefunctiemethode Productiefunctiemethode
3	Acute effecten op sterfte	CVM; VOLY
	Chronische effecten aan bronchiën	CVM; VOLY
4	Effecten van ozon op bossen.	Productiefunctiemethode
	Chronische effecten op sterfte	CVM; VOLY
5	Chronische effecten op sterfte	CVM; VOLY
	Veranderingen in zichtbaarheid	CVM geen invloed op gezondheid

De kentallen die AEA Technology gebruikt voor de gezondheidseffecten en sterfte zijn gegeven in *tabel 6.10*. De baten (vermeden schade) van het beleid worden voor het grootste deel bepaald door de kosten verbonden aan gezondheidseffecten en sterfte. De totale baten van het referentiescenario (dat uitgaat van lagere emissieniveaus dan uiteindelijk in het Gothenburg Protocol en de NEC-directive zijn opgenomen) wordt voor Nederland geschat op 20 miljard gulden.

Tabel 6.10. Overzicht gebruikte waarden monetaire waardering sterfte en aandoeningen. Bron: AEA Technology (1998).

Sterfte en aandoeningen	Waardering	
Acute sterfte	110.000	ECU (1990) VOLY (Value of Life Year Lost)
Chronische sterfte	70.000	ECU (1990) VOLY
Pijn in de borst en acuut effect op astma	6,3	ECU (1990) per geval
Bezoeken eerste hulp	186	ECU (1990) per geval
Ziekenhuisbezoeken voor luchtwegaandoeningen	6560	ECU (1990) per bezoek
Acute astma aanval	31	ECU (1990) per aanval
Chronisch geval van astma	88.000	ECU (1990) per geval
Hoesten bij kinderen	188	ECU (1990) per kind per jaar
Chronische bronchitis	88.000	ECU (1990) per geval

Tabel 6.11. Waardering baten scenario ten opzichte van UN-ECE-referentiescenario in miljoenen ECU (1990) voor Nederland op basis van de VOLY-benadering. Bron: AEA Technology (1998)

Scenario	Groep 1	Groep 1+2	Groep 1+2+3	Groep 1+2+3+4	Groep 1+2+3+4+5
G5/2	343	718	1615	8945	9316

6.6 Herstel

De mate van verzuring wordt bepaald door de verhouding tussen de totale hoeveelheid gedeponeerde verzurende stoffen en het kritische depositieniveau voor een gegeven milieu. Elke vermindering van de zure depositie vermindert de verzuring maar roept dat proces niet perse een halt toe: van duurzaam herstel kan pas sprake zijn wanneer de depositie wordt beperkt tot een niveau waarbij de kritische belasting niet langer wordt overschreden. Het cumulatieve effect van de verzuring die in de loop van de tijd in de bodems is opgetreden, kan er zo toe leiden dat in bepaalde gebieden pas na lange tijd van echt herstel sprake kan zijn. De snelheid van herstel hangt in hoofdzaak af van de karakteristieken van het ecosysteem en de

snelheid waarmee de depositie afneemt - hoe sneller de depositie wordt teruggebracht tot een niveau beneden de kritische belasting, hoe vlugger het herstel. De omstandigheden voor de terugkeer van een bepaald natuurdoeltype kunnen zo gecreëerd worden. Of de natuur ook daadwerkelijk terugkomt hangt ook af van de kwaliteit van de zaadbanken en de areaalgrootte van een gebied.

In IJsselstein wordt al ruim tien jaar een "dakexperiment" uitgevoerd. Daarbij wordt de stikstofdepositie op de bodem gereduceerd van 80 tot 10 kg ha⁻¹ j⁻¹. Dit bleek binnen twee jaar een tot een verdubbeling van de boomgroei te leiden. De soortensamenstelling van de kruidlaag reageerde ook, maar veel trager: de paddestoelenflora verbeterde na 5 jaar, maar heeft waarschijnlijk minstens 15 jaar nodig om geheel te herstellen. Overigens is door lokale maatregelen de stikstofdepositie op ter plekke van het dakexperiment sinds eind 80-er jaren gedaald van 80 naar 50 kg ha⁻¹ j⁻¹. Deze daling heeft nog niet geleid tot een significant hogere groei in de controle-plot.

Ozon en secundair fijn stof hebben geen cumulatief karakter. Zodra de emissies van VOS en NO_x, NH₃ en SO₂ worden teruggebracht, zijn deze problemen ook praktisch beëindigd. In het geval van het ozon kan wel een accentverschuiving plaatsvinden van een continentaal naar een mondiaal probleem. Zolang er geen mondiaal CH₄ beleid wordt uitgevoerd, blijft de grootschalige achtergrond-concentratie van ozon hoog waardoor er altijd een ozondeken over Europa ligt die chronisch schade aan mensen en vegetatie toebrengt. In de limietsituatie bij een 100% effectief Europees VOS en NO_x beleid, maar een falend mondiaal CH₄ beleid, zal het ozon nog steeds een probleem zijn, maar vooral effecten veroorzaken door chronische in plaats van piekblootstelling.

6.7 Conclusies

De luchtkwaliteitsdoelstellingen voor de verzurende stoffen worden bij de huidige emissieniveaus overschreden voor ozon en fijn stof en in steden voor NO₂. De huidige ozon en fijn stof niveaus leiden tot nadelige gezondheidseffecten. Landbouwgewassen en ook natuurlijke vegetaties ondervinden bij de huidige concentratieniveaus nadelige gevolgen van ozon en van de combinatie van SO₂ en NO_x. Zoals in *hoofdstuk 4* aangegeven kan lokaal gewasschade ontstaan door hoge concentraties van NH₃.

De huidige doelstellingen voor de depositie van potentieel zuur en stikstof worden overschreden. Slechts op een beperkt deel van het natuurareaal is de depositie minder dan de kritische depositieniveaus voor soortensamenstelling van vegetatie.

Vergelijking van de doelstellingen voor luchtkwaliteit en voor depositie leert dat de huidige 2010-depositiedoelstellingen het meest stringent zijn, met uitzondering van ozon en in specifieke straatsituaties de doelstelling voor NO₂. Anders gezegd betekent dit dat de doelstellingen voor gezondheid minder strikte emissie-eisen opleggen dan de ecosysteemeisen.

Zo is voor het bereiken van de depositiedoelstelling voor potentieel zuur een lagere concentratie van SO₂ vereist dan in 1995 het geval was, terwijl in dat jaar geen enkele SO₂-norm werd overschreden.

Voor het vergelijken van kosten en baten van het verzuringsbeleid door het moneteriseren van de baten bestaan verschillende methoden. Het blijkt dat de gezondheidsbaten en dan met name de baten die gerelateerd zijn aan verminderde sterfte de totale baten overheersen. De kosten van materiaalschade zijn ruwweg een factor 10 lager dan de gezondheidsschade. Hetzelfde is het geval met de schade aan landbouwgewassen. De schade van ecosystemen is nog niet in monetaire begrippen uit te drukken.

7. Verkenning 2010

7.1 Inleiding

De doelstellingen voor verzuring voor 2010 zijn sinds het eerste Nationaal Milieubeleidsplan (TK, 1989) en het Bestrijdingsplan Verzuring (BPV; TK, 1989) onveranderd gebleven. De wetenschappelijke bevindingen van de eerste fase van het Additioneel Programma Verzuuringsonderzoek (Schneider en Bresser, 1988) zijn beleidsmatig vertaald naar depositiedoelstellingen: een gemiddelde depositie van $1400 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$ voor zuur op bos, hetgeen werd geschat op een gemiddelde depositie op Nederland als totaal van $1200 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1}$. De stikstofdepositie op bos zou maximaal $1000 \text{ mol N ha}^{-1}$ op bos mogen bedragen. Deze depositieniveaus zijn vertaald naar emissiedoelstellingen voor de verzurende stoffen, onder veronderstellingen over emissiereducties in het buitenland en berekend met de verspreidingsmodellen uit die tijd. Geschat werd dat een emissiereductie van 80-90% nodig was in 2010 ten opzichte van 1980. *Tabel 7.1* toont de NMP-emissiedoelstellingen uit NMP3, de emissieplafonds als afgesproken in het Gothenburg protocol van de UN-ECE en het gemeenschappelijk voorstel van de EU-milieuraad voor de EU-richtlijn voor emissies van verzurende stoffen (NEC).

Tabel 7.1. Overzicht Nederlandse emissiedoelen voor 2010

Mln kg	NMP-3	Gothenburg protocol (dec 1999)	NEC (voorstel, 2001)
SO ₂	56	50	50
NO _x	120	266	260
NH ₃	54	128	128
VOS	117	191	185

In het BPV en het NMP-1 werd aangegeven dat de toepassing van de alle bekende technische maatregelen waarschijnlijk ontoereikend zou zijn om de Nederlandse emissies dusdanig terug te brengen dat de beoogde emissiedoelen konden worden gerealiseerd. De verwachting was dat structurele maatregelen nodig zouden zijn, onder andere de inzet van alle beschikbare energiebesparingsmaatregelen, waardoor het energiegebruik met 1% per jaar zou kunnen dalen, bij een economische groei van 3%, en een beperking van de jaarlijkse mobiliteitstoename tot 0,5% door o.a. forse heffingen op auto- en vrachtautogebruik.

Het beleid dat de afgelopen jaren is vastgesteld zal de komende jaren leiden tot een verdere vermindering van emissies, verbetering van de luchtkwaliteit en vermindering van deposities. Voor een eerste evaluatie van de doelstellingen is gebruik gemaakt van scenario's die eerder ontwikkeld zijn in het kader van de vierde Milieuverkenning (MV4). Deze scenario's zijn geactualiseerd wat betreft emissiefactoren en wat betreft beleid dat recent tot stand is gekomen. Ook de volumeontwikkelingen bij de landbouw en het verkeer zijn aangepast aan de meest recente inzichten. Zo veel mogelijk is gebruik gemaakt van de concepten van MV5. De nieuwe referentiescenario's in dit hoofdstuk worden aangeduid als 'update-MV4'. Hoewel de verschillen tussen de Update-MV4 en de MV5 klein zijn is om consistentieredenen toch gekozen om hier de Update-MV4 cijfers te presenteren.

In *paragraaf 7.2* wordt een overzicht gegeven van het gebruikte (geactualiseerde) scenario en *paragraaf 7.3* toont de actualisering van het beleid ten opzichte van MV4. De uitkomsten van de Update-MV4 wat betreft emissies worden in *paragraaf 7.4-8* uitgewerkt voor achtereenvolgens SO₂, NO_x, NH₃, VOS en PM10. Daarna worden de ontwikkelingen van de buitenlandse emissies geschetst in *paragraaf 7.9* om in *paragraaf 7.10* de concentraties en depositieniveaus voor 2010 te kunnen tonen. Enkele opties voor aanvullende emissiereducties

komen in *paragraaf 7.11* aan de orde, waarna *paragraaf 7.12* een vergelijking maakt van de scenario-uitkomsten met de resultaten uit eerdere milieuverkenningen en aandacht besteed aan enkele onzekerheden. Tot slot geeft *paragraaf 7.13* de belangrijkste conclusies.

De doorwerking van de emissies van de update MV4 en de doorwerking van de voorgestelde emissieplafonds naar concentraties en deposities vindt plaats in *paragraaf 7.10*.

7.2 Scenariobeschrijving

Voor de berekening van de emissie-ontwikkelingen is gebruik gemaakt van het European Coordination (EC) en het Global Competition (GC) scenario uit de Vierde Milieuverkenning (RIVM, 1997). De scenario's uit de MV4 zijn op enkele punten aangepast, om nieuwe inzichten in volume-ontwikkelingen en emissiefactoren te verwerken. Daarnaast is het huidige beleid geactualiseerd, zie de volgende paragraaf.

Enkele scenario-karakteristieken worden gegeven in *tabel 7.2* (voor een uitgebreide beschrijving, zie CPB, 1997). De economische groei in het GC scenario is hoger dan in het EC scenario, hetgeen leidt tot groter emissies. Bovendien zijn in het EC scenario in de MV4 optimistische veronderstellingen gemaakt over de voortgang van het Europese beleid. Het energiegebruik stijgt in beide scenario's, zie *tabel 7.3*.

Tabel 7.2. Scenario karakteristieken voor het EC en het GC scenario.

		1995	EC-2010	GC-2010
Bevolking	Mln	15,5	16,8	16,4
Woningen	Mln	6,2	7,1	7,4
Economische groei	% per jaar	2,2 1974-1995	2,7	3,3
personenautogebruik (voertuigkilometers)		100	131	128
vrachtautogebruik (voertuigkilometers)		100	155	170
zeescheepvaart (tonkilometers)		100	133	144
Olieprijs	\$ per vat	17	25	26

Tabel 7.3. BBP, energie-intensiteit en energiegebruik over de periode 1973-2020 voor het EC en het GC scenario. Bron: RIVM, 1997.

	1973-1984	1985-1995	1995-2020	
% per jaar			EC	GC
BBP	1,8	2,6	2,7	3,3
energie-intensiteit	-2,0	-0,8	-1,7	-1,9
w.v. structuur	0,2	0,2	-0,5	-0,6
w.v. besparing	-2,2	-1,0	-1,2	-1,3
Energiegebruik	-0,2	1,8	1,0	1,4

Door uitbreiding van de Europese Unie en door de Europees gecoördineerde aanpak van de mestproblematiek verminderd de totale veestapel met ca. 9% tussen 1995 en 2010, zie *tabel 7.4*. De totale productie blijft vrijwel gelijk door een toename van de productie per dier. Veranderingen in samenstelling van de veestapel zorgen voor een vermindering van de totale mestproductie tussen 1995 en 2010 met 17%. De productie van N in mest daalt met 22% door de veranderingen in de samenstelling van de veestapel en een lagere stikstofexcretie per dier. Technologische ontwikkelingen in de veevoederproductie, verbeterde voederconversie en verbeterd management op veehouderij bedrijven liggen ten grondslag aan de verlaging van de

stikstofexcretie per dier. Het aantal stuks vleesvee en melkjongvee is ten opzichte van de MV4 naar beneden bijgesteld, met respectievelijk circa 200.000 en 350.000 stuks.

Tabel 7.4. Omvang veestapel in 1995 en in 2010 voor het EC en het GC scenario.

		1995	EC	GC
Melkvee	Mln gad's ¹⁾	3,3	2,4	2,6
Vleesvee		0,7	0,6	0,4
Vleeskalveren		0,7	0,6	0,4
Schape/geiten		0,8	0,8	0,5
Vleesvarkens		7,1	6,3	5,9
Fokvarkens (excl. biggen)		1,7	1,5	1,4
Leghennen		38,2	32,8	31,4
Slachtkuikens		43,8	42,7	40,8
Overig ¹⁾		10,2	9,5	9,1

¹⁾ gad = gemiddeld aanwezig dier

De groei van de productiewaarde van de industrie is in beide scenario's ongeveer twee keer zo groot als in de afgelopen 25 jaar. De chemie groeit het hardst, de productiewaarde stijgt sneller dan het BBP. Door verschuivingen naar meer hoogwaardige producten is de groei in de verwerkende industrie (verwerkende metaalindustrie en de produktenchemie) hoger dan in de betreffende basisindustrieën. Door deze vorm van dematerialisatie is de groei van de fysieke productie lager dan de groei uitgedrukt in guldens. In de basisindustrieën zelf wordt de productie hoogwaardiger en worden meer (basis)producten per eenheid grondstof gemaakt (upgrading). Door dematerialisatie, upgrading en energiebesparing groeit het energiegebruik minder hard dan de productie.

Voor personenautogebruik, trein- en busvervoer en de bijbehorende brandstofmix zijn de toekomstige ontwikkelingen bijgesteld ten opzichte van MV4. Het aantal voertuigkilometers voor personenauto's is circa 8% toegenomen. De verwachtingen voor trein- en busvervoer zijn circa 9% respectievelijk 18% naar beneden bijgesteld. Voor de overige vervoerscategorieën zijn de volumeontwikkelingen niet gewijzigd.

In het personenvervoer neemt het aantal reizigerskilometers minder sterk toe dan BBP door een -autonome- verzadiging van het autobezit. Er is een beperkte invloed van prijs-, parkeer- en ruimtelijk beleid op reizigerskilometers. In het vrachtvervoer neemt het aantal kilometers sterk toe door een toename in het aantal vervoerde tonnen en de afstand waarover. De groei is sterker dan van het BBP; de invloed van beleid op het aantal tonkilometers is beperkt. Het brandstofverbruik stijgt (18-21% voor personenauto's en 27-33% voor wegverkeer als totaal, in 2010), maar minder dan het aantal km's, door zuiniger worden van voertuigen. Verondersteld is dat mede door het convenant tussen de EU en de ACEA (Europese autofabrikanten) het personenautopark in 2010 circa 15% zuiniger is opzichte van 1995. Dit is ongeveer gelijk aan MV4, waar de autonome verbetering van het brandstofverbruik optimistisch was ingeschat. Er is een beperkte financiële prikkel tot aanschaf zuinig auto's door het progressieve stelsel van belastingen op nieuwe auto's.

De volgende punten wijken af van de scenario's zoals beschreven in MV4:

- de NO_x-emissies van de landbouw en kleine stationaire bronnen zijn bijgesteld als gevolg van gewijzigde invoerparameters.
- voor de (proces) emissies van NO_x, SO₂ en VOS bij de industrie is rekening gehouden met het verschijnen van de tweede tranche Bedrijfsmilieuplannen bij chemie en basismetaleel, vertraging in het van de grond komen van CCF-proces bij Hoogovens en de sluiting van Aldel.

- de VOS-emissies van verkeer en vervoer (vrachtauto's, trekkers, autobussen, speciale voertuigen) in 1995 zijn ca. 5% lager dan in de MV4 als gevolg van nieuwe inzichten. Deze verlaging werkt tevens door in de scenarioberekeningen.
- de NH₃-emissiefactoren voor stallen, mestaanwending en kunstmestaanwending zijn gewijzigd (zie *paragraaf 7.4.3*).

7.3 Actualisering beleid

Ten opzichte van de MV4 is het beleid in de scenario's geactualiseerd. In de update MV4 is het beleid meegenomen dat naar verwachting voor 31 december 1999 in de Tweede Kamer zal worden goedgekeurd. Hierbij is gebruik gemaakt van het aanvullend onderzoek dat na het verschijnen van de Nationale Milieuverkenning 4 heeft plaatsgevonden (o.a. "Milieurendement van het NMP3" en doorrekening van de uitvoeringsnota klimaatbeleid) en het lopende onderzoek voor de Vijfde Milieuverkenning.

Tabel 7.5. Beleid voor verkeer en vervoer meegenomen in de update MV4

Instrument	NO _x	SO ₂	VOS	PM10
Convenant Europese Commissie met de Europese Automobielfabrikanten (effect op personenauto's)		X		(X)
Aanscherping eisen verdampingsemissies benzine voertuigen in 1999 ¹⁾			X	
Aanscherping emissienormering bestelauto's in 2005 (Euro4)	X		X	X
Aanscherping emissienormering vrachtauto's, trekkers en autobussen in 2005 (Euro4) en 2008 (Euro5)	X		X	X
Eerste fase emissienormering binnenvaart omstreeks 2001/2002	X		(X)	X
Eerste fase NO _x -emissienormering voor nieuwe zeeschepen vanaf 2000	X			(X)
Investeringen in infrastructuur (geen effect aan toegekend)	(X)	(X)	(X)	(X)
Energie-etikettering personenauto's vanaf 2000 (geen effect aan toegekend)	(X)	(X)	(X)	(X)
Subsidie voor het gebruik van LPG in het stads- en streekvervoer en nutsvoertuigen	X		(X)	X
Stimulering Euro3 bij vrachtwagens, trekkers en autobussen (2000 tot 2002)	X		(X)	X
Verlaging maximum snelheid in de Randstad tussen 7.00 en 19.00 uur vanaf 2001/2002 (geen effect aan toegekend)	X	(X)	(X)	(X)
Verlaging zwavelgehalte stookolie voor zeevaart op de Noordzee tot maximaal 1,5 gewichtsprocent vanaf 2003;		X		X
Verlaging zwavelgehalte gasolie voor niet-wegverkeer tot maximaal 0.1 gewichtsprocent vanaf 2008;		X		X
Verlaging zwavelgehalte benzine en diesel voor het wegverkeer in 2005	(X)	X	(X)	(X)
Vliegtuig: aanscherping NO _x eisen per 2002 (geen effect aan toegekend)	X			(X)

(x) : in potentie een effect; echter verwaarloosbaar of niet kwantificeerbaar

1) deze maatregel was al meegenomen in de MV4

Tabel 7.6. *Beleid voor stationaire bronnen meegenomen in de update MV4*SO₂

- Verlaging S-gehalte in brandstoffen (leidt tot kleine SO₂-reductie bij olie- en gaswinning)
- Afspraak Shell met vergunningverlener over stoken vloeistoffen na 2007 (neutraliseren effect oliestook, d.w.z. functioneel (qua milieudruk) overgaan op gas.
- Productenbeleid motorbrandstoffen (aanscherping productspecificaties benzine en diesel (50 ppm zwavel & cetaangetal –verondersteld- 55 voor diesel))

NO_x

- Systeem van kostenverevening, ondersteund door wetgeving, voor grote industriële bedrijven, raffinaderijen, elektriciteitscentrales en AVI's.
- Subsidie: stimulering nageschakelde technieken ter bestrijding NO_x in de industrie en andere belangrijke emittenten.

