

Milieudiagnose 1991

I

Integrale rapportage
Lucht-, Bodem- en Grondwaterkwaliteit

‘pilot’ studie

Milieudiagnose 1991

I

Integrale rapportage

Lucht-, Bodem- en Grondwaterkwaliteit *‘pilot’ studie*

Laboratorium voor Luchtonderzoek
Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek

december 1992

Dit rapport is opgesteld in opdracht en ten laste van
de directie van het RIVM.

Productie: Studio RIVM (André Berends, M.J.C. Middelburg
M.M. van Oostrom, M.J. Nijssen-Kramer)
Druk: Brouwer Offset Utrecht B.V.
Papier: chloorvrij geproduceerd

Rapportnummer: 724801004

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne
Postbus 1
3720 BA Bilthoven

Voorwoord

In het overleg over de nationale milieubeleidsplanning is over de afstemming van de RIVM-milieuverkenningen in de afgelopen maanden besloten:

- jaarlijks een zgn. 'Milieubalans' uit te brengen, waarin de actuele milieukwaliteit wordt beschreven, alsmede de op termijn van een aantal jaren verwachte milieukwaliteit na doorwerking van het reeds geformuleerde beleid.
- éénmaal per vier jaar een 'Milieuverkenning' uit te brengen waarin naast de actuele milieukwaliteit ook de ontwikkeling op langere termijn wordt beschreven, eventueel voor alternatieve maatregelen-opties.

Teneinde in 1995 tot publicatie van de eerste Milieubalans te komen, worden de reeds bestaande afzonderlijke rapportages over de actuele milieukwaliteit in de verschillende compartimenten geharmoniseerd en geïntegreerd: de milieudiagnose rapportage.

Het is de bedoeling van deze rapportage om de milieukwaliteit op basis van monitoringgegevens en diagnostische modelresultaten langs een aantal invalshoeken te beschrijven. Aan de volgende invalshoeken wordt gedacht:

- compartimenten lucht, bodem, water
- milieuthema's
- stoffen in relatie tot risico's
- milieukwaliteit in relatie tot doelgroepen
- de gesommeerde milieukwaliteit per gebied in relatie tot draagkracht

De bovengenoemde invalshoeken ter beschrijving en kwantificering van de milieukwaliteit, zijn alle nood-

zakelijk om een aantal 'afnemers' te voorzien van de noodzakelijke milieu-informatie. In de Milieubalans zal tevens, gebaseerd op de diverse invalshoeken voor de milieukwaliteit, een aantal milieu-indicatoren worden gepresenteerd. De discussie rond de vaststelling van milieu(beleids)indicatoren is volop bezig.

Het voorliggende rapport is het resultaat van een 'pilot' studie met het doel de harmonisering en integratie van de milieukwaliteits-beschrijvingen. De rapportage bestaat naast dit integrale deel uit twee andere delen, specifiek gericht op de luchtkwaliteit resp. de bodem- en grondwaterkwaliteit. De rapportage bestrijkt niet het totale veld dat uiteindelijk in de milieudiagnoserapporten binnen de milieubalans wordt gepresenteerd. Primair is de invalshoek van de milieuthema's aangehouden, terwijl ook gedeeltelijk een stofgerichte benadering is gevolgd.

Zoals gezegd is dit rapport het resultaat van een 'pilot' studie en als zodanig ook zeer nuttig voor een leerproces. In een leerproces zijn commentaar, kritiek en suggesties voor verbeteringen onontbeerlijk. Ik nodig de lezer dan ook graag uit te reageren op dit rapport.

Ir.dr.s. R.B.J.C. van Noort

Directeur Generaal RIVM

Inhoudsopgave

Voorwoord 5

Inhoudsopgave 7

Samenvatting 9

1 INLEIDING 13

2. VERZURING 15

2.1 Probleemschets 15

2.2 Emissies naar en concentraties in lucht 15

2.2.1 Emissies 15

2.2.2 Concentraties 16

2.3 Belasting van en gehalten in bodem 17

2.3.1 Belasting 17

2.3.2 Gehalten 23

2.4 Belasting van en concentraties in grondwater 27

2.4.1 Belasting 27

2.4.2 Concentraties 29

2.5 Samenvatting en conclusies 34

3. VERMESTING 35

3.1 Probleemschets 35

3.2 Emissies naar en concentraties in lucht 36

3.3 Belasting van en gehalten in bodem 36

3.4 Belasting van en concentraties in grondwater 39

3.5 Samenvatting en conclusies 42

4. VERSPREIDING VAN ZWARE METALEN EN ARSEEN 45

4.1 Probleemschets 45

4.2 Emissie van zware metalen naar lucht en concentraties in lucht 45

4.3 Belasting van en gehalten in de bodem 46

4.3.1 Belasting van de bodem 46

4.3.2 Gehalten aan zware metalen in de bodem 49

4.4 Belasting van en concentraties in het grondwater 51

4.4.1 Belasting van het grondwater 51

4.4.2 Concentraties in het grondwater 56

5. BESTRIJDINGSMIDDELEN 61

5.1 Probleemschets 61

5.2 Emissies naar en concentraties in lucht 62

5.2.1 Emissies 62

5.2.2 Concentraties 62

5.3 Belasting van en gehalten in bodem 62

5.3.1 Belasting 62

5.3.2 Gehalten 63

5.4 Belasting van en concentraties in het grondwater 67

5.4.1 Belasting 67

5.4.2 Concentraties 67

6. LITERATUUR 73

Verantwoording 77

SAMENVATTING

Verzuring

De deposities van zwaveldioxyde, stikstofoxyden, ammoniak en hun reactieproducten (respectievelijk aangeduid als SO_x , NO_y en NH_x) vormen samen de totale potentiële zure depositie. Deze depositie wordt jaarlijks berekend met behulp van de gemeten concentraties in lucht en regenwater en de toepassing van een verspreidingsmodel (NH_3). Voor het jaar 1991 is, gemiddeld over Nederland, een waarde bepaald van $4100 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. De hoogste regionale waarde, $5800 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$, is gevonden voor De Peel; de laagste, $2700 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$, voor het noorden van Noord-Holland.

Sinds 1980 is de totale depositie significant gedaald. Deze daling wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door vermindering van de emissie van zwaveldioxyde in Nederland en het omringende buitenland. De huidige totale depositie benadert de voor 1994 aangegeven tussendoelstelling van $4000 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$; de meteorologische omstandigheden in 1991 hebben echter een gunstige invloed op de depositie uitgeoefend.

De bijdragen van SO_x , NO_y en NH_x aan de totale depositie bedroegen in 1991 ca 30%, 20% en 50% respectievelijk. SO_x is voornamelijk afkomstig van de verbranding van fossiele brandstoffen. De genoemde daling is ontstaan door de toepassing van rookgasontzwaveling in de grote vuurhaarden en door de inzet van een zwavelarmer brandstofpakket. NO_x is afkomstig van industrie en mobiele bronnen. De emissie naar de lucht vertoont sinds 1988 een geringe daling. Verreweg de grootste bron van NH_x wordt gevormd door de Nederlandse landbouw; de meeste NH_3 komt hierbij vrij door het gebruik van mest. Een daling van deze emissie door maatregelen m.b.t. het mestgebruik en de -verwerking heeft naar verwachting nog niet in volle omvang plaatsgevonden.