VOS

- Aanscherping van Europees beleid: EU-oplosmiddelenrichtlijn (om te zetten in AMvB)
- Wijziging ARBO besluit met betrekking tot VOS
- Daaruit voortvloeiende (concept) ministeriële regeling voor professionele binnenhuis-toepassingen (betreft vervangingsplicht)
- Daaruit voortvloeiende ministeriële regeling voor grafische industrie
- KWS2000¹⁾ (o.a. regeling benzinedistributieketen, onderbrenging KWS2000 in NER)

Hoewel het klimaatbeleid primair gericht is op de reductie van broeikasgassen zijn er ook 'meelift' effecten voor verzurende en ander luchtverontreinigende stoffen (Harmelink *et al.*, 1998; Beeldman *et al.*, 1999). Het energiebesparings- en klimaatbeleid beïnvloed via energiebesparing, inzet duurzame energieopwekking (zon, wind, water, inzet biomassa en biobrandstoffen) en verschuivingen in de brandstofinzet het nationale energiegebruik.

Tabel 7.7. *Indicatie van 'meelift' effecten van klimaatbeleid uit de Uitvoeringsnota Klimaatbeleid op de emissie van verzurende stoffen (Beeldman et. al., 1999).*

Maatregelen	NO _x – 2010		SO ₂ – 2010		PM10 – 2010	
	Hard	Max.	Hard	Max	Hard	Max
Energiebesparing en duurzame energie	5 ¹⁾	9 ²⁾	1	6	0,04	0,15
Verkeer	<0,5	<1				
Totaal	6	0,5	1	6	0,1	0,25

¹⁾ waarvan ca. 3 mln kg bij industriële sectoren, welke onder de 'paraplu' van het instrument kostenverevening vallen en derhalve geen extra reductie opleveren t.o.v. de emissieberekening in paragraaf 0

²⁾ waarvan ca. 5 mln kg bij industriële sectoren, welke onder de 'paraplu' van het instrument kostenverevening vallen

Nieuw -deels al ingevuld- klimaatbeleid sinds de MV4 betreft: verhoging Regulerende Energiebelasting, besteding "positieve prikkels" en overige voorstellen in de uitvoeringsnota klimaatbeleid. Op basis van de doorrekening van het NMP3 en van het regeerakkoord, alsmede op basis van voorlopige resultaten uit de doorrekening van de uitvoeringsnota klimaatverandering zijn reducties berekend die betrekking hebben op enerzijds maatregelen en instrumenten die als 'hard' (zeker) worden beschouwd en anderzijds op de maximaal te bereiken effecten (conform Beeldman *et al.*). In de laatste situatie is er vanuit gegaan dat het kolenvermogen grotendeels wordt vervangen door het gebruik van aardgas en deels door de inzet van biomassa. De 'harde' effecten zijn meegenomen in de update MV4 (zie tabel 7.7).

7.4 SO₂ emissies

Tabel 7.8. Overzicht SO₂-emissies

	1980	1985	1995	1997	2010-EC	2010-EC	2010-GC
	realisatie	realisatie	realisatie	realisatie	MV4	MV4-up	MV4-up
Verkeer en vervoer	32	26	30	23	26	14	15
ww. wegverkeer	15	11	12	4	5	1	1
ww. overig verkeer	16	15	17	18	20	13	14
Industrie	105	68	30	27	24	24	25
Raffinaderijen	129	87	61	52	29	19	20
Energiesector	198	67	17	13	10	10	13
Afvalverwijderingsbedrijven	1	2	1	0	1	0	0
Overige (bouw, cons, HDO, landb, rwzi's)	17	8	6	3	2	3	3
Totaal	481	257	144	118	92	69	76

De emissie van SO₂ halveert in de update MV4 in 2010 ten opzichte van 1995. De grootste emissiereductie vindt plaats bij de raffinaderijen, maar ook bij verkeer neemt de uitstoot sterk af.

Belangrijke bronnen bij de raffinaderijen zijn: fornuizen op residuale stookolie (bijna 41 mln kg) en de CO-boiler (petrocokes) (10 mln kg). Ook procesemissies (fakkels, Claus-plants) dragen met 6 mln kg substantieel bij. Het stookoliegebruik en de inzet van de CO-boiler zijn inmiddels sterk verminderd. Op basis van de afspraak met Shell dalen emissies in 2010 verder. De strengere producteisen resulteren in een groter energiegebruik bij de raffinaderijen hetgeen leidt tot een toename van de emissies. De taakstelling voor 2010 (18 mln kg) wordt benaderd.

In de update MV4 is de emissie van wegverkeer lager dan in MV4 zelf, als gevolg van de verlaging van het zwavelgehalte van benzine en diesel in 2005 tot 50 ppm (was 200 resp. 350 ppm in 2000). Ook het maximum zwavelgehalte van stookolie voor zeeschepen op de Noordzee wordt vanaf 2003 verlaagd naar 1,5 gewichtsprocent. De eis voor het maximum zwavelgehalte van gasolie in het niet-wegverkeer wordt vanaf 2008 aangescherpt van 0,2 tot 0,1 gewichtsprocent. Deze gasolie wordt gebruikt door de binnenvaart en de zeescheepvaart, maar ook door mobiele werktuigen waaronder tractoren en diesel-elektrische treinen. Deze maatregel is inmiddels vastgelegd in een Europese richtlijn.

Ongeveer de helft van de uitstoot van SO₂ door de industrie in 1995 bestaat uit verbrandingsemissies, de andere helft zijn procesemissies. De emissie van SO₂ wordt voor ongeveer 80% veroorzaakt door processen in de chemische- en basismetaleindustrie. De overige emissie wordt bijna volledig veroorzaakt door de bouwmaterialenindustrie. Onder invloed van verzuringsbeleid (BEES, vergunningen, convenanten) zijn in deze sectoren in de afgelopen 15 jaar al veel emissiebeperkende maatregelen getroffen. In de scenario's zijn de zekere maatregelen uit de BMP's meegenomen en is gerekend met een verdere uitfasering van, de laatste resten, zwavelhoudende stookolie. Verondersteld is dat het CCF-proces bij Hoogovens niet voor 2010 van de grond zal komen en dat Aldel in 2010 zal zijn gesloten. Voor de bouwmaterialenindustrie is verondersteld dat - na de waargenomen daling in de periode 1995-1997- de emissie zal stabiliseren (productie groei gecompenseerd door reeds voorgenomen maatregelen). Voor de overige sectoren -met beperkte emissiebijdrage- is verondersteld dat de emissie in 2010 even hoog zal zijn als in 1997. De berekende emissies liggen (fors) hoger dan de taakstellingen voor de chemische - en de basismetaleindustrie (3,2 resp. 1,6 mln kg in 2010).

In de energiesector daalt de uitstoot van SO₂ voornamelijk als gevolg van een verminderde koleninzet en het sluiten van de centrale Maas-6 (1997).

7.5 NO_x emissies

Tabel 7.9. Overzicht NO_x-emissies

	1980	1985	1995	1997	2010-EC	2010-EC	2010-GC
	realisatie	realisatie	realisatie	realisatie	MV4	MV4-up	MV4-up
Verkeer en vervoer	346	343	313	293	210	161	178
ww. personenauto's	157	156	113	96	26	20	20
ww. vrachtverkeer ¹⁾	112	107	103	95	100	52	65
ww. overig verkeer ²⁾	77	79	97	102	85	89	93
Industrie	85	85	61	57	64	43	42
Raffinaderijen	17	20	18	15	14	8	8
Energiesector	83	88	58	47	39	24	24
Afvalverwijderingsbedrijven	2	4	3	2	3	2	2
Consumenten	28	26	22	22	15	14	15
HDO	14	14	8	7	18	8	9
Landbouw	8	6	10	9	14	12	10
Overige (bouw, drinkw, rwzi's)	1	1	1	1		1	1
Totaal	585	587	495	453	375	272	288

1) omvat vrachtauto's, trekkers+opleggers, bestelauto's, autobussen en speciale voertuigen

2) omvat niet-wegverkeer, en motor- en bromfietsen omvat niet-wegverkeer, en motor- en bromfietsen

In de Update-MV4 daalt de emissie van NO_x tussen 1995 en 2010 met meer dan 40%. Dat is een sterkere daling dan in de MV4 scenario's. De belangrijkste vermindering van de uitstoot in MV4 vond plaats bij het verkeer. In de Update-MV4 is de emissie van verkeer nog lager als gevolg van extra beleid en is de emissie van grote bronnen (industrie, energiesector en raffinaderijen) en kleine stationaire bronnen lager.

Verkeer

In MV4 is in het EC-scenario (niet in GC) verondersteld dat per 2005 voor personenauto's Euro4-normen van kracht worden. Door een herschatting van de effecten van deze normstelling, door een gewijzigde volumeprognose en door een gewijzigde brandstofmix (aandeel diesel en LPG), is de NO_x-emissie in 2010 circa 9 mln kg lager dan in het MV4-EC-scenario. Verondersteld is dat het zuiniger worden van de personenauto's als gevolg van het convenant tussen de EU en de ACEA (Europese autofabrikanten) niet leidt tot extra NO_x-reductie bovenop de effecten van de Euro4-normen. Alle auto's moeten immers aan dezelfde emissie-eisen (in g km⁻¹) voldoen, ongeacht het brandstofverbruik. De effecten van rekening rijden, verlaging van de maximum snelheid in de Randstad en investeringen in de infrastructuur zijn in eerder onderzoek (regeerakkoord) geschat op minder dan 1 mln kg NO_x en worden derhalve niet meegenomen.

In 1998 heeft het Europese Parlement een richtlijn aangenomen waarin zowel voor 2000 als voor 2005 de emissienormen voor bestelauto's zijn aangescherpt. Ten opzichte van MV4 zullen de emissies van NO_x van bestelauto's in 2010 hierdoor naar schatting 40% (5 mln kg NO_x) lager zijn. De laatste aanscherping van de emissienormen voor nieuwe zware dieselvoertuigen (vrachtauto's, trekkers en autobussen) in MV4-EC was in 2000 (Euro 3). Eind 1998 heeft de Europese Milieuraad een gemeenschappelijk standpunt ingenomen over de verdere aanscherping van deze normen in 2005 (Euro 4) en 2008 (Euro 5). In 2005 zal de norm voor de NO_x-emissie worden verlaagd van 5,0 naar 3,5 g kWh⁻¹ en in 2008 tot 2,0 g kWh⁻¹. De subsidieregelingen zoals verwoord in het NMP3 (LPG en Euro 3) hebben in 2010 nog maar een verwaarloosbaar effect. De NO_x-emissie door het vrachtauto-, trekker- en autobuspark is in Update-MV4 in 2010 ca. 55% (43 mln kg) lager dan berekend in MV4.

In de MV4 is verondersteld dat emissienormering voor motoren en bromfietsen per 1-10-'97 van kracht zou worden. Deze datum is uitgesteld tot juni 1999. Nog niet bekend is hoe fase 2

van deze richtlijn eruit gaat zien en wanneer deze van kracht wordt. De invloed van de vertraging op de emissies in 2010 is klein.

In de Update MV4 is verondersteld dat de Centrale Rijnvaart Commissie (CRC) een beslissing neemt over de eerste fase normstelling, die per 2001/2002 in werking treedt. De eerste fase komt voor grote scheepsmotoren overeen met de IMO-norm (zeeschepen) en voor kleine motoren met die voor mobiele werktuigen. De IMO-norm is afhankelijk van het motorvermogen en het toerental van de motor: 13 g kWh⁻¹ voor motoren met een groot motorvermogen en een laag toerental tot 9 g kWh⁻¹ voor motoren met een laag motorvermogen (alle toerentallen). De NO_x-emissie door de binnenvaart is door deze normstelling in 2010 circa 2% lager dan in MV4.

De normen voor nieuwe zeeschepen vanaf 1 januari 2000 zijn hoger dan de huidige gemiddelde NO_x-emissies door scheepsmotoren en de maatregel sorteert daardoor naar verwachting nauwelijks effect. Wellicht worden door deze maatregel wel de zeer sterk vervuilende motortypen geëlimineerd. Het effect hiervan is niet ingeschat.

Met het hierboven beschreven additionele beleidspakket kan in 2010 ongeveer 50 mln kg NO_x extra worden gereduceerd t.o.v. het huidige beleid in de MV4. Hiermee komt de totale emissie voor de doelgroep in 2010 uit op 161 mln kg. In 2010 is de scheepvaart de dominante NO_x broncategorie binnen de doelgroep verkeer.

Stationaire bronnen

Voor de industrie, raffinaderijen en energiesector tezamen geldt een taakstelling voor 2005 van 67 mln kg (NMP3). Hiervoor wordt een wettelijk ingebed systeem van kostenverevening (KV) ingevoerd. Dit systeem richt zich waarschijnlijk op de grote bronnen, die in 1995 gezamenlijk 117 mln kg van de 182 mln kg NO_x uit stationaire bronnen emitteerden.

Ter bevordering van investeringen in nageschakelde technieken is in het NMP-3 een subsidie-regeling aangekondigd. Het betreft hierbij SCR, SNCR en 3-weg katalysatoren bij gasmotoren, die voornamelijk in de landbouw en dienstensector worden toegepast. Bij het uitbrengen van het NMP-3 was f 165 mln. beschikbaar gesteld. Inmiddels is ca. f 15 mln. ter uitvoering van projecten gecommiteerd en is het programma met f 35 mln. gekort, zodat voor het subsidieprogramma nog een bedrag van f 115 mln. resteert. Verondersteld is dat deze gelden in zijn geheel worden uitgegeven, d.w.z. verplicht zijn vóórdát er een wettelijke kader is die de reducties afdwingen (immers verplichte maatregelen mogen niet gesubsidieerd worden). De subsidie betreft 25% van het investeringsbedrag. Verondersteld is dat de beschikbare subsidiegelden als volgt bij de doelgroepen terecht komen:

- Industrie, centrales, raffinaderijen: f 100 mln.
- Landbouw, diensten: f 30 mln.

Voor de 'kleine' industrie, overige energiesector, HDO, landbouw, huishoudens en overig (welke in 1995 gezamenlijk 67 mln kg emitteerden) zal naar verwachting een aanscherping van de BEES-eisen en van typekeur plaatsvinden, hetgeen tot aanvullende reducties zal leiden. Aangezien op dit moment echter nog niet duidelijk is welke eisen zullen worden gesteld, is dit niet in het huidige beleid maar als optie voor aanvullend beleid opgenomen.

Voor de bedrijven die onder de kostenverevening vallen is een emissieplafond van 56 mln kg in 2005 verondersteld. Tevens is aangenomen dat het systeem van kostenverevening effectief

is en dat derhalve de doelstelling wordt gehaald. Ook voor 2010 is in de scenario's uitgegaan van een emissieplafond van 56 mln kg. Dit betekent dus dat een toename van de emissies ten gevolge van economische groei wordt gecompenseerd door aanvullende maatregelen.

Tabel 7.10. Overzicht NO_x reducties en restemissies in 2010 (EC-update-MV4) voor stationaire bronnen

	Monitoring	MV4	Effect kostenver-		Update-MV4
	1995	2010	vening		1)
KV-sectoren					2010
Industrie	45	51	-22		29
Raffinaderijen	17	13	-5		8
Energiesector	52	32	-14		18
AVI's	3	2	-1		1
Totaal-KV	117	98			56
Niet-KV-sectoren(<20 MWth)					
Industrie/afvalv./raffinage	18	15			15
Energiesector (winning&distr.)	6	5			5
Totaal niet-KV	24	20			20
Overige			Effect subsidie	Effect nieuw klimaat beleid	
HDO	8	12	-4	-0.4	8
Landbouw	10	18	-5	-1	12
Huishoudens	23	15		-1	14
Bouw, rwi's, drinkw.w.	1	1			1
Subtotaal overig	42	46			35
TOTAAL STATIONAIR	182	164			111¹⁾

1) extra effect door nieuw klimaatbeleid bedraagt ca. 2.4 mln kg, zie paragraaf 7.3.

Bij de vaststelling van de verdeling van de restemissies over de KV-sectoren is verondersteld dat er een vaste verhouding is tussen de restemissies ná KV en de referentie-emissies in 2010. De 30 miljoen subsidie die naar verwachting bij de landbouw en HDO terecht komt, zal naar schatting tot een emissiereductie van circa 9 mln kg leiden ten opzichte van MV4.

7.6 NH_3 emissies

De landbouw neemt verreweg de meeste NH_3 emissies voor haar rekening. Ook bij het gebruik van de katalysator in het verkeer komt NH_3 vrij, echter de mate waarin is niet goed bekend.

Tabel 7.11. Overzicht NH_3 -emissies

	1980	1985	1995	1997	2010-EC	2010-EC	2010-GC
	realisatie	realisatie	realisatie	realisatie	MV4	MV4-up	MV4-up
Landbouw	216	239	177	176	100 ¹⁾	143	133
Consumenten	9	9	7	7	8	7	7
Industrie	8	8	4	4	4	4	4
Verkeer ²⁾	?	?	?	?	?	?	?
Overige	0	0	1	1		1	1
Totaal	234	256	188	188	112	155	145

1) de MV4-berekening was gebaseerd op de oude rekenmethodiek voor NH_3 emissies

2) wegens onvoldoende inzicht in NH_3 -emissiefactoren worden op dit moment geen officiële cijfers gepresenteerd

De emissiefactoren voor stallen, mestaanwending en kunstmestaanwending en de veronderstellingen over de penetratiegraad van emissie-arme stallen en mestaanwending zijn aangepast ten opzichte van MV4 (zie ook MB99, RIVM, 1999). De emissiefactor voor traditionele rundveestallen is verlaagd; de emissiefactoren voor mestaanwending zijn verhoogd. Met name het onderwerken van mest op bouwland blijkt minder effectief in het reduceren van ammoniakemissie, omdat er meer tijd verstrijkt tussen uitrijden en onderwerken dan voorheen werd verondersteld. De emissiefactoren zijn hierdoor 2-4 maal zo hoog geworden. Op grasland blijkt mestinjectie meer emissie te reduceren en de sleepvoetenmachine en de sleufkouter tot

minder emissiereductie te leiden. De emissiefactor voor kunstmest is met 35% verhoogd om recht te doen aan de specifieke in Nederland toegepaste soorten stikstofkunstmest.

De effecten van de AMvB-huisvesting zijn in de Update-MV4 niet meegenomen omdat deze nog niet is vastgesteld. In de MV4 was al wel een concept van de AMvB verwerkt. Het effect in 2010 werd toen geschat op 5 mln kg emissiereductie. In de nieuwe berekeningen is voor 2010 uitgegaan van de het aandeel emissie-arme stallen in 1997. Verondersteld is dat indien de AMvB Huisvesting er niet komt, boeren niet zullen investeren in emissie-arme stallen. Het aandeel emissie-arme stallen in 1997 is afgeleid van provinciale gegevens m.b.t. verstrekte vergunningen. Uit deze gegevens blijkt dat dit aandeel in 1997 nog erg klein was (< 5%). De stallen komen met name voor in Noord-Brabant en Limburg.

In de MV4 is verondersteld dat er tussen 1995 en 2010 een verschuiving optreedt naar meer emissie-armere technieken van mestaanwending, zowel bij grasland als bij bouwland. Deze was gebaseerd op een CBS-enquête van 1995. Uit een 'inventarisatie' in het veld is gebleken dat hoog effectieve technieken (zoals mestinjectie) minder vaak gebruikt worden dan laag effectieve technieken. Daarnaast is er op grasland ook een tendens naar het toepassen van steeds minder effectieve maar wel toegestane technieken (zoals de sleepvoetenmachine). In de nieuwe berekening is verondersteld dat de tendens op gras naar een grotere inzet van de sleepvoetenmachine zich bij ongewijzigd beleid voortzet, zodat in 2010 alle mest op grasland aangewend wordt met de sleepvoetenmachine. De vervluchtigingsfactor stijgt hierdoor van ca. 20% van N min in 1995 tot bijna 30% van N min in 2010. De huidige regelgeving staat dit toe.

Bij emissie-arme mestaanwending is in de nieuwe berekening voor bouwland uitgegaan van de verdeling van mest over de technieken van de expert variant van 1997 (Milieubalans '99). Op bouwland is de gemiddelde vervluchtigingsfactor in het referentiescenario ca. 35% van N min. De verwachting is dat bij gelijkblijvend beleid geen verschuiving zal optreden naar minder emissie-arme technieken die wel zijn toegestaan. De reden hiervoor is dat loonwerkers niet meer zullen investeren in deze apparaten, omdat deze maar beperkt toepasbaar zijn (alleen op bouwland, en niet op gras).

Recent beleid

Een overzicht van het recente landbouwbeleid relevant voor de berekening van de ammoniakemissies staat in *tabel 7.12*.

Tabel 7.12. Recent landbouwbeleid relevant voor NH₃ emissies in de update MV4

-
- Herstructureringswet varkenshouderij
 - Invoeren veebezettingsnorm (gve-norm) op melkveebedrijven (N-brief van ministers Apotheker en Pronk uit dec. 1997 in kader EU-nitraatrichtlijn)
 - Flankerend N-beleid (subsidieren van kennisontwikkeling, gebiedsgerichte versnelling van stikstof beleid, verplaatsing van 500 bedrijven, ondersteuning kavelruil/landinrichting en verbetering waterbeheersing)
 - Reconstructiewet concentratiegebieden (invoeren varkensvrije corridors, bevorderen realisatie EHS, verbeteren ruimtelijke verdeling veehouderijfuncties in relatie tot andere functies (grondverwerving, herverkaveling, onteigening))
 - Saneren depositiepieken
-

*Herstructureringswet varkenshouderij*¹. Deze wet beoogde het aantal varkens in de periode 1998-2000 met 20-25%² te verminderen t.o.v. 1995/1996. Het percentage is afhankelijk gesteld van de mate waarin varkensboeren extra veevoermaatregelen nemen. Op 23 februari 1999 is de werking van de varkenswet opgeschort voor leden van de Nederlandse bond van varkenshouders (NVV) als gevolg van een kort geding die zij aangespannen hadden. De rechter heeft in het vonnis bepaald dat het ontnemen van varkensrechten niet mogelijk is zonder schadevergoeding. De minister van LNV is een bodemprocedure gestart tegen deze uitspraak. Om te voorkomen dat de varkensstapel tot die tijd ongelimiteerd uit kan breiden heeft de minister een aantal maatregelen getroffen. Dit betreft een tijdelijke wettelijke voorziening met terugwerkende kracht tot 23 febr. 1999 die boeren varkensrechten geeft ter waarde van 100/90 maal de varkensrechten die zij hadden. Bovendien is in een spoedappèl vernietiging gevorderd van het vonnis van de Haagse Rechtbank, op grond van het argument dat door teruggave van varkensrechten boeren geen onomkeerbare schade meer leiden. Dit laatste was de motivatie van de rechtbank om de wet op te schorten voor de NVV-leden. *Het effect van de Herstructureringswet varkenshouderij op de NH₃-emissie in 2010 is beperkt*, omdat de reductie van de varkensstapel slechts iets groter is dan in het MV4 EC-scenario.

Invoeren veebezettingsnorm (gve-norm) op melkveebedrijven. Doel van de norm is bedrijven te dwingen tot extensivering, waardoor lagere N-overschotten per hectare mogelijk zijn. De norm bedraagt in 2002 3,5 gve ha⁻¹ en zal via 3,0 gve ha⁻¹ in 2005 aangescherpt worden tot 2,5 gve ha⁻¹ in 2008/2010. Over de precieze invulling van de norm wordt nog onderhandeld. Het gaat hierbij met name over welke diercategorieën onder de norm zullen vallen. De norm is gericht op het terugdringen van verliezen naar bodem. De ammoniakemissie wordt er door beïnvloed doordat het aantal runderen en het kunstmestgebruik afneemt.

Flankerend N-beleid. (subsidieren van kennisontwikkeling, gebiedsgerichte versnelling van stikstof beleid, verplaatsing van 500 bedrijven, ondersteuning kavelruil/landinrichting en verbetering waterbeheersing). Het verplaatsen van 500 melkveebedrijven kan mits het in de juiste gebieden gebeurt een bijdrage leveren aan het reduceren van de depositie. De emissiereductie zal gering zijn omdat de bedrijven verplaatst worden en niet opgekocht. Hoe groot het depositie-effect is hangt af van de invulling van het instrument: komen bijvoorbeeld alleen bedrijven in de zandgebieden in aanmerking, of in heel Nederland.

Reconstructiewet concentratiegebieden. Het instrument betreft: invoeren varkensvrije corridors, bevorderen realisatie EHS, verbeteren ruimtelijke verdeling veehouderijfuncties in relatie tot andere functies (grondverwerving, herverkaveling, onteigening). Dit instrument heeft waarschijnlijk weinig invloed op landelijke ammoniakemissies, maar wel op het ruimtelijke patroon hiervan, en daarmee op de depositie.

Saneren depositiepieken. Het opkopen van bedrijven in het kader van sanering van de NH₃-depositiepieken via de BEVAR-regeling (beëindiging en verplaatsingsregeling varkensbedrijven in de EHS) In 1998 is 50 miljoen vrijgemaakt voor dit doel, binnenkort wordt weer 50 miljoen vrijgemaakt (uit reconstructiegelden). Het opkopen/verplaatsen van rundveebedrijven

¹ September 1999 hebben de ministers van landbouw en milieu nieuwe mestplannen gepresenteerd. Kenmerken hiervan zijn: het naar voren halen van verliesnormen van 2008 naar 2003; het verhogen van de heffing op fosfaat en stikstofverliezen boven de norm en het invoeren van mestafzetcontracten. De nieuwe mestplannen zijn begin 2001 door de tweede kamer vastgesteld. Deze plannen komen in de plaats van de herstructureringswet varkenshouderij en het invoeren van een veebezettingsnorm

² de effectieve reductie van de veestapel zal lager zijn dan 20-25% omdat boeren vrij zijn in het kiezen van een basisjaar voor het aantal varkens (1996 of 1997). Daarnaast mag een deel van de korting vervangen worden door veevoeraanpassingen. Tenslotte kunnen boeren de productie per varkensplaats verhogen.

loopt via aanvullend N-beleid (flankerend beleid). Ook hiervoor geldt dat het waarschijnlijk weinig invloed heeft op de landelijke emissies maar wel op het ruimtelijke patroon en dus op depositie.

Emissies bij huidig beleid

De emissie in de update MV4 daalt tussen 1997 en 2010 van 176,5 miljoen kg NH₃ tot 143 miljoen kg NH₃. Deze daling komt vooral voor rekening van de varkenssector (circa 18 miljoen kg NH₃), als gevolg van een vermindering van het aantal varkens. Daarnaast wordt in 2010 een groter deel van de varkensmest aangewend op grasland, waar de emissie bij het aanwenden geringer is dan bij bouwland.

De NH₃-emissie van rundvee daalt tussen 1997 en 2010 met circa 7,5 miljoen kg. De daling van het aantal dieren leidt tot een lagere NH₃-emissie. De ammoniakemissie bij het uitrijden blijft op het niveau van 1997, ondanks de kleinere rundveestapel, doordat op grasland een verdere verschuiving plaatsvindt naar minder effectieve methoden van mestaanwending. De emissie van pluimvee daalt net als in de varkenssector door enerzijds een lager aantal dieren en anderzijds een verschuiving van het aanwenden van mest op bouwland naar mest op grasland.

De NH₃-emissie van kunstmest daalt tussen 1997 en 2010 doordat sinds de invoering van het mineralenaangiftesysteem (MINAS) N-kunstmest onder de regelgeving valt. De verliesnormen gelden voor zowel N uit dierlijke mest als N uit kunstmest. Voor de invoering van MINAS bestonden er alleen grenzen voor het gebruik van dierlijke mest, maar niet voor kunstmest.

Tabel 7.13. NH₃-emissie uitgesplitst naar diercategorie en emissiebron in 1997 en 2010

	NH ₃ stal	NH ₃ opslag	NH ₃ weide	NH ₃ aanwending	ΣNH ₃ mest
	Mln kg				
1997 ¹⁾					
Rundvee	33,6	1,6	14,5	35,5	85,3
Varkens	33,6	0,4	--	21,8	55,8
Pluimvee	10,5	2,1	--	9,7	22,3
Totaal dierlijke mest	77,7	4,2	14,5	67,0	163,4
Kunstmest					13,1
Totaal					176,4
	Mln kg				
EC 2010					
Rundvee	28,2	1,3	12,8	36,7	79,1
Varkens	22,2	0,3	--	15,5	37,9
Pluimvee	10,8	2,0	--	4,6	17,5
Totaal dierlijke mest	61,2	3,6	12,8	56,8	134,5
Kunstmest					8,5
Totaal					143,0

1) Op basis van de vernieuwde berekeningsmethode, waarin de nieuwe inzichten op het gebied van emissiefactoren en inzet van emissie-arme technieken zijn meegenomen.

7.7 VOS emissies

Tabel 7.14. Overzicht VOS-emissies

	1980	1985	1995	1997	2010-EC	2010-EC	2010-GC
	realisatie	realisatie	realisatie	realisatie	MV4	MV4-up	MV4-up
Verkeer en vervoer	255	231	148	130	64	52	52
wv. personenauto's	183	173	101	85	27	28	28
wv. vrachtverkeer ¹⁾	41	30	17	15	20	4	5
wv. overig verkeer ²⁾	31	27	30	30	15	19	20
Industrie	135	114	81	71	71	55	58
Raffinaderijen	19	16	12	9	7	9	9
Energiesector	19	19	26	22	17	11	11
Afvalverwijderingsbedrijven	1	1	2	2	1	0	0
Consumenten	43	46	40	35	34	31	32
HDO	55	50	29	22	19	19	19
Bouw	36	33	22	22	19	10	12
Overige(landbouw, drinkw, rwzi's)	1	1	2	2	2	2	2
Totaal	564	511	362	316	234	190 ³⁾	196 ³⁾

1) omvat vrachtauto's, trekkers+opleggers, bestelauto's, autobussen en speciale voertuigen

2) omvat niet-wegverkeer, en motor- en bromfietsen omvat niet-wegverkeer, en motor- en bromfietsen

3) indien de autonome omschakeling naar VOS-arme verven bij consumenten en bouw langzamer verloopt dan veronderstelt, ligt de emissie ca. 20 mln kg hoger

De emissie van VOS door verkeer en vervoer (inclusief verdampingsemissies) voor 1995 is circa 5% lager geschat dan in de MV4. Deze verlaging werkt door naar de toekomstjaren. In totaal komt de emissie voor verkeer en vervoer in 2010 circa 13 mln kg lager uit dan in MV4 berekend. Dit is inclusief 2 mln kg emissies als gevolg van het gebruik van autoprodukten.

Tot op heden zijn de reducties uit verven en uit huishoudelijk, institutionele & industriële producten (HIIP) achter gebleven bij de beoogde KWS2000 doelstellingen. Het huidige instrumentarium (o.a. KWS2000 programma) voor deze sectoren laat zich beschrijven als niet-dwingend en sterk gericht op vrijwillige afspraken.

De **ARBO-regelgeving** schrijft een verplichte overschakeling op VOS-arme toepassingen voor in risicovolle toepassingen (blootstelling aan stoffen binnenshuis). Verondersteld is dat de VOS-emissie uit (professionele) verftoepassingen in de woningbouw hierdoor in 2010 circa 5 mln kg verminderd. Wanneer verondersteld wordt dat buitentoepassingen 'meeliften' op het ARBO beleid is een reductie tot 3,6 mln kg in 2010 mogelijk. Onder deze schattingen ligt de aanname dat de toepassing van bouwverven in 2010 met 23% *afneemt* ten opzichte van 1997 als gevolg van de verwachte afnemende nieuwbouw. Voor de autoschadereparatie- en carrosseriebedrijven is de ARBO regelgeving op het gebied van blootstelling aan oplosmiddelen aanleiding om vrijwel volledig over te schakelen op VOS-arme verf- en lakproducten.

Op het toepassen van verven in de doe-het-zelf-sector is feitelijk geen regelgeving van toepassing. De bovengenoemde ARBO regelgeving heeft geen betrekking op doe-het-zelf toepassingen. De verwachting is echter dat de professionele omschakeling naar VOS-arme producten invloed heeft op het keuzegedrag van de consumenten. Bovendien wordt de verf voor beide toepassingen in dezelfde fabrieken geproduceerd en het ligt in de rede dat de recepturen naar elkaar gaan toegroeien. De kennis over mens- en milieuvriendelijke verfproducten kan vergroot worden en het gebruik ervan gestimuleerd door gerichte voorlichtingsacties -waarin een relatie met de gezondheid wordt gelegd- en herkenbaarheid van VOS-arme producten via etikettering. Wanneer wordt uitgegaan van een volledig meeliften, in tijd en omvang, van de doe-het-zelf sector op de optimistische bouw ontwikkelingen (VOS-arme verven in zowel binnen als buitentoepassingen) is een VOS emissie van 6 tot 8 mln kg in 2010 haalbaar. Bij de berekening is aangenomen dat de implementatie van VOS-arme verf in de doe-het-zelf-sector achterloopt op die van de professionele markt. Een pessimistische inschatting sluit aan bij de ontwikkeling tot op heden waarin de doe-het-zelf sector (niet direct gestuurd door beleid)

maar moeilijk overschakelt op nieuw VOS-arme toepassingen, waarbij de emissie in 2010 uitkomt op ca. 11 mln kg.

Voor de oplosmiddelen in HIIP is feitelijk geen regelgeving van toepassing, maar gelden alleen de afspraken gemaakt in het kader van KWS2000. Onder invloed van autonome groei is aangenomen dat de emissies in 2010 21 mln kg bedragen.

Onder invloed van bestaande regelgeving wordt voorlopig ingeschat dat emissies op- en overslag, benzine-distributie en benzinestations afnemen tot ca. 8 mln kg. Een belangrijk deel van de emissiereducties heeft hier al plaatsgevonden. Daarna zullen de emissies weer autonoom toenemen als geen verdere maatregelen worden genomen.

Tabel 7.15. Overzicht totale VOS-emissies bij consumenten, hdo & bouw (mln kg).

	doelgroep:	1997	2010-EC update-MV4
Bouwwerven [#]	bouw	18,6	7,1
	Woningbouw	10,1	3,6
	Staalconservering	6,0	2,8
	Timmerfabrieken	2,6	0,7
Wegenbouw	Bouw	1,6	1,6
Doe-het-zelf	Con.	10,9	6,7
Autospuiterijen	Hdo	4,9	1,6
Totaal Verf		36,0	17,1
Cosmetica	Con. & hdo	7,7	11
Schoonmaakmiddelen	Con. & hdo	5,8	5,5
Lijmen	Con. & hdo	1,6	1,6
Autoproducten ¹⁾ (excl. aandeel dg Verkeer)	Con. & hdo	1,1	1,5
Totaal HIIP1		16,2	19,6
Totaal HIIP2	Diverse	1,3	1,2
Op-en overslag ²⁾	Hdo	3,8	4,5
Benzinetankstations	Hdo	5,5	2,1
Benzinedistributiedepots	Hdo	1,8	1,0
Open haarden & houtkachels	Con.	8,5	8,5
Overige verbrandingsemisies	Con. & hdo & bouw	1,9	2,4
Overige bronnen		5	3,9
Totaal consumenten		35,5	31,1
Totaal Hdo		22,3	18,7
Totaal Bouw		22,2	10,5
Totaal: consumenten, hdo, bouw		80,0	60,3

1) gebruik van autoprodukten bij doelgroep Verkeer: 3 mln kg in 1997 en 2 mln kg in 2010.

Industrie

De emissie door de chemische industrie in 1997 bedraagt ca. 16 mln kg, waarvan ca. 13 mln kg door de convenant bedrijven en 3 mln kg emissies als bijschatting (kleine bedrijven). Naar verwachten zullen de convenant bedrijven in de chemie de IMT-2000 doelstelling van 12 mln kg halen. Het in de IMT van de chemie aangegeven doel voor 2010 (6 mln kg) wordt niet gehaald; in de bedrijfsmilieuplannen zijn slechts in beperkt mate maatregelen voor 2010, veelal zelfs 'voorwaardelijk' opgenomen.

Lopende afspraken tussen de overheid en de grafische industrie in kader van KWS2000 zullen de komende jaren een verplichtend karakter krijgen onder invloed van de EU-oplosmiddelenrichtlijn en de Arbo-regeling. Beide instrumenten verplichten tot overschakeling op VOS-arme producten die worden gebruikt bij werkzaamheden en/of het toepassen

van nageschakelde technieken (afzuiging, terugwinning, naverbranding). De combinatie van instrumenten grijpt aan op bijna de gehele grafische sector. De stand der techniek is zodanig dat overschakeling technisch en bedrijfseconomisch gezien haalbaar is. Geschat is dat de VOS emissie hierdoor meer dan halveert tussen 1997 en 2010. Dit is een trendbreuk met in het verleden behaalde –beperkte- reducties en veronderstelt stringente handhaving (arbo & milieu).

Voor de overige industriële bronnen is er weinig specifiek beleid. Onder invloed van KWS2000 maatregelen en autonome ontwikkelingen (bijv. good housekeeping), dalen de emissies licht tussen 1997 en 2010.

Industriële verven

De emissie in 1997 bedraagt 21,5 mln kg (waarvan 2,5 mln kg in de scheepsbouw). Verf wordt toegepast als bandlak en bliklak, in de auto-industrie (nieuwe auto's), metaalwarenindustrie (fietsen, wit- en bruingoed, etc.), de meubelindustrie (meubellakken) en de scheepsbouw. Het bovengenoemde nieuwe beleid grijpt beperkt aan op verftoepassingen in de industrie. Voor de sectoren scheepsbouw & bandlakken worden geen VOS-reducerende maatregelen verondersteld; het betreft hier 'zware' verftoepassingen respectievelijk toepassingen waar reeds nageschakelde technieken (naverbranding) worden toegepast.

Voor de overige sectoren –metaalwaren, meubelen etc.- geldt dat overschakeling op VOS-arme verfsystemen (poeder coatings & oplosmiddelarme verven of systemen) technisch gezien mogelijk is (stand der techniek) en deels ook gaande is (bron: verschuivingen in de verfafzet zoals gerapporteerd door de VVVF). Echter, dwingende regelgeving gericht op minimalisatie van de VOS-emissies in deze sectoren is beperkt en de heterogeniteit van de genoemde bedrijfstakken (diversiteit producten, bedrijven, bedrijfs grootte) kan remmend werken op de verdere penetratie van nieuwe technologie. Ingeschat wordt dat door verdere 'autonome' penetratie van VOS-arme verfsystemen de emissie in de genoemde sectoren daalt van 15 mln kg in 1997 naar 9 mln kg in 2010 (het technisch potentieel is een reductie tot ca. 3 mln kg).

De totale emissieschatting voor industriële verven in 2010 bedraagt daarmee 16,5 mln kg (waarvan 2,5 mln kg door de scheepsbouw). Het technisch potentieel voor 2010 wordt ingeschat op 9 mln kg.

Tabel 7.16. VOS emissies industrie (mln kg).

	1997	2010-EC update-MV4
Chemie	16	15
Grafische industrie	13,5	6
Verven	21,5	16,5
Overige	19	14
Scheepsbouw	2,5	2,5
Overige	17,5	14,7
Verbrandingsemissies	1,2	0,6
Totaal industrie	70	54

Raffinaderijen en energiesector

Procesemissies bij raffinaderijen en terminals en de gasdistributie en transport maken beide deel uit van de KWS2000 monitoring. De verwachting is dat de emissies bij raffinaderijen ongeveer op het niveau van 1997 blijven, in tegenstelling tot MV4 waar een lichte daling

werd verondersteld. De emissies bij olie- en gaswinning dalen sterk naar 4 mln kg door maatregelen en door uitputting en sluiting van velden, zie *tabel 7.17*.

Tabel 7.17. Overzicht VOS emissies raffinaderijen & energievoorziening in 2010.

	1997	EC-update MV4
<i>Raffinaderijen</i>	9	9
<i>Energievoorziening</i>	22	11
w.v. gasdistributie & transport (procesemissie)	6,5	5
w.v. Olie&gaswinning (procesemissie)	13	4
w.v. Verbrandingsemissies	2	2
w.v. bijschatting aardolieindustrie #	0,6	-

achtergronden en toewijzing van deze bron aan energiesector is onduidelijk

7.8 Fijnstof (PM10) emissies

Tabel 7.18. Overzicht PM 10 emissies

	1980	1985	1995	1997	2010-EC	2010-EC	2010-GC
	realisatie	realisatie	realisatie	realisatie	MV4	MV4-up	MV4-up
Verkeer en vervoer	24	21	19	17	12	10	10
wv. wegverkeer	18	15	11	9	6	5	5
wv. overig verkeer	6	6	8	8	6	5	5
Industrie	44	29	14	10	9	8	8
Raffinaderijen	7	5	5	5	2	2	2
Energiesector	11	2	1	0	0,5	0	1
Afvalverwijderingsbedrijven	4	1	0	0	0	0	0
Consumenten	4	7	7	7	7	6	6
HDO	2	2	1	1	-	1	1
Bouw	0	0	0	0	-	0	0
Overige (landbouw, rwzi's, drinkw.)	0	0	0	0	-	0	0
Totaal	96	67	46	40	30	27	28

Verkeer

Een herschatting van de effecten van deze Euro4 normstelling, de gewijzigde volumeprognose en de gewijzigde brandstofmix (aandeel diesel en LPG) leiden tot een verlaging van de PM10-emissie in 2010 met circa 0,4 mln kg ten opzichte van het MV4-EC-scenario. Verondersteld is dat het zuiniger worden van de personenauto's als gevolg van het convenant tussen de EU en de ACEA (Europese autofabrikanten) niet leidt tot extra PM10-reductie bovenop de effecten van de Euro4-normen. Alle auto's moeten immers aan dezelfde emissie-eisen (in g km⁻¹) voldoen, ongeacht het brandstofverbruik. Doordat in het scenario nu ook slijtage van de remvoeringen als PM10 bron zijn meegenomen is de totale emissie in 2010 uiteindelijk circa 0,7 mln kg hoger dan in MV4.

In 1998 is door het Europese Parlement een richtlijn aangenomen met een aanscherping van de emissienormen voor bestelauto's voor 2000 en 2005. Ten opzichte van MV4 zijn de emissies van PM10 van bestelauto's in 2010 hierdoor naar schatting 35% lager. Dit levert een reductie van ongeveer 0,5 mln kg PM10 op.