In 1991 bedroeg de potentiële zuurbelasting op het Nederlandse bos $4700 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. De actuele zuurproductie in de bodem is veel lager vooral als gevolg van een minder dan potentiële bijdrage van stikstofverbindingen. De verzuring leidt tot hoge Al-concentraties en een sterke ophoping van organisch stikstof. Deze ophoping zal leiden tot najling van de nitraatuitspoeling, ook als de depositiedoelstellingen in de toekomst worden gehaald. De mediane concentratie van Al in wortelzones van een bosopstand varieert tussen 4 mg l^{-1} (voor eik) en 14 mg l^{-1} (voor Douglasspar) en is sterk gecorreleerd met de concen-

tratie van NO_3 en SO_4 . De Al-concentratie ligt overwegend (95%) boven de kritische waarde voor duurzaam vitaal bos (2 mg l^{-1}). In het ondiepe grondwater varieert de mediane Al-concentratie tussen $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ (voor eik) en $7,5 \text{ mg l}^{-1}$ (voor Douglasspar) en ligt vrijwel altijd (97%) boven de streefwaarde voor drinkwater ($0,2 \text{ mg l}^{-1}$). In circa 40% van het bos- en heideareaal wordt daarnaast de streefwaarde voor nitraat in drinkwater (25 mg l^{-1}) overschreden.

In het diepere grondwater (5-15 m beneden het maaiveld) zijn aanwijzingen voor verzuring gevonden; deze kunnen echter vooralsnog niet duidelijk worden gerelateerd aan de depositie op het oppervlak. Wel kunnen de verhoogde Al-concentraties duidelijk gerelateerd worden aan bosgebieden en cultuurgronden in gebruik voor akkerbouw. Indicaties voor verzuring zijn gevonden in het Midden-Nederlandse Stuwwallencomplex, de oude rivierterrassen en de Peelhorst. In het algemeen worden hier de drinkwaternormen voor nitraat en Al veelvuldig overschreden.

Vermesting

Vermesting is het teveel aan voedingsstoffen in het milieu waardoor functies van grondwater, oppervlaktewater en bodem kunnen worden ontregeld. De meest betrokken stoffen bij vermisting zijn fosfor (P), stikstof (N) en in mindere mate kalium (K). Omdat N het meest mobiel is in het milieu en voorkomt in alle milieucompartimenten wordt de behandeling hier vooralsnog beperkt tot deze component. Circa 84% van de bodembelasting ontstaat door het gebruik van kunstmest en dierlijke mest op landbouwgronden. Ruim 11% is afkomstig van atmosferische depositie; de huidige atmosferische belasting bedraagt gemiddeld over Nederland ca $3000 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$; het aandeel van NH_x hierin bedraagt ca 70%. Er is sprake van een licht dalende trend. De huidige waarde is aanzienlijk hoger dan de doelstelling voor het jaar 2000: $1600 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. De totale jaarlijkse stikstofbelasting van de Nederlandse bodem bedraagt ca 1300 mln kg. De belasting van bos en natuurterreinen bedraagt ca 50 kg ha^{-1} , de belasting op landbouwgronden is ongeveer een factor 10 hoger. De hoogste waarden, meer dan 700 kg ha^{-1} , komen voor in de Gelderse vallei en de Achterhoek, Noord-Brabant en Noord-Limburg. De belasting van landbouwgronden is van 1970 tot 1986 met ca 50% toegenomen; sindsdien is sprake van een daling van 20%.

Metingen van nitraat in het grondwater onder landbouwbedrijven laten zien dat er een grote ruimtelijke spreiding optreedt in de concentraties. Variaties in de orde van een factor 10 tot 100 binnen één bedrijf, bij min of meer gelijke belasting, zijn geen uitzondering. Hoge nitraatconcentraties worden gemeten op zandgrond, zowel onder gras als onder snijmais. Uit metingen blijkt dat op grotere diepte aanzienlijk lagere nitraat concentraties optreden. Onder bouwland (met name maïspcelen) treden hogere waarden op dan onder grasland. Met behulp van een uitspoelingsmodel is geschat dat de nitraatuitspoeling van landbouwgronden naar het grondwater landelijk gezien slechts ca 10% van de bemesting bedraagt. Dit varieert van 15% voor zandgrond tot 1% voor veengrond. Uit de metingen en modelberekeningen blijkt niettemin dat de kwaliteitsdoelstelling voor nitraat in grondwater (50 mg l⁻¹) voor landbouwgronden in ca 70% van het zand- en leemgebied wordt overschreden. Voor klei en veengronden is de uitspoeling veel geringer en wordt overschrijding slechts voor een klein deel van het areaal verwacht. Van het totale landbouwareaal wordt voor ca 40% overschrijding van de doelstelling verwacht.

De bijdrage van bemesting aan de af- en uitspoeling naar het kleine oppervlaktewater leidt volgens modelberekeningen tot overschrijding van de kwaliteitsdoelstelling voor stikstof in eutrofiëringsgevoelig oppervlaktewater in vrijwel alle ecodistricten.

Verspreiding van zware metalen (incl. As)

Emissie van zware metalen naar lucht vindt plaats bij verbrandingsprocessen, in de metaalindustrie en door mobiele bronnen. De resulterende luchtconcentraties blijven, over het algemeen, ruim onder de grenswaarden. De atmosferische depositie van zware metalen draagt bij aan de metaalbelasting van de bodem. Voor Cd wordt de adviesnorm, ondanks een daling van de depositie, in zuidelijk Nederland overschreden. Door de verdere penetratie van loodvrije benzine is de atmosferische Pb-depositie op de Nederlandse bodem gedaald van ca 600 ton in 1985 tot ca 150 ton in 1991. De grootste belasting van landbouwgronden vindt echter voor de meeste metalen voornamelijk door bemesting plaats. Een uitzondering wordt gevormd door Pb; de atmosferische depositie van deze component draagt naar schatting ca 50% aan de totale depositie bij.

Voor vele metalen is sinds 1980 een significante afname van de totale bodembelasting opgetreden. Deze afname leidt tot een minder snelle accumulatie van metalen in de bodem. Voor de bepaling van de gehalten aan zware metalen is gebruik gemaakt van meetgegevens uit een aantal meetprogramma's. In de landbouwgebieden wordt, afhankelijk van het metaal,

op 2% tot 14% van het grondoppervlak overschrijding van de streefwaarden geconstateerd. Situaties met een hoge mate van overschrijding van streefwaarden (> 30%) zijn bouwland op veen (voor Pb 40% en Cu 60%) en bouwland op löss/leem (voor Cd 80%). De overschrijdingen zijn over het algemeen sterk regionaal bepaald.

De hoogte van de metaalconcentraties in het ondiepe grondwater blijkt sterk te worden gedomineerd door de zuurgraad; een lage zuurgraad leidt in het algemeen tot lagere concentraties. Met behulp van een statistisch model is een schatting gemaakt van de Cd-concentratie in het grondwater onder invloed van atmosferische depositie op bos- en heidegebieden op zandgrond. Van de berekende concentraties ligt 7% boven de B-waarde en 1% boven de C-waarde. Voor alle onderzochte metalen in het ondiepe grondwater vindt overschrijding van streefwaarden veelvuldig plaats in bosgebieden en in mindere mate in landbouwgebieden. In bosgebieden wordt ook de drinkwaternorm regelmatig overschreden.

De metaalconcentraties, met uitzondering van Cr, nemen af met de diepte. Niettemin wordt in een aantal kwetsbare zandgebieden veelvuldig overschrijding gevonden van streef- en B-waarden. Met name voor de Peelhorst, het Oude Rivierterrassenlandschap en het zuidwestelijk Rivierzandgebied zijn voor diverse metalen hoge frequenties overschrijding van streefwaarden vastgesteld.

Het optreden van trends in de concentraties is op korte termijn (10 jaar) niet waarneembaar omdat de veranderingen slechts zeer langzaam optreden.

Verspreiding van bestrijdingsmiddelen

Toepassing van bestrijdingsmiddelen kan door verspreiding in het milieu leiden tot ongewenste neveneffecten. De hooggechloroerde bestrijdingsmiddelen zoals DDT hebben in het verleden als gevolg van ophoping in de voedselketen tot effecten bij vogels en top-predatoren geleid. Door de directe toepassing kan daarnaast ophoping in de bodem plaatsvinden die tot effecten op gewassen en bodemfauna kan leiden.

Vergeleken met andere landen in Europa wordt in Nederland per hectare landbouwgrond de grootste hoeveelheid bestrijdingsmiddelen gebruikt. Het gebruik is de laatste jaren nagenoeg stabiel. De omzet aan landbouwbestrijdingsmiddelen bedroeg in 1989 ongeveer 19 mln kg actieve stoffen. Onder de niet-landbouwbestrijdingsmiddelen nemen de houtconserveringsmiddelen en koel- en proceswaterbiociden een belangrijke plaats in met een jaaromzet in de orde van 10 mln kg. Omdat de mate waarin deze laatste stoffen het milieu belasten nog niet in kaart is gebracht wordt hier alleen ingegaan op de bestrijdingsmiddelen in de landbouw. Bestrijdingsmiddelen ko-

men in de atmosfeer door verdamping, drift van spuitniveaus en vervluchtiging vanuit de bodem of het oppervlaktewater. Vluchtige middelen kunnen over grote afstanden worden getransporteerd in tegenstelling tot spuitniveaus van minder vluchtige middelen die in de directe omgeving worden afgezet. De concentraties in regenwater blijken jaargemiddeld maximaal in de orde van 100 ng l^{-1} te liggen. De daarmee overeenkomende jaarlijkse natte depositie bedraagt 1 g ha^{-1} .

Voor landbouwgebieden is de directe belasting van de bodem een factor 20000 groter, circa 20 kg ha^{-1} . Het gebruik varieert echter sterk afhankelijk van het gewas. Bij nieuwe stoffen is sprake van veel lagere doseringen.

Om een beeld te krijgen van de accumulatie van persistente en niet mobiele stoffen in de bouwvoor zijn een aantal kleinschalige bemonsteringen uitgevoerd. Voor atrazin en parathion is overschrijding van de streefwaarde voor de bodem vastgesteld. Op basis van modelberekeningen blijkt dat van de huidige gebruikte middelen er slechts enkele tot ophoping in de bouwvoor leiden. De organochloor bestrijdingsmiddelen, nu niet of slechts beperkt toegestaan, zijn weinig mobiel en redelijk persistent. De waarnemingen van deze stoffen blijken de streefwaarde op het merendeel van de combinaties bodemtype-bodemgebruik te overschrijden. Een deel van de waarnemingen in boomgaarden op zand en klei overschrijdt de B-waarde. De waarnemingen in bosgronden liggen beneden de detectiegrens.

In het ondiepe grondwater wordt een tiental bestrijdingsmiddelen in meer dan 30% van de waarnemingen aangetoond. Berekeningen maken aannemelijk dat de drinkwaternorm voor bestrijdingsmiddelen onder een groot deel van de landbouwgrond wordt overschreden. Op termijn kan dat gevolgen hebben voor de drinkwatervoorziening. In het algemeen blijkt dat de concentraties in het diepere grondwater lager liggen dan in het ondiepe.

Luchtkwaliteit in steden

Bronnen die bijdragen aan de lokale luchtverontreiniging zijn verkeer, ruimteverwarming en kleine industrie. De hoge dichtheid van deze bronnen op stedelijke schaal leidt voor een groot aantal stoffen tot een zodanige verhoging van de niveaus dat ongewenste effecten op de gezondheid op kunnen treden. Voetgangers, fietsers en inzittenden van auto's kunnen door kortdurende blootstelling aan stoffen als CO , NO_2 , O_3 , SO_2 en stof risico's ondervinden. Stoffen die schadelijk kunnen zijn voor de stedeling bij langdurige blootstelling zijn benzeen, lood, PAK, zwarte rook en een aantal vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen. Ter bescherming van de gezond-

heid zijn voor genoemde stoffen (ontwerp)grenswaarden gesteld.

Vaststelling van de concentraties vindt, voor een deel van de stoffen, plaats op basis van meetresultaten van een twintigtal stads- en straatstations. De gegevens van deze stations worden representatief geacht voor de luchtverontreinigingssituatie in vergelijkbare steden en straten. Uit de meetresultaten en modelberekeningen bleek geen overschrijding van de grenswaarden op te treden voor de componenten SO_2 en O_3 . Een beperkte overschrijding (op minder dan 20% van de verkeersdrukke straten) is gevonden voor CO , lood, NO_2 , benzeen en zwarte rook. Ruime overschrijding (op meer dan 50% van de verkeersdrukke straten) wordt verwacht voor PAK, met name benzo(a)pyreen.

Samenhangend met de door maatregelen ontstane daling van de emissies wordt een duidelijk dalende trend gevonden in de concentraties van de componenten lood en zwaveldioxyde. De op grond van de verdere penetratie van de katalysator verwachte daling in de concentraties van stikstofoxyden en koolstofmonoxyde is niet opgetreden. Dit hangt samen met de meteorologische omstandigheden in 1991. Tevens wordt de daling van de stikstofoxyden-emissie van personenauto's ten dele gecompenseerd door een toename van de emissie door het overig wegverkeer. Voor de componenten benzeen, PAK en zwarte rook is de situatie grotendeels vergelijkbaar met die van de laatste jaren.

Fotochemische luchtverontreiniging

De vorming van smog gedurende de zomermaanden vindt plaats door de inwerking van zonlicht op een mengsel van stikstofoxyden en vluchtige organische stoffen. De voornaamste componenten van zomer-smog zijn O_3 , NO_2 , aldehyden, aerosolen, zuren en peroxy-verbindingen. Voor het ontstaan van gezondheidseffecten bij blootstelling aan het mengsel wordt ozon als de belangrijkste component beschouwd. Een complicerende factor hierbij is dat de ozonconcentratie in steden en straten sterk kan fluctueren door lokale emissies van NO waardoor O_3 tijdelijk wordt omgezet in NO_2 . In het kader van de in Nederland gehanteerde smogregeling wordt de ernst van de smog uitgedrukt in een aantal klassen: geen smog ($\text{O}_3 < 120 \mu\text{g m}^{-3}$), geringe smog ($\text{O}_3 > 120 \mu\text{g m}^{-3}$), matige smog ($\text{O}_3 > 180 \mu\text{g m}^{-3}$), ernstige smog ($\text{O}_3 > 240 \mu\text{g m}^{-3}$) en zeer ernstige smog ($\text{O}_3 > 360 \mu\text{g m}^{-3}$). Gezondheidseffecten zoals irritatie van ogen, neus en keel, luchtwegklachten, benauwdheid, hoest en hoofdpijn kunnen vanaf matige smog voorkomen bij mensen die zich inspannen in de buitenlucht en bij mensen die extra gevoelig zijn voor luchtverontreiniging.