In 2005 (Euro 4) en 2008 (Euro 5) worden de Europese normen voor vrachtauto's, trekkers en autobussen verder aangescherpt. De subsidieregelingen zoals verwoord in het NMP3 (LPG en Euro 3) hebben in 2010 nog maar een verwaarloosbaar effect. De PM10-emissie door het vrachtauto-, trekker- en autobuspark zal in 2010 circa 75% lager zijn dan zoals berekend in de MV4. Dit levert een reductie van ongeveer 1,9 mln. kg PM10 op.

De invoering van de emissienormering voor motoren en bromfietsen is uitgesteld tot juni 1999. Nog niet bekend is hoe fase 2 van deze richtlijn eruit gaat zien en wanneer deze van kracht wordt. De vertraging van fase 1 heeft geen grote invloed op de emissies in 2010.

Eind 1999 zal de Centrale Rijnvaart Commissie (CRC) waarschijnlijk een besluit nemen over een eerste fase normstelling voor de binnenvaart, die dan per 2001/2002 in werking zal moeten treden. Omdat het effect hiervan niet bekend is, is deze maatregel niet opgenomen in het huidig beleid. Bij zeeschepen leidt de verscherping van de eis voor het maximum zwavelgehalte van stookolie in 2003 tot een afname van de fijn stofemissie met circa 1,2 mln kg.

Industrie en raffinaderijen

De vermindering van de PM10 emissie in de industrie tussen 1995 en 2010, vindt met name plaats in de basismetaal, en is in 1997 al grotendeels gerealiseerd. De lagere schatting van de emissie voor 1995, als gevolg van een ander methode van monitoring van emissies (registratie via milieu-jaarverslagen), verklaart het verschil tussen de MV4 en de update MV4 voor 2010. De emissies bij de raffinaderijen dalen ten opzichte van MV4 door de aanscherping van het SO₂ beleid.

7.9 Buitenlandse Emissies

Voor de emissies van SO₂, NO_x, NH₃ en VOS in het buitenland in 2010 is uitgegaan van het referentie-scenario dat is vervaardigd door IIASA voor de onderhandelingen over het Gothenburg protocol (UN-ECE) en de National Emissions Ceiling Directive (EU). IIASA is uitgegaan van door de landen aangeleverde gegevens. De scenariovariabelen zijn vergelijkbaar met het Nederlandse EC/GC-scenario. Dit scenario geeft de emissieontwikkeling op basis van het vastgestelde beleid (tot en met eind 1998) en verwachtingen t.a.v. de economische groei en energieinzet.

Voor de emissies van PM10 in het buitenland is het referentie-scenario gebruikt dat het RIVM voor een Europese studie in opdracht van de EU-DGXI heeft ontwikkeld (RIVM, in prep). Dit scenario is gebaseerd op een emissieinventarisatie van TNO voor het jaar 1990 (Berdowski *et al.*, 1997). Deze inventarisatie is op onderdelen aangepast omdat de emissieschattingen uit de TNO-studie onvergelijkbaar waren met officiële Nederlandse emissieschattingen. Dit gold voor de sectoren wegtransport, hout verbranding in huishoudens en landbouw (Wesselink *et al.*, 1998). Met uitzondering van de sector wegtransport is de emissieontwikkeling na 1990 ingeschat uitgaande van bekende omvang-trends 1990-1995 afgeleid uit diverse statistieken, en verwachtingen ten aanzien van de economische groei en energieinzet in de periode 1990-2010. Voor het wegtransport zijn emissies per voertuigcategorie voor 1995 en 2010 berekend uitgaande van de voor Nederland berekende emissietrends 1990-2010.

Tabel 7.19. Emissies verzurende stoffen buitenland (in mln kg).

Mln kg	1995			2010		
	Referentie	Gothenburg protocol		Referentie	Gothenburg protocol	
	SO ₂			NO _x		
België	247	193	121	339	191	184
Frankrijk	988	448	400	1664	858	860
Duitsland	2128	581	550	1932	1184	1081
Groot Brittannië	2354	980	625	2227	1186	1181
EU (excl Nederland)	10611	4613	4009	11331	6570	6410
	NH ₃			VOS		
België	131	155	74	304	193	144
Frankrijk	522	459	780	2223	1223	1100
Duitsland	194	211	550	1993	1137	995
Groot Brittannië	320	297	297	2250	1351	1200
EU (excl Nederland)	2385	2218	3001	11889	6895	6409
	PM10					
België	75	52				
Frankrijk	415	219				
Duitsland	555	667				
Groot Brittannië	239	147				
EU (excl Nederland)	2004	1590				

De plafonds als eind 1999 afgesproken in het Gothenburg protocol liggen in het algemeen lager dan de emissieniveaus volgens het referentiescenario van IIASA. Belangrijkste uitzondering is NH₃, waar de meeste landen plafonds hebben die hoger zijn dan in het referentiescenario berekend.

7.10 Luchtkwaliteit en depositie

De emissies zijn met behulp van het OPS-model doorgerekend naar concentraties en deposities. Bovendien is gekeken wat de effecten zullen zijn van het Gothenburg Protocol. Er is gebruik gemaakt van langjarig gemiddelde meteo-omstandigheden en niet gecorrigeerd voor het "ammoniakgat" (zie hoofdstuk 3). Dit laatste leidt tot lagere depositieniveaus dan weergegeven in hoofdstuk 2.

De vermindering van de emissies in de periode tot 2010 in het Update-MV4 scenario in Nederland en buitenland werkt door in de concentratie van SO₂, NO₂, NH₃ en ozon. Het verschil tussen het EC- en het GC-scenario zijn zo klein dat in het navolgende alleen het EC Update-MV4 scenario aan de orde komt.

De jaargemiddelde concentratie van SO₂ neemt af tot zo'n 2 µg/m³ bij uitvoering van het huidige beleid. Regionaal kunnen hogere concentraties blijven voorkomen de maximale jaargemiddelde concentratie die zijn berekend voor 2010 bedraagt 18 µg/m³, waardoor de EU-norm voor ecosystemen nergens wordt overschreden, maar lokaal nog wel de effectwaarde voor korstmossen overschreden wordt.

De gemiddelde concentratie van NO₂ daalt van 26 µg/m³ tot 16 µg/m³. Hogere concentraties in en rond grote steden blijven aanwezig, het aantal plaatsen waar de norm voor de jaargemiddelde concentratie NO₂ wordt overschreden neemt af, de hoogst berekende concentratie in 2010 bedraagt voor de Update-MV4 bijna 50 µg/m³. De ecosysteemnorm van 30 µg/m³ NO_x wordt in 2010 in delen van het land overschreden.

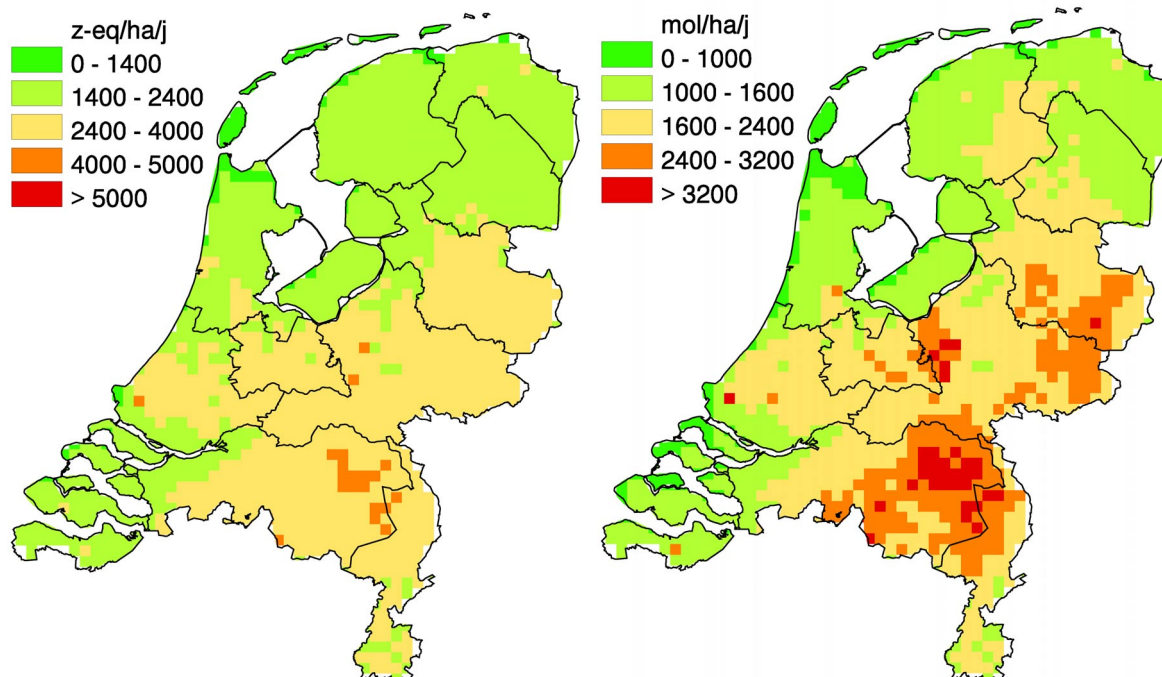
De gemiddelde concentratie van ammoniak daalt in de Update-MV4 tot ongeveer $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bij uitvoering van het huidige beleid. De regionale verschillen blijven bestaan.

Voor ozon moet in de periode tot 2010 en daarna zelfs rekening gehouden moet worden met een initiële stijging van de gemiddelde concentratie en de AOT40 voor gewassen. EMEP (1999) berekent tussen 1996 en 2010, als resultaat van NO_x én VOS beleid, een stijging van 8% in de gemiddelde concentratie en 4% in de AOT40. Wel wordt een positief resultaat gemeld over het terugdringen van episodische pieken; het product van hun grootte en aantal zal in 2010 85% lager zijn dan in 1996 (EMEP, 1999). Een en ander pleit voor het monitoren van ozon, NO_x en VOS in de atmosfeer om de voortgang van het ozonbeleid te volgen.

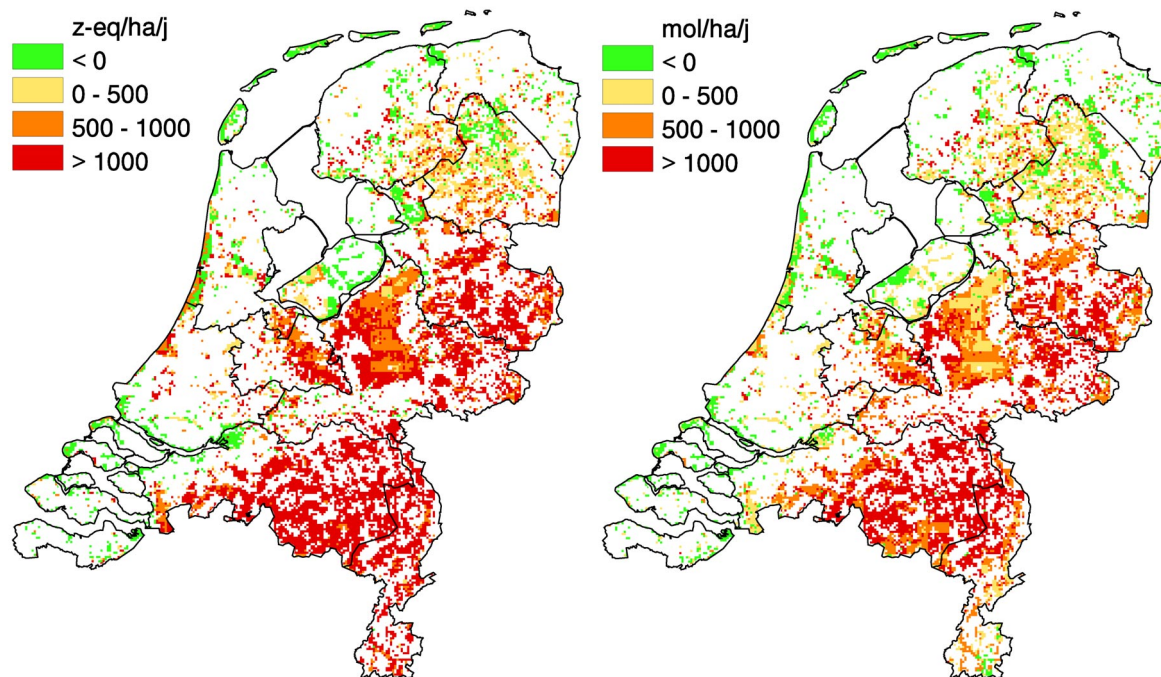
De toekomstige ontwikkeling in de concentratie van PM_{10} , laten door de afnemende emissies van fijn stof, NH_x , NO_y en SO_x , een algehele daling zien in het zichtjaar 2010. De jaargemiddelde concentratie over Nederland zal bij het referentie-scenario dalen tot $31\text{-}32 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Depositie

De gemiddelde depositie van potentieel zuur in 1997 bedroeg $3450 \text{ mol}/\text{ha}$, berekend volgens de methode uit de Milieuverkenningen, tegen $4100 \text{ mol}/\text{ha}$ volgens de Milieubalans-methode (daadwerkelijke meteo). In de Update-MV4 daalt de depositie van potentieel zuur bij uitvoering van het huidige beleid in 2010 tot ca. 2450 mol zuur/ha, zie *figuur 7.1*. Bij uitvoering van het Gothenburg protocol daalt de gemiddelde depositie in 2010 ten opzichte van de Update-MV4 met minder dan 100 mol zuur/ha. De regionale verschillen blijven bestaan, het niveau daalt in gebieden met intensieve veehouderij naar ca. $4000 \text{ mol H}^+/\text{ha}$ per jaar. De NMP3-doelstelling voor 2000 van $2400 \text{ mol H}^+/\text{ha}$ wordt in 2010 bijna gehaald bij uitvoering van het huidige beleid, maar in gebieden met een relatief hoge emissies blijven de depositieniveaus hoger.



Figuur 7.1. Potentieel zure depositie (links) en depositie van stikstof (rechts) in het Update MV4 scenario voor het jaar 2010.



Figuur 7.2. Overschrijding kritische depositieniveaus voor potentieel zuur (links) en voor stikstof (rechts), in het Update MV4 scenario voor het jaar 2010.

De gemiddelde depositie van totaal stikstofcomponenten in 1997 bedraagt 2450 mol N/ha, berekend volgens de methode van de Milieuverkenningen, tegen 3100 mol N/ha volgens de Milieubalansmethode (daadwerkelijke meteo). In de Update-MV4 bij uitvoering van het huidige beleid daalt de depositie van totaal stikstof in 2010 naar ca. 1800 mol N/ha. Bij handhaving van het Gothenburg protocol daalt de depositie tot zo'n 1750 mol N/ha. In gebieden met intensieve veehouderij daalt de depositie van totaal stikstofcomponenten naar ca. 3400 mol N/ha per jaar. De NMP3-doelstelling voor het jaar 2000 van 1600 mol N/ha wordt in 2010 bij uitvoering van het huidige beleid nog niet gehaald.

De kritische depositieniveaus voor potentieel zuur en stikstof worden in 2010 bij uitvoering van het huidige beleid nog steeds in delen van Nederland overschreden, met name in het zuiden en oosten van het land, zie *figuur 7.2*. De verspreidings- en depositieberekening die ten grondslag liggen aan de berekende overschrijdingskaarten vinden plaats op een gridgrootte van 5 bij 5 km. Bij kleinere gridcellen (op voorwaarde van voldoende nauwkeurige emissiebestanden) kan de overschrijding op natuur lager uitvallen, omdat het dan beter mogelijk is landbouw (bronnen) en natuur (receptor) ruimtelijk beter te scheiden. Daar staat tegenover dat geen rekening is gehouden met de mogelijke onderschatting die berekeningen voor ammoniak laten zien ten opzichte van de berekeningen. Ook is geen rekening gehouden met de huidige lagere depositie van basische kationen dan bij de bepaling van de kritische niveaus is aangehouden, waardoor de kritische niveaus mogelijk te hoog zijn ingeschat. Kortom: hoewel het beeld uit de overschrijdingskaarten een goede indicatie geeft van de belasting van de natuur, past enige voorzichtigheid bij het gebruik van precieze getallen op specifieke lokaties.

7.11 Opties voor aanvullend beleid

Update-MV4 omvat het huidige beleid. Er zijn echter meer maatregelen denkbaar en mogelijk dan in dit scenario verwerkt. In de navolgende tabellen worden per stof (*tabel 7.20: SO₂, tabel 7.21: NO_x, tabel 7.22: NH₃ en VOS*) en doelgroep opties besproken die tot extra emissiereducties kunnen leiden in 2010 ten opzichte van de Update-MV4. Er wordt tevens een indicatie van de kosten van de opties gegeven. Voor zowel de effecten als de bijbehorende kosten geldt dat ze *indicatief* zijn. De opties dienen om inzicht te geven in het reductiepotentieel bij de huidige stand ter techniek. Er worden slechts beperkt uitspraken gedaan over de haalbaarheid van het reductiepotentieel, welke afhankelijk is van de gekozen instrumentatie en de kosten.

Tabel 7.20. SO₂: Opties voor aanvullende reducties in 2010 (t.o.v. 2010-update-MV4).

		Update-MV4 2010-EC	Kosten indi- catie	Opmerking / Robuustheid
	SO ₂ : emissietotaal huidig beleid EC-2010	69		
1	Meelifteffecten klimaatbeleid 'maximaal' (uit: doorrekening klimaatnota)	-5	n.v.t (klimaatv.)	Zie paragraaf 7.3, aanvullend op 'daar genoemde harde' effecten. Optie betreft vervanging van 112PJ van de steenkoolinzet door aardgas en biomassa .
2	Volledige brandstofswitch van kolen naar aardgas bij centrales	-1	n.v.t (klimaatv.)	Aanvullend op optie-2. Energiecen- trales: geen inzet biomassa en KV- STEG over op aardgas (resterende SO2 emissie in de E-sector door met name inzet HO-COgas)
3	Raffinaderijen: ondervuring niet meer door vloeibare brandstof- fen (residuale stookolie) maar volledig door stookgassen	-7	++	Verdere reductie van raffinaderij emissies van 21 (huidig beleid) naar 14 mln kg
4	Verlaging S-gehalte stookolie voor zeevaart van 1.5 naar 1%	-3	++	
5	Verlaging S-gehalte stookolie voor zeevaart van 1.0 naar 0.5%	-2 a 3	++	Aanvullend op optie-4
6	Diverse aanvullende maatregelen in de industrie	-5	++	Divers pakket: procesoptimalisatie, sluiting/nieuwbouw, vervanging steenkool door aardgas (DSM), energieopwekking met aardgas i.p.v. S-houdende restproducten (stookolie, restgas), verminderd gebruik stookolie (bouwmat. Indu- strie). Maatregelen zijn in BMP2's als 'doorkijk naar 2010' aangegeven
7	Energieopwekking met zwavel- houdend restproducten (gas / vloeibaar) (verder) beperken door energie op te wekken met aardgas, en restproducten – in aanwezigheid van ontzwavel- lingsinstallatie- elders inzetten voor energieopwekking	-5	+ / ++	Nabijheid van afnemer bepaalt bij- behorende kosten.
8	CCF Hoogovens	-3	++++	CCF zal voor 2010 niet van de grond komen

[kosten indicatie: + = <1 nlg kg⁻¹, ++ = 1-5 nlg kg⁻¹, +++ = 5-15 gld kg⁻¹, ++++ > 15 gld kg⁻¹, ? = niet bekend, n.v.t. = geen verzeringskosten]

Tabel 7.21. NO_x : Opties voor aanvullende reducties in 2010 (t.o.v. 2010-update-MV4).