Gedurende de zomer van 1991 is op 19 dagen in een of meer regio's matige smog geconstateerd. Op een tweetal dagen trad ernstige smog op. Evenals in 1990 was het aantal smogdagen ($O_3 > 180 \mu\text{g m}^{-3}$) in de zuidelijke provincies het hoogst. De provincie Zeeland gaf nu daarentegen een relatief laag aantal smogdagen te zien. De smogvorming is in het verslagjaar aanzienlijk minder dan in 1989 en 1990; het aantal smogdagen was toen bijna tweemaal zo hoog. Het aantal smogdagen hangt sterk af van het gecombineerd voorkomen van zomerse temperaturen en hoge import van koolwaterstoffen en stikstofoxyden. Het aantal zomerse dagen was in 1991 slechts weinig kleiner dan in de jaren 1989 en 1990. Verschil in windrichting en daarmee in voorbelasting aan precursoren alsmede een gemiddeld hogere windsnelheid gedurende de zomerse dagen in 1991 vormt een verklaring voor de gevonden resultaten. Ook in België was het aantal smogdagen aanzienlijk lager dan in 1990.

Zowel het gemiddelde niveau als het 98-percentiel van ozon vertoont geen duidelijke trend. Een verandering van de kans op zomersmog wordt voor de komende jaren dan ook niet verwacht.

Blootstelling aan ozon veroorzaakt bij verschillende plantensoorten bladschade. Ernstige schade is te verwachten voor overdagniveaus boven $100 \mu\text{g m}^{-3}$ gemiddeld over het groeiseizoen. Visuele schade is te verwachten boven $50 \mu\text{g m}^{-3}$. In het algemeen is het gemiddelde ozonniveau in Noord-Nederland iets hoger dan in Zuid-Nederland. De gradiënt voor de hogere concentraties ligt echter juist andersom. Het landelijk groeiseizoengemiddelde bedroeg in 1990 $83 \mu\text{g m}^{-3}$. In 1991, zoals eerder aangegeven gekenmerkt door het minder veelvuldig optreden van zomersmog, kwam de betreffende waarde uit op ca $70 \mu\text{g m}^{-3}$, nog altijd ruim boven het visuele schadeniveau.

1. INLEIDING

Het RIVM-milieuonderzoek is gericht op de (technisch) wetenschappelijke ondersteuning van de voorbereiding en uitvoering van het milieubeleid, met name zoals dat ontwikkeld wordt door het Directoraat Generaal Milieubeheer (VROM). Inzicht in de actuele en toekomstige toestand van het milieu is onontbeerlijk voor een goede ondersteuning. Om zo goed mogelijk in beleidsmatige vraagstellingen te voorzien is voor het RIVM-milieuonderzoek als kerntaak gekozen 'de beschrijving van de actuele toestand van het milieu, en de prognose daarvan voor (alternatieve) beleidscenario's'. Deze kerntaak is al geruime tijd bepalend voor de milieu-onderzoeksstrategie en heeft de afgelopen jaren geresulteerd in een accentuering van 'meetnetten/monitoring' en 'modellering' als primaire activiteiten.

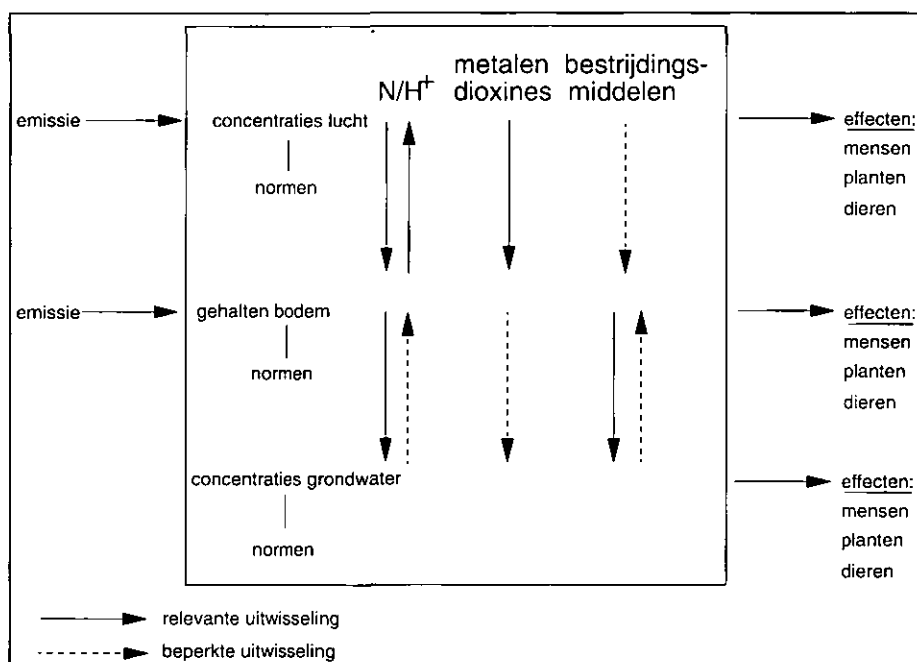
De invulling van deze diagnose- en prognosetaak krijgt uiteindelijk gestalte in de kernproducten: een jaarlijkse milieubalans waarvan de (jaarlijkse) milieudiagnoserapportage deel uitmaakt en een vierjaarlijkse milieuverkenning. De milieudiagnoserapportage is, zoals de titel aangeeft, voornamelijk gericht op de *diagnosetaak* en heeft globaal de volgende kenmerken:

- een landsdekkende beschrijving van de *actuele 'milieukwaliteit'* op basis van meetgegevens en met modellen verkregen extrapolaties;
- een beschrijving van de trend tot aan de actuele situatie met mogelijk een extrapolatie bij gelijkblij-

vend beleid; in de praktijk betekent dit dat het bestaande beleid jaarlijks wordt getoetst aan de actuele milieukwaliteit.

- het stellen van de diagnose c.q. het *verklaren* van de actuele milieukwaliteit in relatie tot belastingen/emissies, chemische processen, transportprocessen, bodemkarakteristieken etc.
- een *toetsing* van de actuele kwaliteit aan de geldende normen alsmede een beschouwing van de consequenties van geconstateerde overschrijdingen, zowel per stof als per groep van stoffen.

Het is de bedoeling, dat de milieudiagnose hiermee een referentie vormt voor en deel uitmaakt van de milieubalans. Tevens is de jaarlijkse milieubalans en daarmee de milieudiagnoserapportage het vertrekpunt van de vierjaarlijkse milieuverkenning. Bovendien worden de jaarverslagen van de diverse meetnetten in de milieudiagnoserapportage in onderlinge samenhang gepresenteerd. Daarnaast zijn ook gegevens gebruikt van het Laboratorium voor Grond- en Gewasonderzoek te Oosterbeek, het RIKILT, het DLO-Staring Centrum en het Instituut voor Bodemvruchtbaarheid. Dit rapport is het (eind)resultaat van een proefproject voor de milieudiagnoserapportage. De doelen van deze 'pilot' studie, die is uitgevoerd door het Laboratorium voor Luchtonderzoek en het Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek in samenwerking met het Staring Centrum, zijn:



Figuur 1.1

- het produceren van een integrale rapportage van Lucht-, Bodem- en Grondwaterkwaliteit langs de lijnen van de milieuthema's.
- het proefondervindelijk nagaan van de mogelijkheden, maar vooral ook van de moeilijkheden van een dergelijke integrale aanpak.

In deze 'pilot' studie is ervoor gekozen om een drieluik uit te brengen, namelijk:

- Milieudiagnose 1991; Integrale rapportage Lucht-, Bodem- en Grondwaterkwaliteit
- Milieudiagnose 1991; Luchtkwaliteit
- Milieudiagnose 1991; Bodem- en Grondwaterkwaliteit

De gedachte hierachter is dat de twee laatstgenoemde rapporten verslag doen van de meetresultaten in 1991 en als zodanig een belangrijke onderbouwing vormen voor het integrale rapport. Daarnaast zijn de twee laatstgenoemde rapporten zelfstandig leesbaar.

Vertrekpunt voor de opzet van het integrale rapport zijn bekende milieuthema's en de keuze voor

stoffen die uitwisselen tussen lucht, bodem en grondwater. Immers juist deze stoffen vragen om een integrale rapportage. Zo komen verzurende en vermesende stoffen ruim aan bod, omdat die tussen lucht, bodem en grondwater worden uitgewisseld. Zware metalen worden daarentegen hoofdzakelijk van lucht naar bodem getransporteerd, terwijl bestrijdingsmiddelen nagenoeg alleen van bodem naar het grondwater worden getransporteerd. In *Figuur 1.1* is een en ander schematisch weergegeven. Daarnaast worden echter ook enkele resultaten samengevat die specifiek in het deel luchtkwaliteit aan de orde komen.

Dit jaar is al enige aandacht besteed aan het transport naar klein oppervlaktewater. Het is de bedoeling om in het volgende concept ook aan andere compartimenten meer aandacht te besteden, een doelgroependoorsnede te maken en een ruimtelijke integratie op te nemen. Uiteindelijk is het de bedoeling om in 1995 met een volledige milieudiagnoserapportage te komen, waarin alle hierboven genoemde kenmerken van de milieudiagnoserapportage in de volle breedte en met de juiste diepgang zijn ingevuld.

2. VERZURING

2.1 Probleemschets

In dit hoofdstuk wordt de emissie van verzurende zwavel- en stikstofverbindingen naar de atmosfeer besproken, de effecten hiervan op de luchtkwaliteit, de depositie van deze stoffen op de bodem en de effecten hiervan op de kwaliteit van bodem en grondwater. Belangrijke effecten van verzuring zijn de aantasting van bovengrondse vegetatiedelen door luchtverontreiniging en van ondergrondse delen door aluminiummobilisatie in combinatie met verhoging van de zuurgraad. De actuele effecten op de vegetatie worden niet besproken. Effecten op klein oppervlaktewater (vennen) zijn ook van belang, maar worden eveneens niet besproken.

Voor verzuring van bodem en ondiep grondwater zijn zwaveldioxyde (SO_2) en sulfaat (SO_4) en geoxydeerde en gereduceerde stikstofverbindingen van belang. Tot de geoxydeerde stikstofverbindingen behoren stikstofmonoxyde (NO) en stikstofdioxyde (NO_2), tezamen aangeduid als NO_x en de atmosferische reactieproducten nitraataërosol (NO_3), salpeterzuur (HNO_3) en salpeterigzuur (HNO_2). De groep gereduceerde stikstofverbindingen bestaat uit de componenten ammoniak (NH_3) en het reactieproduct ammoniumaërosol (NH_4).

Alhoewel er sprake is van een continue afname van de SO_2 -emissies in de afgelopen twintig jaar zijn de emissies van verzurende stoffen in 1991 weinig veranderd ten opzichte van 1990. De relatief lage potentiële zure depositie in 1991 is het gevolg van gunstige weersomstandigheden. Niettemin is deze depositie nog bijna driemaal zo hoog als de richtwaarde voor 2010.

In de bodem veroorzaakt depositie van bovengenoemde verbindingen verhoogde gehalten van NO_3 , SO_4 en verlaagde pH-waarden in de bodemoplossing, waardoor aluminium (Al) vanuit de bodemmatrix in oplossing gaat. In 1990 lagen de concentraties van Al in de bodemoplossing van bossen op zandgrond overwegend boven de aangenomen kritische waarde voor duurzaam vitaal bos. In het uitspoelend bodemvocht lag 55% en in het ondiepe grondwater nog 40% van de concentraties van NO_3 boven de streefwaarde voor drinkwater. De sterke ophoping van stikstof in organische vorm op en in bosbodems uit atmosferische depositie kan in de toekomst verhoogde nitraatuitspoeling veroorzaken, ook na afname van de atmosferische depositie. Door neerwaarts transport

van water zal ook de samenstelling van het ondiepe en diepe grondwater worden beïnvloed. Drinkwater-normen voor Al en NO_3 worden algemeen overschreden in het ondiepe grondwater onder bossen op zandgronden. In het diepe grondwater wordt overschrijding van drinkwater-normen voor Al en NO_3 lokaal ook waargenomen. Door vertraging en horizontale verspreiding die optreedt tussen het moment van bodembelasting en het verschijnen van effecten in het diepe grondwater en door de aanwezigheid van andere relevante zuurbronnen, kunnen verzuringseffecten in het diepe grondwater niet eenduidig worden gerelateerd aan zure atmosferische depositie.

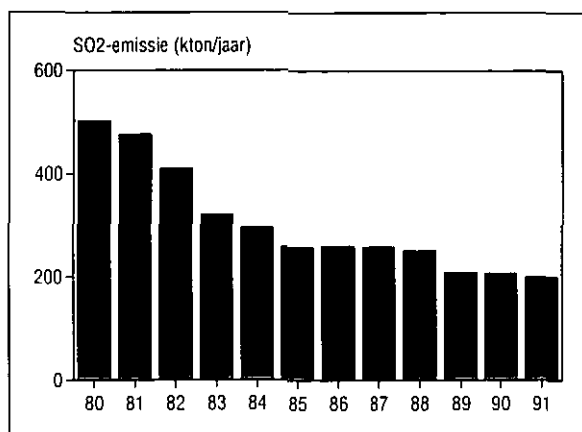
Verzuring in lucht, bodem en grondwater hangen onderling samen door transport en omzettingen van stikstof- en zwavelverbindingen. Door de grote rol van stikstof bij verzuring in bodem en grondwater, is het verzuringsprobleem nauw gerelateerd aan het vermestings- en eutrofiëringsprobleem.

2.2 Emissies naar en concentraties in lucht

2.2.1 Emissies

Zwavelverbindingen

Het grootste deel van de emissie van zwaveldioxyde in Nederland vindt plaats door de verbranding van zwavelhoudende fossiele brandstoffen in vuurhaarden. Kleinere aandelen aan de emissie worden geleverd door mobiele bronnen en procesemissies. Sinds 1980 is de emissie van zwaveldioxyde in Nederland aanmerkelijk gedaald, namelijk van ca 500 naar ca 200 kton per jaar in 1991 (*Figuur 2.1*). Ook in de ons omringende landen hebben vanaf 1980 emissiereducties plaatsgevonden. De maatregelen die rond 1988 in het Roergebied zijn genomen om de uitstoot van zwaveldioxyde te beperken hebben geleid tot een verlaging van de SO_2 -concentraties in het nabij gelegen Zuid-Limburg. Sulfaat wordt vrijwel niet direct geëmitteerd door antropogene bronnen en is hoofdzakelijk afkomstig van de atmosferisch-chemische omzetting van zwaveldioxyde.