		Update-MV4 2010-EC	Kosten indi- catie	Opmerking / Robuustheid
	NO_x : emissietotaal huidig beleid EC-2010	272		
1	Aanscherping NO_x -emissienormen in de binnenvaart (2e fase normstelling naar Euro-3 nivo)	-10	+	60 miljoen stimuleringssubsidie (vervangingsregeling) is beschikbaar (maar normstelling ligt nog niet vast)
2	Verdere vervanging scheepsmotoren binnenvaart (versnelde penetratie 2e fase normstelling)	-10	+++	Verder reductie bovenop optie-1. Meerkosten van vroegtijdige vervanging (schadeloos stellen schippers) niet bekend. Kosten indicatief
3	Aanscherping emissienormen zeescheepvaart (tot nivo vergelijkbaar met vrachtwagen-Euro2)	0	?	Internationaal (wereld) draagvlak en afspraken vereist, zelfs bij snelle normstelling bijv. in 2005 is door trage vervangingssnelheid het effect in 2010 verwaarloosbaar. Potentiële reductie bij volledige penetratie (2020/2030) is ca. -15 mln kg
5	Meelift effecten nieuw klimaatbeleid 'maximaal' (uit: doorrekening klimaatnota)	-4,5	n.v.t. (kosten klimaatv.)	Aanvullend op de harde effecten. Door verdergaande energiebesparing en vervanging van 112PJ van de steenkoolinzet door aardgas en biomassa. Ca. 2,5 mln kg valt onder industriële bronnen (en overlapt met kostenverevening)
6	Volledige brandstofswitch van kolen naar aardgas bij centrales	-0,5	n.v.t (kosten klim.v.)	Aanvullend op optie-5. Energiecentrales: geen biomassa inzet en ook KV-STEG over op aardgas
7	Aanscherping Bees voor kleine stookinstallaties (industrie & overige energie sector)	-5	++	Veronderstelde aanscherping tot 25 g GJ ⁻¹ voor nieuwe en 50 g GJ ⁻¹ voor bestaande motoren
8	Aanscherping Bees voor gasmotoren (hdo en landbouw)	-7	++	Veronderstelde aanscherping tot 25 g GJ ⁻¹ voor nieuwe en 50 g GJ ⁻¹ voor bestaande motoren
9	Ultra-low NO_x (ULN) kleine gasturbines i.p.v. gasmotoren bij parkuitbreiding	-1	++++	Aanvullend op optie 7 en 8. Het gaat om ca. 80 PJ aardgas in nieuwe WKK-eenheden (tot aan 2010) die ongeveer 10 g GJ ⁻¹ presteren tegen 25 g GJ ⁻¹ volgens aan te scherpen Bees
10	Vervanging van de helft van de huidige gasmotoren door ULN-gasturbines	-1,5	++++	50 g GJ ⁻¹ motoren worden vervangen door ULN turbines
11	Uitputtend gebruik van SCR in de KV-sectoren (volledig 'benutting' reductiepotentieel uit Kostenverevenings-studie van Stork)	-20	++ +++	Ca. 5 mln kg Ca. 15 mln kg Gedeeltelijke overlap met 'klimaat' opties 5+6
12	Versnelde vervanging CV-ketels consumenten	-8	++++	Versnelde vervanging oude ketels met hoge emissiefactoren

[kosten indicatie: + = <1 nlg kg⁻¹, ++ = 1-5 nlg kg⁻¹, +++ = 5-15 gld kg⁻¹, ++++ > 15 gld kg⁻¹, ? = niet bekend, n.v.t. = geen verzuringskosten]

Tabel 7.22. *NH₃ en VOS: Opties voor aanvullende reducties in 2010 (t.o.v. 2010-update-MV4).*

	Update-MV4 2010-EC	Kosten indi- catie	Opmerking / Robuustheid
NH ₃ : emissietotaal huidig beleid EC-2010	155		
Verdere opties:			
1 AMvB Huisvesting; huidige voorstellen varkens/kippen, zonder rundvee	- 14	+++	reductie t.o.v. ref.nivo
2 AMvB Huisvesting; huidige voorstellen varkens/kippen, 20% reductie melkveestallen.	-18	+++	aanscherping optie 1: reductie t.o.v. ref.nivo,
3 AMvB Huisvesting; huidige voorstellen varkens/kippen, 30% reductie melkveestallen.	-20	++++	aanscherping optie 2: reductie t.o.v. ref.nivo
4 Variant 3 plus een extra reductie van de varkensstapel van 25% t.ov. de autonome ontwikkeling. Gelijkelijk verdeeld over fokvar- kens en mestvarkens.	-27	++++	aanscherping optie 3; reductie t.o.v. ref.nivo
5 Aanscherping uitrijregels gras- land en bouwland (onderwerking binnen 4 uur)	-15	++	aanvullend op opties 1-4: dus extra reductie bovenop optie 1, 2, 3 of 4
6 Aanscherping uitrijregels gras- land en bouwland (onderwerking direct)	-20	++	aanscherping optie 5. aanvullend op opties 1-4: dus extra reductie bovenop optie 1, 2, 3 of 4
VOS: emissietotaal huidig beleid EC-2010	190		nadere kwantificering van genoemde opties vindt momenteel plaats i.k.v. het 'Vos reductiepotentieel onder- zoek'
VOS-arme industriële verven	-7	+	
VOS-arme grafische industrie	-3	+	
Verlaging VOS-% consumenten producten		+	
Overige maatregelen(chemie, op- en overslag, e.a.)			

[kosten indicatie: + = <1 nlg kg⁻¹, ++ = 1-5 nlg kg⁻¹, +++ = 5-15 gld kg⁻¹, ++++ > 15 gld kg⁻¹, ? = niet bekend, n.v.t. = geen verzuringskosten]

NH₃-opties

AMvB Huisvesting (emissie-arme stallen)

De AMvB zal normen voor de emissie per dier uit stallen gaan bevatten. De voorstellen voor de AMvB van medio 1999 komen neer op een emissiereductie ten opzichte van huidige stallen van circa 70% voor pluimvee, 30% voor mestvarkens en 60% voor fokvarkens. Medio 1999 was het nog geen uitgemaakte zaak of er normen voor rundveestallen zullen worden voorgeschreven, en op welk niveau die normen worden vastgesteld. De normen gelden in eerste instantie alleen voor nieuwbouw en uitbreiding. Voor bestaande stallen komt een overgangstermijn tot 2008/2010. Technisch zijn er grotere emissiereducties mogelijk, maar deze zijn op dit moment nog zo duur dat ze niet zijn opgenomen in de voorgestelde AMvB.

Tabel 7.23. *Normen AMvB Huisvesting t.a.v. emissie-arme stallen.*

	Nieuwe norm
	Kg NH ₃ /dierpl.
Vleesvarkens	1,2
Kraamzeugen	3,2
Leghennen grondhuisvesting	0,09
Leghennen batterijhuisvesting	0,035

Bron: fax VROM-DGM dd 18-8-1999

Er zijn 4 varianten voor de AMvB huisvesting doorgerekend, zie *tabel 7.24*:

1. AMvB Huisvesting; voorstellen varkens/kippen van medio 1999, geen verplichting voor emissie-arme rundveestallen.
2. AMvB Huisvesting; voorstellen varkens/kippen van medio 1999, 20% emissiereductie melkveestallen.
3. AMvB Huisvesting; voorstellen varkens/kippen van medio 1999, 30% emissiereductie melkveestallen.
4. AMvB variant 3 plus een extra reductie van de varkensstapel van 25% t.o.v. de autonome ontwikkeling. Gelijkelijk verdeeld over fokvarkens en mestvarkens.

Tabel 7.24. NH₃-emissie uit stallen in 2010 bij 4 varianten.

	1995	EC 2010	AMvB Huisves- ting var.1	AMvB Huisvesting var.2	AmvB Huisves- ting var.3	25 % krimp varkens boven op autonome ontw. var . 4
	mln kg NH ₃					
Totaal dierlijke mest	77,7	61,2	45,0	40,4	38,2	35,8
w.v. Rundvee	33,6	28,2	28,2	23,7	21,4	21,4
w.v. Varkens	33,6	22,2	9,4	9,4	9,4	7,0
w.v. Pluimvee	10,5	10,8	7,4	7,4	7,4	7,4

Mestaanwending

Bij mestaanwending is een verdere emissiebeperking mogelijk door het aanscherpen van de uitrijregels voor mestaanwending. Hiervoor zijn twee varianten bekeken:

1. verscherping uitrijregels voor mestaanwending op gras op zand: alle mest in de grond gebracht (emissie-effect minimaal gelijk aan zodebemesting) en verscherping uitrijregels voor mestaanwending bouwland: binnen 4 uur onderwerken;
2. idem, maar dan directe onderwerking van mest op bouwland i.p.v. binnen 4 uur.

Voor een nauwkeurige effectberekening moeten beide varianten per bodemtype worden doorgerekend, dat is niet gebeurd. De resultaten zijn daarom slechts indicatief.

Bij het huidige beleid is uitgegaan van volledige toepassing van de sleepvoetenmachine op grasland. Indien voor gras op zand technieken verplicht worden die minimaal gelijk zijn aan zodebemesting zal de emissie daar afnemen met 60% (afname van de vervluchtigingsfactor van 28,75% van N_{min} naar 11%). Gras op zand is circa 50% van het totale areaal grasland. Op het totale grasland zal de emissiereductie bij aanwenden dan circa 30% bedragen.

Op bouwland is de gemiddelde vervluchtigingsfactor in het update MV4 scenario 47% van N_{min}. Indien de regelgeving zodanig wordt aangescherpt dat overal binnen 4 uur onderwerkt wordt daalt de gemiddelde vervluchtigingsfactor tot 40% van N_{min}. Indien de aangescherpte regelgeving leidt tot het overal direct onderwerken van mest, dan zal de gemiddelde emissiefactor 23% van N_{min} bedragen. Direct onderwerken leidt dus tot een verlaging van de emissie bij aanwenden met 50%, binnen 4 uur onderwerken tot een emissiereductie van 15%.

Circa 2/3 deel van de N uit dierlijke mest wordt aangewend op grasland, en circa 1/3 deel op bouwland (inschatting op basis modelruns 2020). De aanwendingsemisatie bedraagt in 2010 in Update-MV4 circa 60 miljoen kg NH₃. Indien op bouwland direct onderwerken verplicht wordt en op gras op zand een techniek gelijkwaardig aan zodebemesting dan zal de emissiereductie circa 20 miljoen kg NH₃ bedragen. Indien op bouwland onderwerken binnen 4 uur

verplicht wordt en op gras op zand een techniek gelijkwaardig aan zodebemesting dan zal de emissiereductie circa 15 miljoen kg NH₃ bedragen.

7.12 Onzekerheden

De toekomst is per definitie niet voorspelbaar. Scenarioberekeningen zijn bedoeld om middels als-dan constructies mogelijke toekomstige ontwikkelingen te verkennen. Het gebruik van meerdere scenario's om verschillende toekomstige ontwikkelingen te verkennen is daarom veelal aan te raden. De referentiescenario's zoals hier gebruikt hebben in zichzelf al een niet voorspellende waarde. Ze bevatten immers alleen het huidige beleid, bedoeld om aan te geven welke discrepanties bestaan tussen beleidsdoelen en het effect van de ingezette beleidsinstrumenten. Dit geeft de beleidsmaker informatie om de beleidsinspanning of de doelen bij te sturen.

De kwaliteit van de beschrijving van de toekomst is afhankelijk van de informatie over het heden (het startpunt van de berekeningen), de veronderstellingen over maatschappelijke ontwikkelingen en economische groei en niet in de laatste plaats de veronderstellingen over de effectiviteit van het beleid. De economische, maatschappelijke en -met name- beleidsontwikkelingen veranderen in de tijd en leiden tot aanpassingen van de emissieverwachting voor 2010. In het navolgende worden de belangrijkste conclusies van de update-MV4 gepresenteerd, in het perspectief van de 2010-scenario-uitkomsten uit vorige verkenningen, zie *tabel 7.25*.

Tabel 7.25. Emissieverwachtingen (miljoen kg) voor 2010 bij vastgesteld beleid in de opeenvolgende Milieuverkenningen.

	SO ₂	NO _x	NH ₃	VOS	PM10
Prognose 2010 bij vastgesteld beleid:					
MV1 (Zorgen voor Morgen , 1988)	227	497	168	418	-
MV2 (1989)	93	285	104	210	-
MV3 (1993)	94	323	75	250	51-66
MV4 (1997)	92	390	112	233	32
Update-MV4 (1999)	69	272	155	190	27
MV5 (2000)	65	272	155	189	27
CLRTAP-doelen 2010	50	266	128	191	-
NMP-doelen 2000/2005	92	249	80	193	-
NMP-doelen 2010	56	120	54	117	-

MV3 getallen betreffen ER scenario, MV4, Update-MV4 en MV5 betreffen EC scenario. CLTRAP doelen betreffen het Gothenburg protocol, de in het kader van de Conventie voor 'Long range transboundary air pollution' gemaakte internationale afspraken over nationale emissieplafonds in 2010.

Door de jaren heen is in de scenario's uitgegaan van een economische groei van circa 3% per jaar. Het fossiele energiegebruik dat in 1989 (MV-1) werd voorzien voor 2010 lag op ca. 3400 PJ, vergelijkbaar met de huidige prognose voor 2010. Wel is de inzet van kolen veel lager, en van aardgas veel hoger, dan destijds voorzien.

De SO₂-emissieverwachtingen voor 2010 zijn consequent naar beneden zijn bijgesteld als gevolg van effectieve implementatie van het beleid en steeds verdere beleidsontwikkeling. De NMP-doelen voor 2000/2005 liggen binnen bereik. Nieuw beleid in de update-MV4, bij verkeer en raffinaderijen, resulteert in 21 mln kg extra SO₂-reductie in 2010, wat echter nog onvoldoende is om de 2010 doelstelling te halen.

Voor NO_x zijn de emissieverwachtingen in MV3 en MV4 t.o.v. MV2 naar boven bijgesteld vanwege de (veel) hogere groei van het wegverkeer en het energiegebruik dan eerder verondersteld. Volgens de huidige ramingen zal de automobilititeit in 2010 ruim 10% hoger liggen

dan ten tijde van de MV2 werd verondersteld en het vrachtautoverkeer zelfs 20%. In de update-MV4 is rekening gehouden verder aangescherpt milieubeleid bij de doelgroepen Verkeer (Euro-normstelling) en de grote industriële stationaire bronnen (invoering van het instrument kostenverevening). Dit leidt voor NO_x in de update-MV4 tot een sterk verlaagde emissieverwachting voor 2010 t.o.v. de MV4. Echter, met de verwachte emissiedaling zal de 2000-doelstelling ook in 2010 niet gehaald worden en blijft de huidige 2010-doelstelling ver buiten bereik.

De NH_3 -emissieverwachtingen zijn vanaf de MV3 sterk naar boven bijgesteld; bij de bestrijding van de NH_3 -emissies zijn in de loop der tijd een aantal technologische tegenvallers opgetreden en inkrimping van de veestapel bleek moeilijker dan ten tijde van de MV1 en MV2 werd voorzien. Daarnaast bleek het effect van het onderwerken van mest minder groot dan eerder verondersteld. Ook de doorrekening van het huidige beleid in het update-MV4 scenario leidt opnieuw tot een bijstelling naar boven. Daarbij moet worden opgemerkt dat er veel nieuw landbouwbeleid op stapel staat, dat echter nog niet als 'huidig' beleid gedefinieerd is.

De VOS emissieprognoses zijn na MV2 enigszins naar boven bijgesteld door de veel sterkere mobiliteitsgroei dan eerder verondersteld. In de MV4 en de update-MV4 wordt door verdere aanscherping van het EU-beleid een sterke afname van de verkeersemissies berekend. Wat betreft het KWS2000 beleid, gericht op reductie van VOS-emissies uit industrie, kleine bedrijven en huishoudens, werd in de MV3 nog uitgegaan van het volledig realiseren van de doelstellingen uit het KWS2000 programma in 2000. In de MV4 werd deze prognose (sterk) naar boven bijgesteld op basis van de beschikbare monitoringsgegevens. In de update-MV4 wordt ingeschat dat nieuw VOS-beleid (Arbo-regelgeving en EU-oplosmiddelenrichtlijn) alsmede een inschatting van 'meelift' effecten daarvan, circa 28 mln kg extra reductie op ten opzichte van de MV4. Daarmee wordt ten opzichte van 1995 een halvering van de VOS-emissies berekend, en wordt de nationale doelstelling voor 2000 (197 mln kg) 10 jaar later gehaald. De huidige doelstelling voor 2010 blijft echter ver buiten bereik.

In MV-1 was de aandacht voor fijn stof met name gericht op deelaspecten; lokale (binnensteden) overschrijdingen van 'zwarte rook' en emissies van deeltjesgebonden zware metalen. Inmiddels zijn overschrijdingen van de luchtkwaliteit voor deze aspecten nauwelijks nog aan de orde, door succesvol beleid binnen de doelgroepen verkeer en industrie. De afgelopen jaren is er een toenemende aandacht voor de negatieve gezondheidseffecten van fijnstof, waarbij de totale concentratie van fijnstof als meest geschikte indicator wordt beschouwd. Aan deze totale concentratie dragen bij, emissies van primair fijnstof (als deeltjes geëmitteerd aan de bron), secundair fijnstof (gevormd in de atmosfeer uit o.a. SO_2 , NO_x , NH_3), bodemstof en zeezout. De kennis rond fijnstof is nog sterk in ontwikkeling. Door nieuwe inzichten zijn de emissieschattingen voor primair fijnstof sinds de MV3 regelmatig bijgesteld, hetgeen ook heeft doorgewerkt in de prognoses voor 2010. Voor de update-MV4 geldt dat er slechts beperkt nieuw beleid is (verkeer) dat leidt tot extra reducties van emissies van primair fijnstof.

Een extra onzekerheidsfactor bij de berekening van toekomstige emissieniveaus is dat in veel situaties het aandeel van de minder goed bekende bronnen, met bijbehorende relatief grotere onzekerheid, toeneemt. Het beleid is vaak gericht op de beter bekende bronnen, bijvoorbeeld de grote puntbronnen.

Bij zowel NO_x als SO_2 wordt zeescheepvaart (binnengaats en stilliggen) in 2010 de dominante bron binnen verkeer- en vervoer. De emissieschattingen van zeescheepvaart zijn echter behoorlijk onzeker. Het gerealiseerde volume en de geprognosticeerde volume-ontwikkeling op

Nederlands grondgebied, op basis van scheepsbewegingen en tonnen op- en overslag, kunnen slechts ruw worden geschat. Daarnaast is het voor emissieschattingen noodzakelijk deze scheepsbewegingen en het brandstofverbruik tijdens op- en overslag te verdelen over de ingezette scheepstypen (in feite over motortypen) en de kwaliteit van de ingezette brandstof. Deze verdelingen zijn veelal ook slechts zeer ruw bekend.

Het emissieaandeel van kleine bronnen in de industrie, landbouw en gebouwde omgeving neemt toe van ca. 35% in 1995 naar 50% in 2010. Deze emissies hebben een relatief grotere onzekerheid omdat ze veelal op basis van 'collectieve' gegevens geschat worden.

De grootste onzekerheid bij verzurende emissie blijft ook in de toekomst bestaan bij VOS. VOS-emissies vinden diffuus plaats en betreffen meestal procesemissies (verdamping tijdens productie of gebruik van VOS-houdende producten). Ook de emissies bij verkeer gelden als relatief onzeker omdat ze grotendeels worden veroorzaakt door de zogeheten 'koude start', en niet gekoppeld zijn aan brandstofinzet of aantal verreden kilometers. Een andere belangrijke onzekere post is de emissie door het stoken van openhaarden en houtkachels.

De dominante PM10 bronnen in 2010 zijn de scheepvaart, mobiele werktuigen en openhaarden en houtkachels. Voor al deze categorieën geldt dat de emissieschattingen onzeker zijn, met een bandbreedte van -50 / +200% (Wesselink *et al.*, 1998).

In algemene zin kan gesteld worden dat het doorgerekende huidige beleid zich richt op de 'stuurbare' broncategorieën. Daarmee neemt in 2010 het relatieve aandeel van 'diffuse' broncategorieën in het emissietotaal, met meer onzekere emissieschattingen, toe. Wanneer aanvullend beleid zich gaat richten op deze broncategorieën verdient het de aanbeveling onderzoek te doen naar de kwaliteit van de emissie-inschattingen. Nader onderzoek kan leiden tot aanpassingen van de op dit moment gehanteerde emissieschattingen -hoger danwel lager- waarmee tevens de afstand tot het emissieplafond (doelstellingen) in 2010 verandert.

7.13 Conclusies

De milieukwaliteit zal in de periode tot 2010 verder verbeteren wat betreft verzuring. Echter niet alle doelen zijn dan binnen bereik.

De uitkomsten van de scenarioberekeningen in dit hoofdstuk bevestigen de conclusie uit de vierde Milieuverkenning dat de emissiedoelstellingen uit NMP3 voor 2010 van NH₃ en NO_x bij uitvoering van het huidig beleid niet gehaald worden. Hierdoor blijven ook de depositiedoelen voor 2010 buiten bereik. De luchtkwaliteitsdoelen worden in vrijwel het hele land gehaald. Alleen voor NO₂ en PM10 kan in steden op drukke straten in 2010 overschrijding van de doelen optreden.

De toekomstige ontwikkeling van de ozonconcentratie blijft met onzekerheden omgeven. Het lijkt er echter op dat de piekniveaus zullen dalen. De ozondoelstelling voor vegetatie wordt waarschijnlijk in 2010 niet gehaald. Het is zelfs onduidelijk of voor deze laatste parameter in de periode tot 2010 verbetering optreedt. Mogelijk zijn daartoe veel drastischer emissiereducties van NO_x en VOS vereist.

De depositiedoelen uit NMP3 voor potentieel zuur en stikstof voor het jaar 2010 blijven bij het huidig beleid buiten bereik. Ook uitvoering en handhaving van het Gothenburg protocol is

onvoldoende om deze doelen te bereiken. Bij uitvoering van het huidig beleid worden de NMP3 depositiedoelen voor 2000 ook in 2010 gemiddeld over Nederland nog niet bereikt. Met name in het zuiden en oosten van het land worden de kritische depositieniveaus in 2010 nog steeds overschreden.

8. Aanbevelingen en conclusies

Verzuring is een van de oudste thema's in het milieubeleid. Inspanningen hebben geleid tot een duidelijke verbetering van de milieukwaliteit nu ten opzichte van 1980, referentiejaar voor het verzuringsbeleid. De verwachting indertijd was dat de emissies van verzurende stoffen en de bijbehorende milieudruk zouden toenemen. Mede door het gevoerde beleid is deze verwachting niet uitgekomen. De emissies zijn sinds 1980 vele tientallen procenten gedaald, met als gevolg lagere concentraties van verzurende stoffen in de lucht en minder neerslag (depositie) op natuur. Desondanks leiden de huidige niveaus nog steeds tot ongewenste effecten op de natuur en de gezondheid van mensen.