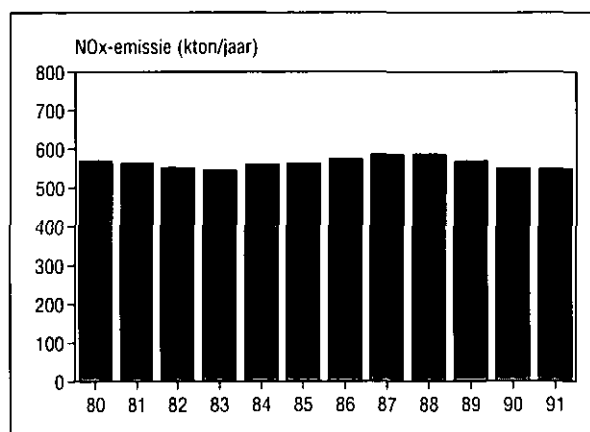
Figuur 2.1: Ontwikkeling van de totale Nederlandse SO₂-emissie naar lucht (Bron: CBS).

Geoxydeerde stikstofverbindingen

Het grootste deel van de emissie van stikstofoxiden (NO_x) vindt plaats uit mobiele bronnen. Onderdeel van deze categorie zijn personenauto's. Sinds 1988 vertoont de uitstoot van NO_x door personenauto's een licht dalende trend ondanks een geringe stijging in het aantal kilometers dat binnen Nederland met personenauto's wordt afgelegd (Figuur 2.2). De toch optredende daling in de emissie is te danken aan de verdere penetratie van de katalysator. Een andere grote bron van stikstofoxiden is de categorie vuurhaarden. De procesemissies leveren een veel kleinere bijdrage. De totale emissie is sinds 1980 slechts weinig gedaald. In 1980 bedroeg deze ca 570 kton, in 1991 was dat ca 550 kton. Ook in de ons omringende landen is de NO_x-emissie slechts weinig veranderd.

Gereduceerde stikstofverbindingen

Verreweg de grootste bron van ammoniak is de landbouw met een aandeel van ca 90%. Binnen de landbouw komt de meeste NH₃ vrij bij het aanwenden van mest. De nieuwste schatting van de ammoniak-emissie is gemaakt voor 1989. Volgens deze schatting bedraagt de totale Nederlandse emissie in 1989 234 kton. De totale emissie in 1991 (en ook 1990) zal naar verwachting niet sterk van de emissie in 1989 afwijken. Wanneer alleen wordt gekeken naar het aantal dieren zou in 1991 sprake zijn van een stijging van de emissie van slechts enkele procenten (3%) t.o.v. 1989. Hierbij is echter geen rekening gehouden met het effect van de verbeterde voersamenstelling. Dit effect kan de stijging door het aantal dieren geheel of gedeeltelijk compenseren. Een grote daling van de NH₃-emissie t.o.v. 1989 door extra maatregelen m.b.t. de mestaanwending en mestverwerking heeft naar verwachting niet plaatsgevonden. Mesttransporten binnen Nederland hebben geen invloed



Figuur 2.2: Ontwikkeling van de totale Nederlandse NO_x-emissie naar lucht (Bron: CBS).

op de totale NH₃-emissie in Nederland maar kunnen wel van invloed zijn op de geografische verdeling van de emissie. Echter, wanneer de hoeveelheid getransporteerde mest in 1991 wordt vergeleken met de totale hoeveelheid geproduceerde mest, kan de verwachting worden uitgesproken dat de invloed van de mesttransporten op de geografische verdeling van de emissies gering is.

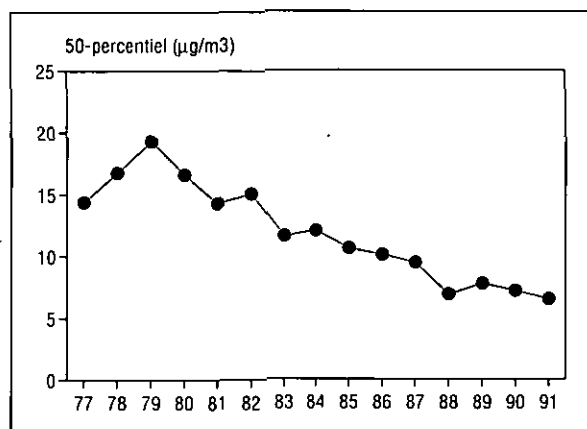
2.2.2 Concentraties

Zwavelverbindingen

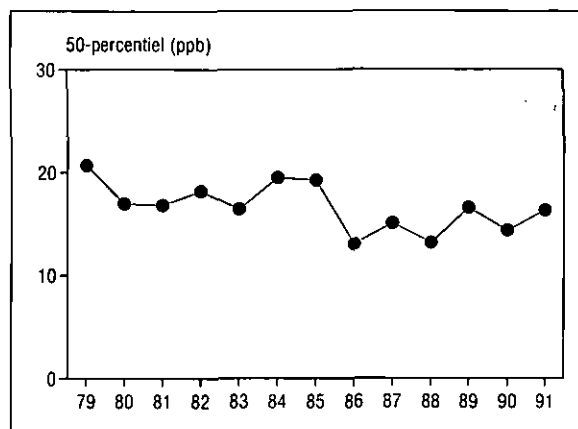
De landelijk gemiddelde concentratie van zwaveldioxyde bedroeg in 1991 ca 10 µg m⁻³. Dit gemiddelde geeft het grootschalige niveau van de SO₂-concentratie in Nederland weer. Evenals in de voorgaande jaren waren de concentraties in het algemeen laag ten opzichte van de geldende grens- en richtwaarden (zie Deel II, Luchtkwaliteit). De hoogste concentraties zijn opgetreden in Zeeuws-Vlaanderen en westelijk Noord-Brabant. Deze worden veroorzaakt door de industriecomplexen bij Gent en Antwerpen. Ook in het Rijnmondgebied komen, door de aldaar gevestigde industrie, hogere SO₂-concentraties voor dan in de rest van Nederland.

De concentratie van sulfaataërosol bedroeg in 1991 gemiddeld over de meetpunten ca 6 µg m⁻³. Gezien het geringe aantal meetpunten kan geen uitspraak worden gedaan over het optreden van een gradiënt binnen Nederland.

Het landelijk gemiddelde 50-percentiel van de SO₂-concentraties is een maat voor de gemiddelde belasting met SO₂. Het 50-percentiel lijkt na een sterke afname vanaf 1979 de laatste vier jaar te stabiliseren (Figuur 2.3).



Figuur 2.3: Ontwikkeling van het landelijk gemiddelde 50-percentiel van 24-uursgemiddelde SO₂-concentraties.



Figuur 2.4: Ontwikkeling van het landelijk gemiddelde 50-percentiel van gemiddelde NO_x-concentraties.

Geoxydeerde stikstofverbindingen

De hoogste NO₂- en NO_x-concentraties komen voor in de stedelijke gebieden. In drukke smalle straten van grotere steden, gekenmerkt door bebouwing aan weerszijden, worden de Nederlandse grenswaarden met betrekking tot NO₂ vrijwel ieder jaar overschreden (zie ook Deel II, Luchtkwaliteit). Van dit type straat zijn er ca 100 in Nederland. Met betrekking tot de verzuring zijn de concentraties buiten de steden echter van groter belang. Jaargemiddeld bedroegen de grootschalige, regionale NO₂- en NO_x-concentraties respectievelijk 30 µg m⁻³ en 28 ppb. De hoogste jaargemiddelde concentraties komen voor in de zuidelijke helft van ons land. De hoogste uurgemiddelde concentraties zijn opgetreden in het Rijnmondgebied.

De concentratie van nitraataërosol bedroeg in 1991 gemiddeld over de meetpunten ca 7 µg m⁻³. Een uitspraak over het optreden van een gradiënt kan gezien het geringe aantal meetpunten niet worden gedaan.

Het landelijk gemiddelde 50-percentiel van de NO_x-concentraties is een maat voor de gemiddelde belasting met NO_x. De niveaus van het 50-percentiel zijn vergelijkbaar met die van de voorgaande jaren (Figuur 2.4).

Gereduceerde stikstofverbindingen

Metingen van ammoniak in de lucht worden nog niet routinematig verricht. Door middel van modelberekeningen op basis van gedetailleerde emissie-inventarisaties is echter wel een beeld verkregen van de situatie in Nederland m.b.t. de ammoniakconcentratie. De jaargemiddelde concentratie gemiddeld over Nederland wordt geschat op ca 5 µg m⁻³. Er bestaan binnen Nederland echter grote gradiënten. De hoogste concentraties treden op in De Peel, de Gelderse Vallei en de Achterhoek. Voor deze gebieden zijn

jaargemiddelde concentraties berekend van ca 15-20 µg m⁻³. Lokaal kunnen nog hogere concentraties optreden.

De concentratie van ammoniumaërosol bedroeg in 1991 gemiddeld over de meetpunten ca 6 µg m⁻³. Omdat ammoniumaërosol slechts op twee punten wordt gemeten, kan geen uitspraak worden gedaan over het optreden van een gradiënt binnen Nederland.

2.3 Belasting van en gehalten in bodem

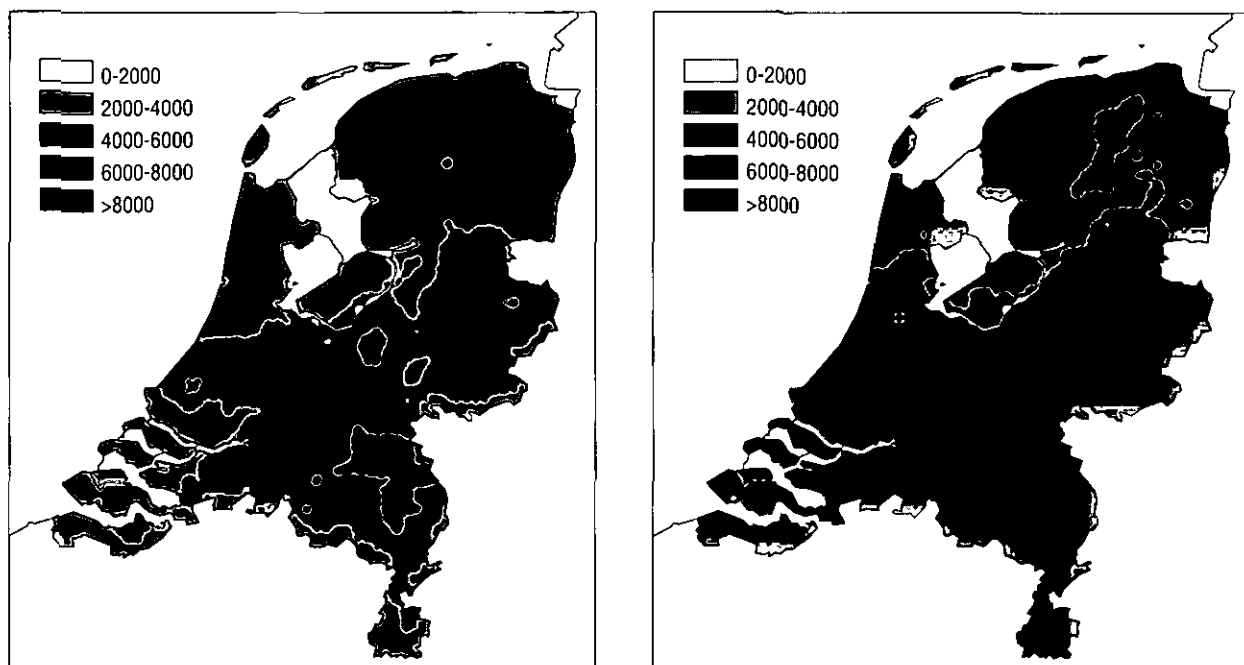
2.3.1 Belasting

Totale potentiële zure depositie

In Figuur 2.5 is de geografische verdeling weergegeven van de totale potentiële zure depositie in 1991. Hierbij is de natte depositie gecorrigeerd voor de bijdragen van neutraal zeezout en calciumhoudend aërosol.

Gemiddeld over Nederland bedroeg de totale potentiële zure depositie in 1991 4100 mol H⁺ ha⁻¹ j⁻¹. Ter vergelijking is in Figuur 2.5 tevens de ruimtelijke verdeling van de totale potentiële zure depositie voor het jaar 1980 gegeven. De onzekerheid in de geschatte NH₃-emissie voor 1991 (zie §2.2) werkt vanzelfsprekend door in de berekening van de droge NH_x-depositie en daarmee in de berekening van de totale potentiële zure depositie. Gezien deze onzekerheid is in de figuur gekozen voor een grovere klasse-indeling dan gebruikelijk.

De beschrijving van de SO_x-, NO_y- en NH_x-depositie afzonderlijk is te vinden in de hoofdstukken 'Zwavelverbindingen' en 'Stikstofverbindingen' van



Figuur 2.5: Ruimtelijke verdeling van de totale potentiële zure depositie (in mol H^+ $ha^{-1} j^{-1}$) in 1991 (links) en 1980 (rechts).

De berekeningsmethode

Depositie van de verzurende componenten kan plaatsvinden doordat stoffen direct vanuit de gasfase of als deeltjes op een receptor worden afgezet en/of door de receptor worden geabsorbeerd (droge depositie), of doordat stoffen zijn opgenomen in neerslag (natte depositie). De snelheid waarmee droge depositie plaatsvindt hangt af van vegetatietype en -structuur, eigenschappen van de bodem, meteorologische omstandigheden en de eigenschappen van de deponerende stof.

De droge depositie wordt door middel van het DEADM-model (Erisman, 1991) berekend uit de gemeten (SO_2 en NO_x) of via modelberekening verkregen (NH_3) concentraties en de bijbehorende depositiesnelheid. De natte depositie van de verzurende componenten wordt berekend uit de concentratie van de verzurende componenten in de neerslag en de hoeveelheid neerslag. In Erisman (1991) wordt uitvoeriger op de berekeningswijzen ingegaan.

De totale depositie van de verzurende stoffen SO_x , NO_y en NH_x kan worden uitgedrukt in de zgn. totale potentiële zure depositie. Bij de omrekening van de SO_x -, NO_y - en NH_x -depositie naar potentieel zuur wordt als uitgangspunt genomen dat de gedepo-