Ondanks de successen zijn veel van de beleidsdoelen voor het jaar 2000 niet gehaald en ook de NMP3-doelen voor 2010 lijken alleen tegen grote inspanningen haalbaar. Internationaal zijn in het kader van de UN-ECE plafonds afgesproken (het Gothenburg protocol) voor de emissies van verzurende stoffen in het jaar 2010. In de EU is een richtlijn (NEC-directive) voor de emissies van verzurende stoffen in voorbereiding. De emissieplafonds die in het Gothenburg protocol zijn afgesproken, zijn voor Nederland hoger dan de vigerende emissiedoelen uit het Nationaal Milieubeleidsplan 3.

De emissiedoelen uit NMP3 zijn eind jaren tachtig vastgelegd in het Bestrijdingsplan Verzuring en het eerste Nationaal Milieubeleidsplan. Ze zijn afgeleid van depositiedoelstellingen, gebaseerd op de toenmalige kennis over de effecten van verzuring, waarbij een afweging is gemaakt welke mate van bescherming van de natuur in 2010 gewenst zou zijn. Dit rapport geeft een overzicht van de huidige stand van wetenschappelijke kennis van verzuring, bedoeld als bouwsteen van de in het Derde Nationaal Milieubeleidsplan aangekondigde evaluatie van de verzuringdoelstellingen.

Het beleidsthema verzuring heeft een brede invulling. Van oorsprong valt hier de depositie van zure componenten (zure regen), de depositie van stikstof (vermestende werking op natuur) en de vorming van ozon op leefniveau (zomersmog) onder. Hoewel lange tijd de meeste aandacht bij verzuring toch uitging naar de depositie van zuur en stikstof is ozon internationaal (UN-ECE en de EU) en nationaal weer terug als integraal onderdeel van verzuring. Bovendien is de laatste jaren fijn stof aan het thema verzuring toegevoegd. De naamgeving van het beleidsthema leidt soms tot enige onduidelijkheid. In de beeldvorming wordt verzuring veelal geassocieerd met de zure regen en in veel mindere mate met de andere onderdelen van dit beleidsthema. Verzuring en grootschalige luchtverontreiniging is een betere weergave van het beleidsterrein.

De integrale aanpak die thans in het (internationale) beleid wordt voorgestaan, ook wel multi-pollutant multi-effect beleid genoemd), heeft als groot voordeel dat de emissiedoelen robuuster zijn dan wanneer de doelen rusten op slechts één effect. Immers er kan vanuit meerdere effecten terug geredeneerd worden wat een wenselijke en effectieve emissiereductiestrategie is, waarbij de basis onder het beleid niet direct wegvalt als de wetenschappelijke inzichten in een van de effecten veranderen.

8.1 Verspreiding van verzurende stoffen: nieuwe vragen

Reeds jaren geleden was het idee dat verzuring goed begrepen werd. De verminderde uitstoot van zure stoffen en lagere milieudruk van nu hebben echter consequenties voor de

onderbouwing en met name de nauwkeurigheid waarmee uitspraken kunnen worden gedaan over de effecten en (kosten)effectiviteit van het beleid. Een aantal onderwerpen die tien jaar geleden bij de toen geldende niveaus van verzuring voldoende nauwkeurig werden begrepen (bijvoorbeeld natuurlijke achtergronden; basische kationen; doorwerking van verminderde zwavelconcentraties op de reactieverhoudingen in de atmosfeer), zorgen bij de huidige verzuringsniveaus voor onzekerheden in de uitkomsten die soms groter zijn dan het effect van dure technische maatregelen.

De belangrijkste zwakke plekken in de wetenschappelijke kennis over de verspreiding van verzurende stoffen zijn op dit moment:

1. De emissie en depositie van ammoniak;
2. De bodemchemie (potentieel zuur versus actueel zuur);
3. De modellering van ozonconcentratie;
4. De emissie en depositie van basische kationen;
5. Natuurlijke emissies en achtergrondconcentraties;
6. Ruimtelijke dimensie van emissie- en verspreidingsberekeningen.

Deze punten worden in het navolgende nader geduid.

Ammoniak

Tussen de berekende en gemeten ammoniakconcentraties bestaan aanzienlijke verschillen (het zogeheten ammoniakgat), zowel in absolute niveaus als in de trend. Onderschatting van de emissies verklaart een deel van dit verschil. Een ander deel van het verschil is terug te voeren op de modellering van de luchtconcentratie en depositie. De verminderde concentratie van zwaveldioxide leidt tot een verhoging van de ammoniakconcentratie in de atmosfeer. Maar ook als met deze aspecten rekening wordt gehouden is nog steeds sprake van een onverklaard verschil tussen metingen en berekeningen.

Een belangrijk element van deze onzekerheid hangt samen met de onzekerheid in de kennis over het depositieproces. Het meten van een deel van de depositie (de droge depositie) is technisch complex, omdat het gaat om het meten van kleine concentratieverschillen in het verticale vlak. Er zijn weinig metingen beschikbaar en de nauwkeurigheid is beperkt. Bovendien is het niet goed mogelijk om de uitkomsten naar een landelijke niveau te vertalen gegeven de verschillende oppervlaktekarakteristieken. Ook speelt de vraag of de veranderde concentratie van met name zwaveldioxide niet leidt tot andere depositiesnelheden dan in het verleden zijn gemeten (co-depositie). In het kader van het onderzoek naar de verschillen tussen gemeten en berekende ammoniakconcentraties is hernieuwde aandacht voor het depositieproces noodzakelijk.

Bodemprocessen (potentieel versus actueel zuur)

De depositiedoelen voor verzuring zijn uitgedrukt als potentieel zuur. Dit is een eenvoudige maat om de verschillende stoffen onder een noemer te brengen. De uitwerking van de depositie (actueel zuur) is afhankelijk van opname door planten, uit- en afspoeling, denitrificatie, enz. Dit verschil tussen potentieel en actueel zuur is zodoende sterk afhankelijk van de dikte van de bodemlaag die wordt beschouwd en van de specifieke locatie. Hoewel in de modellering van de effecten met deze processen rekening wordt gehouden is de empirische basis beperkt. Deze onzekerheid betreft vooral verzuring en veel minder de vermestende werking. Meer aandacht voor de doorwerking van de verschillende stoffen en de tijdsafhankelijkheid, als gevolg van de bufferende werking van de bodem, is wenselijk.

Modellering van de ozonconcentratie

De ozonchemie in de lucht is niet-lineair en complex door het grote aantal stoffen dat een rol speelt. De afgelopen jaren is slechts beperkt aandacht besteed aan de modellering van ozon, hetgeen in schril contrast staat met de recente (internationale) beleidsmatige aandacht. De afwegingen gemaakt in de voorbereiding van het Gothenburg protocol van de UN-ECE en de EU NEC-richtlijn berusten voor een deel op de effecten die de emissieplafonds zouden kunnen hebben op de vermindering van de ozonconcentraties. De EU heeft een aparte dochterrichtlijn voor ozon in voorbereiding. De berekende effecten van emissiebeperkingen zijn met grote onnauwkeurigheden omgeven en uitspraken over de beleidseffectiviteit zijn dus moeilijk te geven. Meer aandacht hiervoor lijkt wenselijk.

Basische kationen

De depositie van basische kationen kan een deel van de zure neerslag compenseren. In APV 3 is er voor het eerst aandacht aan besteed. Het idee is dat de neerslag van basische kationen in de loop van de tijd verminderd is, echter dit is niet systematisch onderzocht. Bij de hoge depositieniveaus van potentieel zuur en stikstof in het verleden was de compenserende bijdrage van de basische kationen beperkt (minder dan 10%). Maar met het verminderen van de zure depositie is meer inzicht in de bijdrage van de basische kationen (mogelijk meer dan 20%) wenselijk.

Natuurlijke bronnen en achtergrondconcentraties

Natuurlijke bronnen en transatlantische luchtverontreiniging zijn een andere bron van onzekerheid bij de verklaring van de luchtkwaliteit. Mogelijk verklaren natuurlijke emissies een deel van het verschil tussen gemeten en berekende concentraties van ammoniak, maar ook de aanwezigheid van verzurende componenten uit natuurlijke bronnen en door transatlantisch transport heeft bij lagere Europese emissies een groter aandeel en wordt daarmee relatief belangrijker.

Ruimtelijke dimensie

De effecten, met name op natuur, kunnen op een steeds fijner grid worden weergegeven en gepresenteerd. De emissiebestanden en de verspreidings- en depositieberekeningen kennen een veel grovere resolutie. Het verfijnen van de verspreidingsberekeningen, onder voorwaarde dat de emissiebestanden ruimtelijk gedetailleerder worden, kan mogelijk leiden tot nauwkeurigere depositieberekeningen. Door bij de verspreidingsberekeningen met een kleinere gridgrootte te rekenen kan een betere scheiding tussen landbouw (bronnen) en natuur (receptor) worden bereikt. Dit kan enerzijds leiden tot lagere berekende depositieniveaus op natuur bij eenzelfde gemiddelde depositie voor Nederland als geheel. Anderzijds echter kan dan de ruwheid van het oppervlak beter worden meegenomen in de berekeningen hetgeen leidt tot hogere berekende depositieniveaus op bos en lagere op gras en heidegebieden.

De verspreiding en depositie van stoffen kennen een sterke meteo-afhankelijkheid en hebben daardoor een grote variatie. Bovendien zijn, zoals eerder aangegeven, de verspreiding en depositie op een aantal punten met grote onzekerheden omgeven. Het ruimtelijk gedetailleerd presenteren van overschrijdingen van kritische niveaus dient dus met enige terughoudendheid te gebeuren. Meer onderzoek naar de effecten van gridgrootte op de uitkomsten en nauwkeurigheid is dringend gewenst.

8.2 Luchtkwaliteit: vooral effecten door ozon en fijn stof

In het verleden lag de nadruk bij de gezondheidseffecten vooral op SO₂. Door de daling van de SO₂-emissies is de concentratie in de atmosfeer zodanig laag dat er nauwelijks meer gezondheidseffecten te verwachten zijn. Ook de atmosferische concentratieniveaus van NO₂ en NH₃ zijn zo laag dat negatieve gezondheidseffecten op grote schaal onwaarschijnlijk zijn. Lokaal kunnen NO₂ (bij drukke verkeerswegen) en NH₃ (gebieden met intensieve landbouw) concentraties echter hoger zijn, en mogelijk tot gezondheidsschade (NO₂) en schade aan gewassen en natuurlijke vegetatie (NH₃) leiden. Bij de huidige luchtverontreinigingsniveaus veroorzaken vooral ozon en fijn stof gezondheidsschade.

Van ozon is veel toxicologische kennis, waardoor gezondheidseffecten van ozon als astma klachten, ziekenhuisopname en (vervroegde) sterfte, zoals waargenomen in de epidemiologie, plausibel zijn. Voor fijn stof bestaat nog onvoldoende inzicht in de specifieke fracties in relatie tot blootstelling en gezondheidsrisico's, zodat een kwantitatieve analyse maar beperkt mogelijk is. De kennis over de gezondheidseffecten is bijna uitsluitend gebaseerd op de epidemiologie, zonder dat de toxicologie inzicht geeft in causaliteit, plausibiliteit en verantwoordelijke fracties.

Deeltjesvormige luchtverontreiniging was een belangrijk onderwerp in het luchtbeleid vanwege de bijdrage die het leverde aan de beruchte wintersmogepisoden in de jaren zestig. De aandacht ging toen vooral uit naar de zogeheten zwarte rook. De concentraties van zwarte rook worden nog steeds gemeten, echter er is al jaren geen overschrijding van de normen meer waargenomen. Recent staat de deeltjesvormige luchtverontreiniging zowel in de Verenigde Staten als in Europa, hoog op de agenda vanwege de vermeende gezondheidseffecten. De aandacht gaat daarbij geheel uit naar de kleine deeltjes. Fijn stof is deels een gevolg van directe emissies, het zogeheten primair fijn stof, deels wordt het gevormd uit andere stoffen die in de lucht aanwezig zijn zoals de verzurende stoffen en koolwaterstoffen.

Ondanks het grote belang dat aan fijn stof wordt toegekend, is het wetenschappelijk nog met grote onzekerheden omgeven:

- meetmethoden verschillen tussen landen en leiden tot verschillende uitkomsten;
- de gemeten concentraties kunnen nog niet met modellen uit emissies berekend worden;
- het is nog onduidelijk welke fractie verantwoordelijk is voor de gezondheidseffecten.

De effecten van langdurige blootstelling aan ozon en deeltjesvormige luchtverontreiniging zijn minder goed bekend dan die van kortdurende blootstelling. Deze effecten zijn waarschijnlijk niet te verwaarlozen, maar kunnen (nog) niet worden gekwantificeerd.

Ozon is ook de belangrijkste component die schade oplevert aan ecosystemen en gewassen. De Europese normen voor ozon bieden in Nederland slechts beperkte bescherming tegen schade. Er bestaat thans geen luchtkwaliteitsnorm voor ammoniak, hoewel er wel aanwijzingen zijn dat bij de huidige concentraties van ammoniak effecten op gewassen en ecosystemen kunnen optreden.

Schade aan materialen is bij de huidige concentraties in Nederland is nauwelijks een thema, hoewel de onderhoudsfrequentie voor verven en kunststoffen hoger is dan bij een geheel schone lucht het geval zou zijn. Vooral ozon speelt bij de huidige concentraties een rol.

8.3 Depositie: soortenrijkdom als nieuwe maat

Nieuw ten opzichte van het Bestrijdingsplan Verzuring en ook ten opzichte van de Derde fase van het Additioneel Programma Verzuringsonderzoek (APV-3) is dat het nu veel beter mogelijk is om de gevolgen van depositie van zuur en totaal stikstof op de soortensamenstelling van ecosystemen vast te stellen. Met de huidige kennis kan voor de soortensamenstelling (natuurwaarde) van vegetatie en vennen, voor wortelschade en houtgroei (beide indicatoren voor bosvitaliteit), bodem- en grondwaterkwaliteit bepaald worden welke depositieniveaus maximaal mogen optreden om een bepaalde kwaliteit te bereiken. Tevens kan gebruik gemaakt worden van gedetailleerdere ruimtelijke gegevens voor bodem, grondwater en vegetatie (250 bij 250 meter). De kritische depositieniveaus zijn afhankelijk van bodemsoort, vegetatie en grondwater en verschillen van locatie tot locatie aanzienlijk.

De kritische depositieniveaus voor ecosystemen (soortensamenstelling/biodiversiteit) liggen op de meeste plaatsen lager dan die waarbij wortelschade en aantasting van de houtgroei optreden. Het ligt voor de hand de indicatoren voor wortelschade en houtgroei, die een belangrijke rol speelden bij het vaststellen van beleidsdoelen, te vervangen door de indicator soortensamenstelling. De vennen behoren tot de meest gevoelige natuurtypen. Een prettige bijkomstigheid is dat de kritische niveaus voor soortenrijkdom door empirisch onderzoek bevestigd worden.

Een vergelijking van de kritische depositieniveaus uit deze studie met eerdere studies laat de volgende verschillen zien:

- kritische belastingen gerelateerd aan effecten op de natuurwaarde en vennen en de grondwaterkwaliteit (voor stikstof) liggen in dezelfde orde van grootte als in het APV-3;
- kritische belastingen gerelateerd aan effecten op de wortelaantasting en de grondwaterkwaliteit (voor aluminium) liggen beduidend hoger dan in het APV-3;
- kritische waarden gerelateerd aan houtgroei liggen mogelijk hoger dan die eerder zijn afgeleid op basis van natuurlijke stress en nutriënten(on)balans.

Globaal gezien is de hoogte van de kritische depositieniveaus voor natuur vergelijkbaar met die uit APV3. De huidige depositieniveaus voor zuur en stikstof liggen aanzienlijk hoger dan de kritische niveaus.

Bij realisatie van de depositiedoelstellingen voor 2010 uit NMP3 van $1400 \text{ mol zuur ha}^{-1}\text{jr}^{-1}$ en $1000 \text{ mol stikstof ha}^{-1}\text{jr}^{-1}$, is een deel van het areaal onbeschermd. In waardevolle en gevoelige ecosysteemttypen, zoals schraal- en duingraslanden en hoogvenen zijn de kritische depositieniveaus lager dan de NMP3-doelstellingen. In vennen met een organische sliblaag kan ook bij lage deposities de eerste 25 jaar geen herstel worden verwacht. Vennen met een zandige bodem en vennen waarvan de sliblaag wordt verwijderd hebben een grotere kans op het weer voorkomen van de oorspronkelijke plantensoorten. Hiervoor moet dan wel het depositieniveau teruggebracht worden tot ongeveer $1000 \text{ mol stikstof ha}^{-1}\text{jr}^{-1}$.

Zowel de kritische depositieniveaus als de huidige depositieniveaus tonen een sterke ruimtelijke variatie. Bij een verdere daling van de depositieniveaus kan een ruimtelijk gedifferentieerde aanpak daarom mogelijk kosteneffectiever zijn dan een generieke benadering.

8.4 Betekenis van de beleidsdoelen

De inventarisatie van de stand van kennis ten aanzien van de effecten heeft niet geleid tot andere inzichten dan die waarop de huidige Europese luchtkwaliteitsnormen zijn gebaseerd. Voor

gezondheid hebben bij de huidige concentratieniveaus vooral ozon en fijn stof effect, waarbij voor fijn stof geldt dat het nog niet duidelijk is welke deelfractie voor die effecten verantwoordelijk is. Bij welk niveau van ozon en fijn stof geen effect optreedt is niet aan te geven. De indicatieve EU-doelstelling voor fijn stof van $20 \mu\text{g m}^{-3}$ ligt volgens de huidige inzichten dichtbij het natuurlijke achtergrondniveau en het onverklaarde deel en vereist dus een zeer laag emissieniveau. Ook bij het bereiken van de huidige luchtkwaliteitsdoelen blijft er sprake van negatieve gezondheidseffecten. Voor de concentratie van ammoniak in de buitenlucht is geen doelstelling geformuleerd, hoewel lokaal concentraties kunnen voorkomen waarbij effecten op landbouwgewassen en natuurlijke vegetaties kunnen optreden.

De depositieniveaus die in het NMP3 als doel voor 2010 zijn geformuleerd voor zuur en stikstof beschermen op 80% van het areaal van de Ecologische Hoofdstructuur de gewenste natuurdoeltypen. In de rest van het areaal wordt slechts een deel van de gewenste soortenrijkdom beschermd. Het bereiken van de volledige bescherming in de gehele Ecologische Hoofdstructuur vergt depositieniveaus die overeenkomen met de natuurlijke achtergrond (geen door mensen veroorzaakte emissies toegestaan).

De ruimtelijke variatie in depositieniveaus over Nederland alsmede de ruimtelijke variatie in gevoeligheid van de diverse functies bieden aanknopingspunten voor gebiedsgericht beleid voor emissies (met name landbouw) en effecten (effectgericht beleid).

8.5 NMP3-doelen: haalbaar met huidig beleid?

In het kader van deze studie is een korte verkenning gemaakt om te bezien in hoeverre met het beleid vastgelegd voor 1-1-2000 de 2010 NMP3-doelstellingen voor verzuring binnen bereik komen. Deze verkenning liep in tijd vooruit op de Vijfde Milieuverkenning. Voor een uitgebreidere verkenning van de toekomstige ontwikkeling van de emissies wordt daarom ook verwezen naar deze Milieuverkenning.

Belangrijkste conclusies met betrekking tot de huidige doelen voor 2010 zijn:

- de emissiedoelen voor 2010 voor NO_x en NH_3 uit NMP3 worden bij uitvoering van het huidige beleid niet gehaald.
- de piekconcentraties voor ozon dalen naar verwachting, hoewel moeilijk is aan te geven hoeveel. Bij uitvoering van het huidig beleid, maar ook bij realisatie van het Gothenburg protocol, zal de jaargemiddelde concentratie van ozon constant blijven en mogelijk zelfs iets stijgen.
- de NMP3-depositiedoelstellingen voor 2010 voor stikstof van 1000 mol per hectare en voor zuur van 1400 mol per hectare worden bij uitvoering van het huidige beleid niet gehaald, ook niet als Nederland en het buitenland het Gothenburg protocol volledig naleven.

Literatuur

- Appelo, C.A.J. (1982) Verzuring van het grondwater op de Veluwe. *H₂O* 18, pp. 464-468.
- Arntzen, J.W. (1980) Economic evaluation of damage to materials due to air pollution. Commission of the European Communities Environment and Consumer Protection Service.
- Aronsson, A. (1980) Frost hardiness in Scots pine. II Hardiness during winter and spring in young trees of different mineral status. *Studia Forest Suecica* 155, pp. 1-27.
- Arts, G.H.P. (1990) Deterioration of atlantic soft-water systems and their flora. PhD-thesis, Cath. University Nijmegen.
- Ashmore, M.R. (1992) Critical levels and agriculture in Europe. In: (Eds Jäger, H.-J., Unsworth, M., de Temmerman, L. en Mathy, P.) Effects of Air Pollution on Agricultural Crops in Europe: Results of the European Open-top Chambers Project. Air Pollution Research Report 46 of the Commission of the European Communities, Directorate-General for Science, Research and Development, Environment Research Programme, Brussels, pp. 105-130.
- Ashmore, M.R. en Wilson, R.B. (1994) Critical Levels of Air Pollutants for Europe. Department of the Environment, London.
- ATS American Thoracic Society (Environmental and Occupational Health Assembly) (1996a) Health Effects of outdoor air pollution. Part 1. *Am J Respir Crit Care Med* 153, pp. 3-50.
- ATS American Thoracic Society (Environmental and Occupational Health Assembly) (1996b) Health Effects of outdoor air pollution. Part 2. *Am J Respir Crit Care Med* 153, pp. 477-498.
- Bakema, A.H. en Wortelboer, F.G. (1991) Effects on crops, materials and monuments. In: G.J. Heij & T. Schneider (Eds) Acidification Research in the Netherlands, Ch. 6, Scenario analyses using the Dutch Acidification Systems Model, pp. 200-204, Elsevier, Amsterdam.
- Bakema, A.H., Meijers, R., Aerts, R., Berendse, F., Heil, G.W. (1994) HEATHSOL: a heathland competition model. Rapportnr. 259102009, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Bates, J.W. en Farmer A.M. (1992) Bryophytes and lichens in a changing environment, Oxford.
- Beeldman, M., Oude Lohuis, J.; Annema, J.A.; Van den Wijngaart, R.A. (1999) De uitvoeringsnota klimaatbeleid doorgelicht. Een analyse op basis van het Optiedocument. Rapportnr. ECN-C-99-071, Energieonderzoek Centrum Nederland, Petten.
- Bell, J.N.B. en Ashmore, M. (1999) Sulphur Dioxide Effects on Vegetation: Critical Levels. In: WHO air quality guidelines for Europe. Volume 4; ecotox (in press).
- Benarie, M. (1980) Critical review of the available physico-chemical material damage functions of air pollution. Commission of the European Communities Environment and Consumer Protection Service, Brussel.
- Berdowski et al. (1997) Particulate matter emissions in Europe in 1990 and 1993, TNO.
- Bloemen, H.J.Th., van Bree, L., Buringh, E., Fischer, P.H., de Loos, S., Marra, M. en Rombout, P.J.A. (1998) Fijn stof in Nederland: Een tussenbalans. Rapportnr. 65001006, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Bobbink, R., Hornung, M. en Roelofs, J.G.M. (1996) Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems. Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. UN ECE Convention On Long-range transboundary Air pollution. Federal Environmental agency, Berlin.
- Bobbink, R. (1998) Impacts of tropospheric ozone and airborne nitrogenous pollutants on natural and semi-natural ecosystems: a commentary. *New Phytol.* 139, pp. 161-168.

- Bobbink, R., Hornung, M. en Roelofs, J.G.M. (1998) The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86, pp. 717-738.
- Bobbink, R. en Lamers, L.P.M. (1999) Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties. Rapport TCB R13. Katholieke universiteit Nijmegen.
- Boumans, L.J.M. en van Grinsven, J.J.M. (1991) Aluminiumconcentraties in het freatische grondwater in de zandgebieden van Nederland onder bos- en heidevelden. Rapportnr. 724901002, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Brown, V.C. (1995) Insect herbivores and gaseous air pollutants: current knowledge and predictions. In: (Eds Harrington, R. en Stork, N.E.) *Insects in a Changing Environment*. Academic Press, London, pp. 22-29.
- Brouwer, R. (1995) The measurement of the Non-Marketable Benefits of Agricultural Wildlife Management: the case of Dutch Peat Meadow Land, Wageningen Economic Papers, Wageningen.
- Brouwer, R., en Spaninks, F.A. (1998) The Validity of Environmental Benefit Transfer: Further Empirical Testing *Environmental and Resource Economics*,
- Cassee, F.R., Freijer, J.I., Subramaniam, R.P., Asgharian, B., Miller, F.J., van Bree, L. en Rombout, P.J.A. (1999) Development of a model for human and rat particle deposition: Implications for risk assessment. Rapportnr. 650010018, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- CBS en RIVM (1999) Milieucompendium 1999, het milieu in cijfers.
- Cocks, A.T. en McElroy, W.J. (1984) Modeling studies of the concurrent growth and neutralizing of sulfuric acid aerosols under conditions in the human airways. *Environmental Research* 35, pp. 79-96.
- CPB (1997) *Economie en fysieke omgeving, beleidsopgaven en oplossingsrichtingen 1995-2020*, Centraal Planbureau CPB, Den Haag.
- De Boer, B., Bosch, P., Brouwer, R. en Duynhouwer, F. (Eds) (1997) *Monetarisering van milieuverliezen; eindrapport van het discussieplatform LMN-reeks 9701*. Centraal bureau voor de statistiek, Voorburg.
- De Groot, R.S. (1992) *Functions of Nature*, Wolters Noordhof, Groningen.
- Dekkers A.L.M. en H. Noordijk (1997) Correctie van atmosferische concentraties voor meteorologische omstandigheden, rapportnr 722101024, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- De Haes, H.A.U. en ter Keurs, W.J. (1989) Milieubiologie. In: (Eds Boersma, J.J, Copius Peereboom, J.W. en de Groot, W.T.) *Basisboek milieukunde*. Boom, Amsterdam.
- Derwent, R.G. and Jenkin, M.E. (1991) Hydrocarbons and the long-range transport of ozone and PAN across Europe. *Atmospheric Environment* 25A, 1661-1678.
- De Leeuw, F., Moussiopoulos, N. Bartonova, A., Sahn, P. (2000) Air quality in larger cities in the European Union; a contribution to the Auto-Oil Program, ETC-AQ, Final draft.
- De Santis, F. (1999) New Directions: will a new European vegetation ozone standard be fair to all European countries? *Atmospheric Environment*, 33, pp3873-3874.
- De Visser, P.H.D. (1994) Growth and nutrition of Douglas-fir, Scots pine and pendunculate oak in relation to soil acidification. Doctoral thesis. Wageningen Agricultural University, The Netherlands.
- De Vries, W. (1993) Average critical loads for nitrogen and sulfur and its use in acidification abatement policy in the Netherlands. *Water Air and Soil Poll.* 68: 399-434.
- De Vries, W. (1994) Soil response to acid deposition at different regional scales. Field and laboratory data, critical loads and model predictions. Proefschrift, Wageningen.

- De Vries, W. en P.C. Janssen (1994) Effects of acid deposition on 150 forest stands in the Netherlands. 3. Input output budgets for sulphur, nitrogen, base cations and aluminium. Report 69.3 Wageningen DLO-Winand Staring Centre.
- De Vries, W. (1996) Critical loads for acidity and nitrogen for Dutch forests on a 1 km x 1 km grid. SC-DLO rapport 113, SC-DLO, Wageningen.
- De Vries, W. en Leeters, E.E.J.M. (1999) Effects of acid deposition on 150 forest stands in the Netherlands. 1. Chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution. SC-DLO rapport 69.1, SC-DLO, Wageningen.
- Devlin, R.B., Folinsbee, L.J., Biscardi, F., Hatch, G., Becker, S., Madden, M.C., Robbins, M. en Koren, H.S. (1997) Inflammation and cell damage induced by repeated exposure of humans to ozone. *Inhalation Toxicology* 9, pp. 211-235.
- Dinkelman, G. (1995) Verzuuring en broeikas-effect, de wisselwerking tussen problemen en oplossingen in het Nederlandse luchtverontreinigingsbeleid (1970-1994), proefschrift, Universiteit van Amsterdam.
- Dodge, M.C. (1977) Combined use of modeling techniques and smog chamber data to derive ozone - precursor relationships. International conference on photochemical oxidant pollution and its control: Proceedings volume II, B. Dimitriadis, ed. EPA/600/3-77-001b, US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, N.C., VS.
- Dorland, C., Jansen, H.M.A., Tol, R.S.J. en Dod, D. (1997) Externe National Implementation the Netherlands; Externalities of electricity production in the Netherlands Volume II: Appendices, Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- EC (1999) Ad-hoc working group on ozone directive and reduction strategy development (1999) Ozone position paper. Office for official publications of the European Communities, Luxembourg.
- Ellenberg, H. (1988) Floristic changes due to nitrogen deposition in central Europe. *Nord (Miljörapport)* 15, pp. 375-383.
- EMEP (1999) Transboundary Photo-oxidants in Europe, EMEP summary report 1999, Kjeller, Noorwegen, ISSN 0332-9879.
- ER (1997) Herberekening naar emissies naar lucht voor de periode 1990 tot en met 1996, Publicatiereeks ER, nr 41.
- Erisman, J.W. (1991) Acid deposition in the Netherlands, rapportnr 723001002, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Erisman, J.W. (1992) Atmospheric deposition of acidifying compounds in the Netherlands, proefschrift, Rijksuniversiteit Utrecht.
- Erisman, J.W. en Wyers G.P. (1993) Continuous measurements of surface exchanges of SO₂ and NH₃: implications for their possible interactions in the deposition process. *Atmospheric Environment* 27A, 1937 - 1949.
- Erisman, J.W. en A. Bleeker (1997) Emission, concentration and deposition of acidifying substances. Uit: Deposition and its effects on terrestrial ecosystems in the Netherlands. G.J. Heij and J.W. Erisman (eds).
- Erisman, J.W., Bleeker A. and Van Jaarsveld J.A. (1998). Evaluation of ammonia emission abatement on the basis of measurements and model calculations. *Environmental Pollution* 102, S1 (1998) 269-274.
- Erisman, J.W. en L. van der Eerden (1999). Stikstofonderzoeksprogramma STOP; de stikstofproblematiek op de lokale en regionale schaal nader onderzocht. Rapportnr 725601002, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Feenstra, J.F. (1982) Cultuurgoederen en luchtverontreiniging; schade door luchtverontreiniging aan monumenten, kunstvoorwerpen, archieven en gebouwen. Instituut voor Milieuvraagstukken, Publicatiereeks Lucht, Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Leidschendam.

- Freeman III, A.M. (1993) *Measuring Values and Benefits: An overview*. Resources for the future, Baltimore.
- Folinsbee, F.J., Bedi, J.F., Gliner, J.A. en Horvath, S.M. (1982) Concentration dependence of pulmonary function adaptation to ozone. In: (Eds Lee, S.D., Mustafa, M.G. en Mehlman, M.A.) *The biomedical effects of ozone and related photochemical oxidants*. Princeton Scientific Publishers, Princeton, USA.
- Franzaring, J., Tonneijck, A.E.G., Kooijman, A.W.N., Dueck, Th.A. (2000) Growth responses to ozone in plant species from wetlands, *Environmental and Experimental Botany* 44, pp. 39-44.
- Freijer, J.I., Bloemen, H.J.Th., de Loos, S., Marra, M., Rombout, P.J.A., Steentjes, G.M. en van Veen, M.P. (1997) *AirPEX: Air Pollution Exposure Model*. Rapportnr. 65001005, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Fuhrer, J. (1996) The critical level for effects of ozone on crops, and the transfer to mapping. In: (Eds. Kärenlampi, L. en Skärby, L.) *Critical levels for ozone in Europe: Testing and finalizing the concepts*. UN-ECE Workshop Report, Department of Ecology and Environmental Science, University of Kuopio, Finland, pp. 27-43.
- Graveland, J., R. van der Wal, J.H. van Balen and A.J. van Noordwijk (1994). Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidified soils. *Nature* 368: 446-448.
- Harmelink, M.G.M., Van den Brink, R.M.M., Stein, D. (1998) *Vergaande CO₂-reducties: effecten op de emissies van NO_x, SO₂, fijn stof en VOS*. Rapportnr. 773001012, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Heij, G.J. en T. Schneider (eds) (1991) *Eindrapport Tweede Fase Additioneel Programma Verzuringsonderzoek*. Rapportnr. 200-09, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Heij, G.J. en T. Schneider (eds) (1994) *Eindrapport Additioneel Programma Verzuringsonderzoek, derde fase (1991-1994)*. Rapportnr. 300-05, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Hendriks, C.M.A., de Vries, W. en van den Burg, J. (1994) Effects of acid deposition on 150 forest stands in the Netherlands. 2. Relationship between forest vitality and the chemical composition of the foliage, humus layer and the soil solution. SC-DLO Rapport 69.2, SC-DLO, Wageningen
- Hendriks, C.M.A., van den Burg, J., Oude Voshaar, J.H. en van Leeuwen, E.P. (1997) Relationships between forest condition and stress factors in the Netherlands in 1995. SC-DLO Rapport 148, SC-DLO, Wageningen.
- HIMH (1998) *Methoden voor de bepaling van emissie naar lucht en water*. Publicatierreeks Emissieregistratie, nr 44.
- Hoek, G., Fischer, P., Brunekreef, B., Lebrecht, E., Hofschreuder, P. en Mennen, M.G. (1993) Acute effects of ambient ozone on pulmonary function of children in the Netherlands. *Am Rev respir Dis* 147, pp. 111-117.
- Hoek, G., Verhoeff, A. en Fischer, P. (1997) Daily mortality and air pollution in the Netherlands, 1986-1994. Department of Environmental Sciences, Environmental and Occupational Health Group, Landbouwniversiteit Wageningen.
- Holland, M., King, K. en Haworth, A. (1998) *Economic Evaluation of the Control of Acidification and Ground-Level Ozone; Final report for DGXI of the European Commission corresponding to; IIASA Fifth Interim report, Addendum 2 to Part B, report number AEAT-3978*, Oxon, United Kingdom.
- IPCC (1995) *Climate change 1995; the science of climate change*. ISBN 0521564336, Cambridge University Press, Cambridge, GB.

- Intomart (1995) Onderzoeksverslag Tijdbestedingsonderzoek 1994/95. Alle metingen. Intomart Hilversum, Nederland.
- Jaarsveld J.A. van (1989). Een Operationeel atmosferisch transportmodel voor Prioritaire Stoffen; specificatie en aanwijzingen voor gebruik, rapportnr 228603008, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Jaarsveld J.A. van (1991) A quantitative model analysis of year-to-year changes in concentration and deposition. In: H.van Dop and D.G. Steyn (eds.) Air pollution Modeling and its Application VII. Plenum Press, New York, p. 91-102.
- Jaarsveld J.A. van (1995) Modelling the long-term behaviour of pollutants on various spatial scales, proefschrift, Rijksuniversiteit Utrecht. ISBN 90-393-0950-7.
- Jaarsveld J.A. van, Bleeker A. en Hoogervorst N.J.P., (2000) Evaluatie ammoniakemissiereducties met behulp van metingen en modelberekeningen. Rapportnr. 722108025, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Mileiu, Bilthoven.
- Jansen, H.M.A., van der Meer, G.J., Opschoor, J.B. en Stapel, J.H.A. (1974) Een raming van de schade door luchtverontreiniging in Nederland in 1970. Instituut voor Milieuvraagstukken, Amsterdam.
- Jansen, H.M.A. en Olsthoorn, A.A. (1982) Economische waardering van de nationale schade door luchtverontreiniging. In: Mozaiek van de milieuproblematiek". Uitgeverij: VU Boekhandel/Uigeverij Amsterdam, p. 45-64.
- Janus, J.A., Hesse, J.M. en Rikken, M.G.J. (1994) Aandachtstoffen in het Nederlands milieubeleid. Rapportnr. 601014006, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Jarabek, A.M., Menache, M.G., Overton, J.H., Dourson, M.L. en Miller, F.J. (1989) Inhalation reference dose (RfDi): An application of interspecies dosimetry modeling for risk assessment of insolubale particles. Health Physics 57, pp. 177-183.
- Kärenlampi, L., Skärby, L. (Editors) (1996) Critical levels for ozone in Europe: Testing and finalizing the concepts. UN-ECE Workshop Report, Department of Ecology and Environmental Science, University of Kuopio, Finland.
- Katsouyanni, K., Schwartz, Spix, C., Touloumi, G., Zmirou, D., Zanobetti, A., Wojtniak, B., Vonk, J.M., Tobias, A., Pönkä, A., Medina, S., Báčárová, L. en Anderson, H.R. (1996) Short term effects of air pollution on health: A European approach using epidemiologic time series data: The APHEA protocol. J Epidemiol Comm Health 50 (Suppl 1), pp. S12-S18.
- Klaassen, L.H. en Botterwer, T.H. (1974) Project evaluation and intangible effects: a shadow project approach. In: (Ed. Nijkam, P.) Environmental Economics, Vol. 1 Theories, Marinus Nijhof, Den Haag.
- Klepper, O., van Esbroek, M. Schouten, A.J. en Traas, T.P. (1998) Changes in nematode communities in the Netherlands in response to acidification, desiccation, eutrophication and metal pollution. Laboratory for Ecotoxicology, voortgangsrapportage 98/06, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- KMNI, RIVM (1988) Chemische samenstelling van de neerslag over Nederland. Jaarrapport, 1986. De Bilt, KNMI; Bilthoven, RIVM.
- Korevaar, B.M. en Pennekamp, B. (1977) Materiaalkunde I; collegedictaat voor de studierichting industriële vormgeving. Technische Hogeschool Delft, Delft.
- Kramer A. en Feenstra J.F. (ed.) (1986). Schade aan natuursteen in Nederlandse monumenten, Rijksdienst voor Monumentenzorg/SDU uitgeverij, Den Haag.
- Kros, J., Reinds, G.J., de Vries, W., Latour, J.B. en Bollen, M.J.S. (1995) Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. SC-DLO Rapport 95, SC-DLO, Wageningen.

- Kros, J. (1998) De modellering van de effecten van verzuring, vermisting en verdroging voor bossen en natuurterreinen ten behoeve van de milieubalans, milieuverkenningen en natuurverkenningen. Reeks Milieuplanbureau 3, SC-DLO, Wageningen.
- Kros, J., Pebesma, E.J., Reinds, G.J. en Finke, P.A. (1999) Uncertainty in Modelling Soil Acidification at the European Scale, A case study. *Journal of Environmental Quality* 28/2, pp. 366-377.
- Kucera, V. (1992) How do acidifying air pollutants affect buildings and monuments – an international exposure programme within UN-ECE. 12 th Scandinavian Corrosion Congress, Espoo.
- Kuik, O.J., Dorland, C. en Jansen, H.M.A. (1998) Monetarisering van baten van milieubeleid; een verkennend onderzoek, Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Logan, J. 1994 Trends in the vertical distribution of ozone: an analysis of ozone sonde data. *Journal of Geophysical Research*, 99, p25553-25585.
- Menzel, B.D. (1980) Pharmacological mechanisms in the toxicity of nitrogen dioxide and its relation to obstructive respiratory disease. In: (Ed. Lee, S.D.) *Nitrogen oxides and their effects on health*. Ann Arbor Science, Michigan, USA.
- McDonnell, W.F., Stewart, P.W., Andreoni, S., Seal, E., Kehrl, H.R., Horstman, D.H., Folinsbee, L.J. en Smith, M.V. (1997) Prediction of ozone-induced FEV1 changes: Effects of concentration, duration, and ventilation. *Am J Respir Crit Care Med* 156, pp. 715-722.
- Miller, F.J., Anjilvel, S., Menache, M.G., Asgharian, B. en Gerrity, T.R. (1995) Dosimetric issues relating to particulate toxicity. *Inhalation Toxicology* 7, pp. 615-632.
- Mulder, J. en Stein, A. (1994) The solubility of aluminium in acidic forest soils: long-term changes due to acid deposition. *Geochim. Cosmochim. Acta* 58, pp. 85-94.
- Nilsson, J. en Grennfelt, P. (Eds.) (1988) Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Zweden, maart 19-24, 1988. Miljø rapport, 1988: 15. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denemarken.
- Nussbaum, S., Amann, M. en Fuhrer, J. (1999) Foliar absorption and use of airborne oxidized nitrogen by terrestrial plants. In: (Eds Srivastava, H.S. en Singh, R.P.) *Nitrogen nutrition and plant growth*. Oxford and IBH Publishing Co., Pvt. LTD, New Delhi.
- NRC; National Research Council (1991) Rethinking the ozone problem in urban and regional air pollution, National Academy Press, Washington, VS.
- Olsthoorn, A.F.M. (1998) Soil acidification effects on fine root growth of Douglas fir in sandy soils. Proefschrift, Landbouw Universiteit, Wageningen.
- Paardekooper, E.M. en Ros, J. (1996) Bron- en effectgericht milieubeleid in samenhang. Rapportnr. 601503001, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Pearson, J. en Stewart, G. (1993) The deposition of atmospheric ammonia and its effects on plants. *Tansl. Rev. New Phytologist* 125, pp. 283-305.
- Pérez-Soba M, Van der Eerden LJM. (1996). Is glutamine synthetase an adequate indicator of the effect of atmospheric ammonia on conifer trees? Proceedings of the conference on Atmospheric Ammonia: Emission, Deposition and Environmental Impacts, NETCEN, Culham, UK, 2-4 October 1995. 120-123.
- Pitcairn, C.E.R., Leith, I.D., Sheppard, L.C., Sutton, M.A., Fowler, D., Munro, R.C., Tang, S. en Wilson, D. (1998) The relationships between nitrogen deposition, species composition and foliar nitrogen concentrations in woodland flora in the vicinity of livestock farms. *Environmental Pollution* 102, S1 pp. 41-48.
- RDMZ (1999a). Nieuwsbrief Rijksdienst voor de Monumentenzorg, nr 6 1999. Zeist.
- RDMZ (1999b). RDMZ Info restauratie en beheer nr. 16, Rijksdienst voor de Monumentenzorg, Zeist.

- RIVM (1994) Luchtkwaliteit jaaroverzicht 1993. Rapportnr. 722101014, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- RIVM (1997) Nationale Milieuverkenning 4 (1997-2020). Samsom H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.
- RIVM (1997b) Milieubalans 97; Het Nederlandse milieu verklaard. Samsom H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.
- RIVM (1999a) Milieubalans 99; Het Nederlandse milieu verklaard. Samsom H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.
- RIVM (1999b) Luchtkwaliteit Jaaroverzicht 1997. Rapportnr. 725301001, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- RIVM (1999c) Meten, rekenen en onzekerheden. De werkwijze van het RIVM Milieuonderzoek. Rapportnr. 408129005, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- RIVM (in prep.) Economic Assessment of Priorities for a European Environmental Policy Plan, Annex Chemical Risk, EU-DGXI.
- RIVM/DLO (1999) Evaluatie van het verloop van de ammoniakemissies met behulp van metingen en modelberekeningen, RIVM notitie LLO/1058/99, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Roelofs, J.G.M., 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in The Netherlands. I. Field observations. *Aquatic Botany* 17, 139-155.
- Roelofs, J.G.M., Clasquin, L.G.M., Driessen, I.M.C. en Kempers, A.J. (1985) The effect of airborne ammonium sulphate on *Pinus Nigra* var. *maritima* in the Netherlands. *Plant and Soil* 84, pp. 45-56.
- Roemer, M.G.M, 1996. Trends of tropospheric ozone over Europe. PhD thesis, Rijks Universiteit Utrecht.
- Rombout, P.J.A., van Bree, L., Heisterkamp, S.H. en Marra, M. (1989) The need for an eight hour ozone standard. In: (Eds Schneider, T., Lee, S.D., Wolters, G.J.R. en Grant, L.D.) *Atmospheric ozone research and its policy implications. Studies in environmental science* 35. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands.
- Rombout, P.J.A. en Schwarze, P. (1997). Quantitative exposure-response relations for ozone. In: (Eds Bull, K. en Krzyzanowski, M.) *Health effects of ozone and nitrogen oxides in an integrated assessment of air pollution. Proc. international UN-ECE/WHO workshop, Eastborne, UK, 1996. Institute for Environment and Health, University of Leicester, Leicester, UK, pp. 20-28.*
- Rijtema, P.E. en Kroes J.G. (1991) Some results of nitrogen simulations with the model ANIMO. *Fert. Res.* 27, pp. 189-198.
- Rijtema, P.E. en de Vries, W. (1994) Differences in precipitation excess and nitrogen leaching from agricultural lands and forest plantations. *Biomass and Bioenergy* 6, pp. 103-113.
- Sandström, T. (1995) Respiratory effects of air pollutants: Experimental studies in humans. *Eur Respir J* 8, pp. 976-995.
- Schneider, T. en Bresser A.H.M. (1987) Verzuingsonderzoek eerste fase, tussentijdse evaluatie augustus 1987, tussenrapportage, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene, Bilthoven.
- Schneider, T. en Bresser A.H.M. (1988), Evaluatierapport Verzuring, Rapportnr. 00-06, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene, Bilthoven.
- Schwartz, J., Spix C., Touloumi, G., Báčárová, L., Barumamdzadeh, T., le Tertre, A., Piekarski, T., Ponce de Leon, A., Pönkä, A., Rossi, G., Saez, M. en Schouten, J.P. (1996) Methodological issues in studies of air pollution and daily counts of deaths or hospital admissions. *J Epidemiol Comm Health* 50, pp. S3-S11.

- Simpson, D. (1995) Hydrocarbon reactivity and ozone formation in Europe. *J. Atm. Chem.*, 20, 163-177.
- Solomon, S., Portmann, R.W., Sanders, R.W., Daniel, J.S., Madsen, W., Bartram, B. en Dutton, E.G. (1999) On the role of nitrogen dioxide in the absorption of solar radiation, *JGR*, 104, 12047-12058, 1999.
- Spaninks, F., Kuik, O.J. en Hoogeveen, H. (1996) Wadden Sea Valuation Study. In: Pearce *et al* The Measurement and Achievement of Sustainable Development, Hoofdrapport voor DG XII, hoofdstuk 18, 19 en 20 pp. 301-356.
- Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M. en Skovsgaard, J.P. (Eds)(1996) Growth Trends in European Forests. *EFI Res.Rep. 5*. Springer Verlag, Berlin.
- Steenvoorden, J.H.A.M., Bruins, W.J., Van Eerd, M.M., Hoogeveen, M.W., Hoogervorst, N., Huijsmans, J.F.M., Leneman, H., Van der Meer, H.G., Monteny, G.J. en De Ruijter, F.J. (1999) Monitoring van nationale ammoniakemissies uit de landbouw, op weg naar een verbeterde rekenmethodiek, DLO, Wageningen, reeks Milieuplanbureau no.6.
- Sverdrup, H. en Warfvinge, P. (1993) The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al verhouding. *Reports in Ecology and Environmental Engineering 1993:2*, Lund University, Department of Chemical Engineering II.
- Sijtsma, F.J. en D. Strijker (1995) Investerings met ruimtelijke werking in het landelijke gebied, Rijksplanologische Dienst RPD, Den Haag.
- Tamm, C.O. (1991) Nitrogen in Terrestrial Ecosystems. Questions of Productivity, Vegetational Changes and Ecosystem Stability. Springer Verlag, Berlin.
- Tietema, A. en Beier, C. (1995) A correlative evaluation of nitrogen cycling in the forest ecosystems of the EC projects NITREX and EXMAN. *For. Ecol. Manage.* 71, pp. 143-151.
- Tonneijck, A.E.G. (1989) Evaluation of ozone effects on vegetation in the Netherlands. In: (Eds Schneider, T., Lee, S.D., Wolters, G.J.R. en Grant, L.D.) *Atmospheric Ozone Research and its Policy Implications*, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, pp. 251-260.
- Tonneijck, A.E.G. en van Dijk, C.J. (1997a) Assessing effects of ambient ozone on injury and growth of *Trifolium subterraneum* at four rural sites in the Netherlands with ethylenediurea (EDU). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 65, pp. 79-88.
- Tonneijck, A.E.G. en van Dijk, C.J. (1997b) Effects of ambient ozone on injury and yield of *Phaseolus vulgaris* at four rural sites in the Netherlands as assessed by using ethylenediurea (EDU). *New Phytologist* 135, pp. 93-100.
- Tonneijck, A.E.G. en van Dijk, C.J. (1998) Assessing effects of ambient ozone on crops in the Netherlands with ethylenediurea (EDU): Spatial and temporal variation. In: (Ed. Schneider, T) *Air Pollution in the 21st Century: Priority Issues and Policy*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, pp. 439-453
- Tonneijck, A.E.G., van der Eerden, L.J.M., Wijnands, J.H.M., Bunte, F.H.J., Bremmer, J. en Hoogeveen, M.W. (1998) Economische aspecten van het effect van luchtverontreiniging op de gewasteelt in Nederland. *AB-DLO Rapport 90*, Wageningen.
- Tweede Kamer (1983) IMP lucht 1984-1988, TK 1983-1984, 18100, nr. 7
- Tweede Kamer (1984) Notitie inzake de problematiek van de verzuring, TK 1983-1984, 18225, nrs. 1-2
- Tweede Kamer (1989a) Nationaal Milieubeleidsplan, Ministerie VROM, 90055/5-89
- Tweede Kamer (1989b) Bestrijdingsplan Verzuring, Ministerie VROM, 90213/8-89, 6972/118.
- Tweede Kamer (1998) Nationaal Milieubeleidsplan 3, Ministerie VROM, 90055/5-89

- UBA (1996) Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded. Convention on Long Range Transboundary Air Pollution. Federal Environment Agency (Umweltbundesamt), Texte 71/96, Berlin.
- UN-ECE (1991) VOS Protocol - annex 4. Protocol to the 1979 Convention on Long Range Transboundary Air Pollution concerning the Control of emissions of Volatile Organic Compounds or their Transboundary Fluxes, done at Geneva, on 18 November 1991.
- Van Bree, L., Rombout, P.J.A., Rietjens, I.M.C.M., Dormans, J.A.M.A. en Marra, M. (1989) Pathobiochemical effects in rat lung related to episodic ozone exposure. In: (Eds Schneider, T., Lee, S.D., Wolters, G.J.R. en Grant, L.D.) Atmospheric ozone research and its policy implications. Studies in environmental science 35. Elsevier, Amsterdam.
- Van Bree, L. en Cassee, F.R. (1999) Toxicological evidence for PM induced health effects: Causative PM fractions or components and plausible mechanisms. Rapportnr. 650010015, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Van Dam, H., Houweling, H., Wortelboer, F.G. en Erisman, J.W. (1996) Long-term changes of chemistry and biota in moorland pools in relation to changes in atmospheric deposition. AquaSense TEC 95.0709; IBN Onderzoeksrapport 96/6; Rapportnr 73240407.
- Van den Burg, J. (1988) Voorlopige criteria voor de beoordeling van de minerale-voedingstoetsand op basis van de naaldsamenstelling in het najaar. Rijksinstituut voor onderzoek in de bos-en landschapsbouw "De Dorschkamp". Rapport nr. 522, Wageningen.
- Van den Burg, J., Evers, P.W., Martakis, G.F.P., Relou, J.P.M en van der Werf, D.C. (1988) De conditie en de minerale-voedingstoestand van opstanden van grove den (*Pinus Sylvestris*) en Corsicaanse den (*Pinus Nigra* var. *Maritima*) in de Peel en op de zuidoostelijke Veluwe najaar 1986. Wageningen, Instituut voor Bosbouw en Groenbeheer, 'De Dorschkamp', Rapport nr. 519.
- Van der Eerden, L.J.M., Tonneijck, A.E.G. en Wijnands, J.H.M. (1986) Economische schade door luchtverontreiniging aan de gewasteelt in Nederland. IPO Rapport R324.
- Van der Eerden, L.J., Duym N. (1988) An evaluation method for combined effects of SO₂ and NO₂ on vegetation. *Environmental Pollution* 53: 468-470
- Van der Eerden, L.J.M., Dueck, Th.A., Berdowski, J.J.M., Greven, H. en van Dobben, H.F. (1991). Influence of NH₃ and (NH₄)₂SO₄ on heathland vegetation. *Acta Botanica* 40, pp. 281-296.
- Van der Eerden, L.J.M., de Vries, W., de Visser, P., van Dobben, H., Steingröver, E., Dueck, T., van Grinsven, H., Mohren, F., Boxman, D., Roelofs, J. en Graveland, J. (1997a) Effects on forest ecosystems. In: (Eds Heij, G.J. en Erisman, J.W.) Acid Atmospheric deposition and its effects on Terrestrial ecosystems in The Netherlands. Elsevier Sc Amsterdam, pp. 83-128.
- Van der Eerden, L.J.M., de Vries, W. en van Dobben, H. (1998a) Effects of ammonia deposition on forests in The Netherlands. *Atmospheric Environment* 32-3, pp. 525-532.
- Van der Eerden, L.J.M., van Dijk, C.J. en Mennen, M.G. (1998b) Zomersmog en gewasschade. *LUCHT* 15(3), pp. 86-88.
- Van der Eerden, L.J.M. , de Visser, P.H.B. en van Dijk, C.J. (1998c) Risk of damage to crops in the direct neighbourhood of ammonia sources. *Environmental Pollution* 102-1, pp. 49-54.
- Van der Eerden, L.J.M., Caporn, S. en Lee, J. (1999) Critical levels for the effects of nitrogen containing air pollutants on vegetation. In: Update and revision of the WHO air quality guidelines for Europe, European Centre for Environment and Health, WHO (in press).
- Van der Hoek, K.W., Erisman, J.W., Smeulders, S., Wisniewski, J.R. en Wisniewski, J. (eds.) (1998) Nitrogen the conferNs. Elsevier, Nederland.
- Van der Salm, C. (1999) Weathering in forest soils. Proefschrift, Universiteit van Amsterdam.

- Van Dobben, H.F. (1991) Integrated effects low vegetation. Acidification research in the Netherlands Final report of the Dutch Priority Programme on Acidification (eds G.J. Heij and T.Schneider), pp. 464-525, Elsevier, Amsterdam.
- Van Dobben, H.F. en Ter Braak C.J.F. (1996) Monitoring of epiphytic lichens in The Netherlands; 1977-1990, IBN-DLO, Wageningen.
- Van Hinsberg, A. en Kros, J. (1999) Een normstellingsmethode voor (stikstof)depositie op natuurlijke vegetaties in Nederland. Een uitwerking van de Natuurplanner voor natuurdoeltypen. Rapportnr. 722108024, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Vedal, S. (1997) Ambient particles and health: Lines that divide. *J Air Waste Manage Assoc* 47, pp. 551-581.
- Verweij, W. en B.J. Heij (1994) Milieुरapportage 1993 I Integrale rapportage stikstof. Rapportnr. 482533001, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Veldkamp, J.G. en Wiertz, J. (1997) Schematisatie van bodembedekking en kwel in Nederland voor SMART/MOVE. Rapportnr. 711901021, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Vlinderstichting (1996) De gevoeligheid van dagvlinders voor vermesting, verdroging en verzuring. Rapportnr. VS 96.03.
- Volz, A. and Kley, D. (1988) Evaluation of the Montsouris series of ozone measurements made in the nineteenth century, *Nature*, 322, pp. 240-242.
- Vonk, J.M. en Schouten, J.P. (1998) Daily emergency hospital admissions and air pollution in the Netherlands, 1982-1986 and 1986-1995. Faculty of Health Sciences, Section Epidemiology and Statistics, Universiteit van Groningen.
- VROM (1998) Second Netherlands National Communications on Climate Change Policies, Den Haag.
- Wesselink, L.G., Smeets, W., Van der Brink, R.M. en Thomas, R. (1998) Fijn stof emissies in Nederland en buitenland. Rapportnr. 650010014, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Wesselink, L.G. en van de Bovenkamp, A. (1997) Emissiereductiepercentages voor prioritare stoffen. Rapportnr. 601503009, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Wesselink, L.G., van Breemen, N., Mulder, J. en Janssen, P.H. (1996) A simple model of soil organic matter complexation to predict the solubility in acid forest soils. *Eur. J. Soil Sci.* 47, pp. 373-384.
- Whitmore, M. (1985) Relationship between dose of SO₂ and NO₂ mixtures and growth of *Poa pratensis*. *New Phytologist* 99, pp. 545-553.
- WHO (1999) Update and revision of the WHO air quality guidelines for Europe. Classical air pollutants; ozone and other photochemical oxidants. In: *Air Quality Guidelines for Europe*, second edition. World Health Organization, Copenhagen.
- WMO (1999) Scientific Assessment of ozone depletion: 1998, Global ozone research and monitoring project-report no 44, Geneve, Zwitserland.
- Wet Milieugevaarlijke Stoffen 1992 (Staatscourant 138, 21-7-1992; Staatscourant 203, 21-10-1994).
- Wortelboer, F.G. (1990) A model on the competition between two macrophyte species in acidifying shallow soft-water lakes in The Netherlands. *Hydrobiol. Bull.* 24: 91-107, 1990.
- Wortelboer, F.G. (1992) AQUACID: Modelling the acidification of shallow heathland lakes in The Netherlands. The aquatic systems module of DAS. In: T. Schneider (Ed.), *Acidification Research: Evaluation and Pollicy Applications*. Elsevier, Amsterdam. pp. 539-540.

- Wortelboer, F.G. (1998) Modelling the effect of atmospheric deposition on shallow heathland lakes in the Netherlands; Dry deposition on water: now you see it, now you don't. *Environmental Pollution* 102, S1, 539-546.
- Wösten, J.H.M., G.J. Veerman en J. Stolte (1994). Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergrond in Nederland: de Staringreeks.

Bijlage 1 Verzendlijst

1. Ir. J. van der Vlist (VROM-DGM)
2. Dr. ir. B.C.J. Zoeteman (VROM/DGM)
3. Mevr. Mr. C.M. Zwartepoorte (VROM/DGM/KvI)
4. Ing. M.M.J. Allessie (VROM/DGM/KvI)
5. Drs. C.J. Sliggers (VROM/DGM/KvI)

6. Drs. G.J. de Vries (VROM/DGM/BWL)
7. M. Zebregs (VROM/DGM)
8. Drs. P.L. Hofmeijer (VROM/DGM/KvI)
9. C. Dekkers (VROM/DGM/KvI)
10. D. de Jong (VROM/DGM)
11. Drs. K. Sanders (VROM/DGM/KvI)
12. E. Dame (VROM/DGM)
13. S. Smeulders (VROM/DGM/BWL)
14. Drs. M.M. de Hoog (VROM/DGM/KvI)
15. M. Bonney (VROM/DGM)
16. A.Eijs (VROM/DGM/BWL)
17. Drs. H. Herremans (VROM/DGM)
18. Ir. A.P.M. Blom (VROM/DGM)
19. Dr. K.R. Krijgsheld (VROM/DGM/KvI)
20. Drs. R. Braakenburg (V&W/S&C)
21. F.E.T Hoefnagels (VROM/DGM/KvI)
22. Mevr. Drs. R.M. van der Linden (EZ- DG Industrie en Diensten)
23. Mevr. E. de Jeu (EZ)
24. B. Witmond (EZ)
25. Mevr. drs. M. v.d. Boogaart (LNV-directie landbouw)
26. J. Verkerk (LNV)
27. M. de Bode (LNV)
28. Drs. J.J.C. Karres (LNV-directie Natuurbeheer)
29. Ir. J.J. Mesu (IKC-Landbouw)
30. H.M. Beije (IKC-Natuur)

31. Dr. ing. J.W. Erisman (ECN)
32. Dr. ing. J.H. Duyzer (TNO-MEP)
33. Dr. M.G.M. Roemer (TNO-MEP)
34. Prof. Dr. ir. P.J.H. Bultjes (TNO-MEP)
35. Dr. H.F. van Dobben (Alterra)
36. Ir. J. Kros (Alterra)
37. Dr. R. Bobbink (Universiteit Utrecht)
38. Dr. J.G.M. Roelofs (Katholieke Universiteit Nijmegen)
39. Dr. ir. B. Brunekreef (Wageningen Universiteit)

40. Depot Nederlandse Publikaties en Nederlandse Bibliografie

41. Directie RIVM
42. Ir. N.D. van Egmond
43. Ir. F. Langeweg (SV)
44. Ir. R. van den Berg (LBG)
45. Ir. A.H.M. Bresser (LWD)

46. Mw. dr. J. Hoekstra (LAE)
47. Drs. R.J.M. Maas (MNV)
48. Dr.A. Opperhuizen (LEO)
49. Dr. ir. E. Lebret (LBM)
50. Dr. ir. D. van Lith (LLO)

51. J. Aben (LLO)
52. Drs. F. Bogman (LLO)
53. Ir. P.B. van Breugel (LLO)
54. Drs. E. Buijsman (LLO)
55. J. van Dam (LLO)
56. Ir.H.S.M.A. Diedereren (LLO)
57. Drs. H.C. Eerens (LLO)
58. Ir. P. Hammingh (LLO)
59. Dr. ing. J.A. van Jaarsveld (LLO)
60. A. Kamst (LLO)
61. Dr. J. Matthijssen (LLO)
62. Ir. W.J.A. Mol (LLO)
63. Dr. ir. W.A.J. van Pul (LLO)
64. Ir. F.J. Sauter (LLO)
65. G. Velders (LLO)
66. Drs. K. van Velze (LLO)
67. Ing. H. Vissenberg (LLO)
68. Mevr. Ing. E.S. de Waal (LLO)
69. Ir. P.M. van Egmond (LAE)
70. Ir. K. van der Hoek (LAE)
71. Drs. A.H. Haanemaaijer (LAE)
72. Drs. J.A. Oude Lohuis (LAE)
73. Ir. W.L.M. Smeets (LAE)
74. Ir. H.J. Westhoek (LAE)
75. Ir. H. van Zeijts (LAE)
76. Dr. ir. J.R.M. Alkemade (LBG)
77. Mevr. M.L.P van Esbroek (LBG)
78. J. Wiertz (LBG)
79. Prof. Dr. J.P. Hettelingh (MNV)
80. Dr. M. Posch (MNV)
81. Drs. S.A. van Esch (MNV)
82. Drs. O.J. van Gerwen (MNV)
83. Ir. P.H. Fischer (LBM)
84. Dr. ir. E. Buringh (LEO)

85. Ir. R.A.W. Albers
86. Mw. ir. J.P. Beck (LLO)
87. Ing. A. Bleeker (TNO)
88. Dr. L. van Bree (LEO)
89. J. van Dam (LLO)
90. L.J. van der Eerden (DLO)
91. Dr. J.J. Freijer (LBM)
92. Dr. A. van Hinsberg (LBG)
93. Ing. M. Marra (LBM)
94. A.E.G. Tonneijck (DLO)
95. C. van der Salm (Alterra)

96. Dr. W. de Vries (Alterra)

97. B. Wesselink (LAE)

98. F. Wortelboer (LWD)

99-104 SBD/Voorlichting & Public Relations

105 Bureau Rapportenregistratie

106 Bibliotheek RIVM

107 Bibliotheek LLO

108-117 Bureau Rapportenbeheer

118-200 Reserve exemplaren