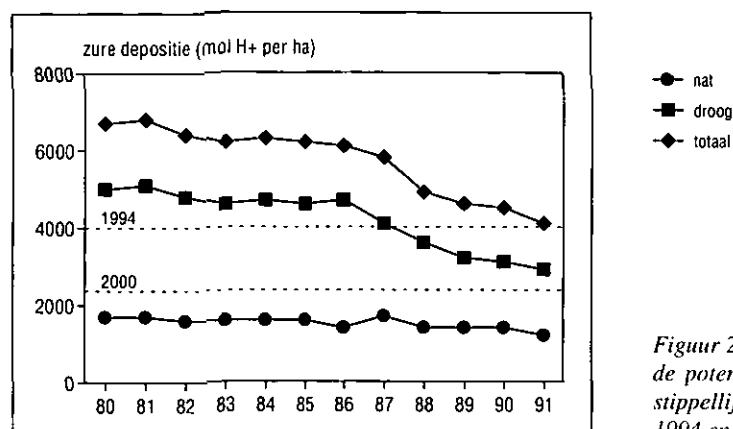
neerde verbindingen zodanig chemisch worden omgezet dat een maximale hoeveelheid H^+ -ionen vrijkomt. De verzuring, die door het vrijkomen van deze ionen wordt veroorzaakt, leidt tot verschillende processen in bodem en grondwater. Zwaveldioxyde wordt in de atmosfeer of na depositie omgezet in zwavelzuur. Dit leidt per mol SO_2 tot de vorming van 2 mol H^+ . Stikstofoxyden (NO_x), ammoniak en hun volgproducten dragen bij aan de verzuring als gevolg van de omzetting van deze verbindingen in salpeterzuur. Bij de omzetting van 1 mol NO_x komt 1 mol H^+ vrij. Ammoniak (NH_3) wordt via ammonium (NH_4^+) in de bodem d.m.v. een nitrificatiereactie omgezet in salpeterzuur, waarbij netto bij omzetting van 1 mol NH_3 -belasting 1 mol H^+ vrijkomt. De maximaal mogelijke verzuring, de zgn. potentiële zure depositie, gewoonlijk uitgedrukt in mol H^+ $ha^{-1} j^{-1}$, kan als volgt worden berekend (hierbij wordt de, overigens beperkte, bijdrage van zoutzuur verwaarloosd):

potentiële zure depositie =

$$2 \text{ depositie } SO_x + \text{depositie } NO_y + \text{depositie } NH_x$$

Deel II 'Luchtkwaliteit'. Als de gemiddelden per verzuringsgebied worden gecombineerd met zogenaamde filterfactoren (zie bijlage B3 bij deel II) kan een schatting worden gemaakt van de depositie op natuurgebieden. Naast de onzekerheid in de gemiddelde depositie per verzuringsgebied, moet hierbij ook in

gedachte worden gehouden dat de filterfactoren zijn bepaald zonder rekening te houden met de receptor-karakteristieken van de verschillende ecosystemen anders dan de grootschalige ruwheid. Ook is geen rekening gehouden met randeffecten, effecten van ruwheidsovergangen en seizoenseffecten.



Figuur 2.6: Ontwikkeling van de voor Nederland gemiddelde potentiële zure depositie in de periode 1980-1991. De stippellijnen geven de depositiedoelstelling voor het jaar 1994 en 2000 weer (resp. 4000 en 2400 mol H⁺ ha⁻¹ j⁻¹).

Beleidsdoelstellingen en trends

In het 'Bestrijdingsplan Verzuring' (Tweede Kamer, 1989) is een gefaseerde verlaging van de zure depositie voorzien van het huidige niveau tot een niveau van 1400 mol H⁺ ha⁻¹ j⁻¹ (gemiddeld over Nederland) in 2010 en van 400 mol H⁺ ha⁻¹ j⁻¹ als streefwaarde voor de verdere toekomst. Voor de jaren 1994 en 2000 zijn tussendoelstellingen aangegeven van resp. 4000 en 2400 mol H⁺ ha⁻¹ j⁻¹. Deze beleidsdoelstellingen zijn gebaseerd op hetgeen in het Additioneel Programma Verzuring als kritische waarden voor de zure depositie op bepaalde ecosystemen is aangegeven. Hierbij moet worden opgemerkt dat hier niet alleen rekening is gehouden met de invloed van de belasting met zure depositie, maar tevens met de mogelijke (directe) effecten van blootstelling aan ozon en zwaveldioxyde ('critical levels'). In het 'Bestrijdingsplan Verzuring' staan ook de emissiedoelstellingen vermeld die nodig zijn om aan de depositiedoelstellingen te kunnen voldoen. In het 'Nationaal Milieubeleidsplan plus' (NMP+) zijn de emissiedoelstellingen voor het jaar 2000 nog eens aangescherpt (Tweede Kamer, 1990).

In Figuur 2.6 is het verloop van de potentiële zure depositie (gemiddeld over Nederland) in de periode 1980-1991 gepresenteerd. In deze figuur zijn ook de bovengenoemde depositiedoelstellingen weergegeven. De daling in de depositie van totaal zuur wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door de neergaande trend in de SO_x-depositie. Ondanks het feit dat de emissies van zwaveldioxyde en stikstofoxyde ten opzichte van 1990 weinig zijn veranderd en de ammoniak-emissies bij de berekeningen gelijk zijn verondersteld, ligt de berekende totale potentiële zure depositie in 1991 toch lager dan in 1990. De verklaring hiervoor is dat de meteorologische omstandigheden in 1991 geleid hebben tot relatief lage depositiesnelheden. Dit heeft lage droge depositiefluxen tot gevolg gehad. De geringe hoeveelheid neerslag in 1991 heeft daarnaast geleid tot een verlaging van de natte verzurende depositie.

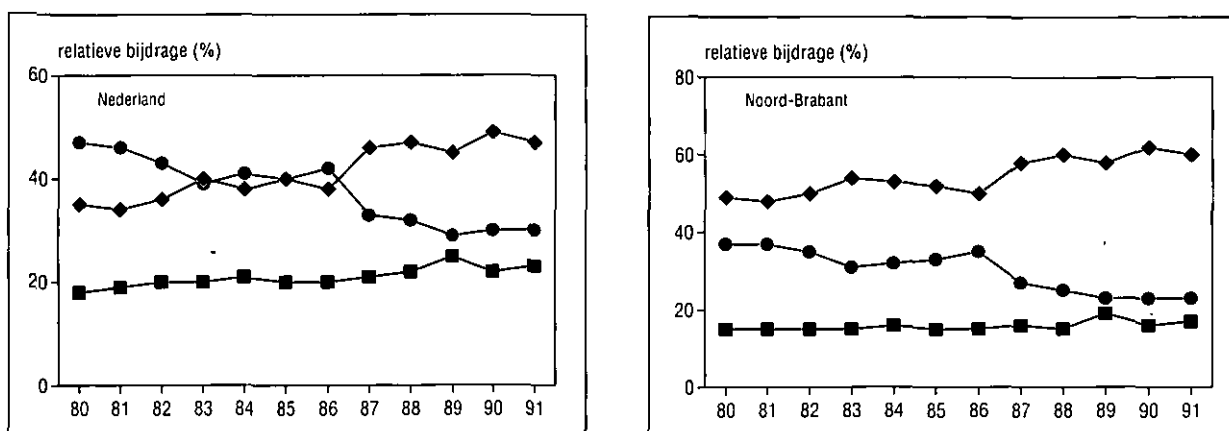
Naast vergelijking van de potentiële zure depositie met de daarvoor geldende streefwaarden wordt ook het 'critical load' concept gehanteerd (Nilsson en Grennfelt, 1988; de Vries en Heij, 1991). Een 'critical acid load' is de potentiële zure atmosferische depositie waar beneden in een bepaald gebied geen schadelijke effecten optreden op een gespecificeerde receptor. Kortom de 'critical load' en de overschrijding daarvan door de huidige potentiële depositie is afhankelijk van welk ecosysteem men in een gebied wil beschermen. 'Critical loads' zijn gericht op bescherming van ecosystemen op de onbeperkte termijn. De 'critical loads' voor zuur op bossen (1100-1700 mol ha⁻¹ j⁻¹) worden overal in Nederland overschreden. Effecten van overschrijding op de korte termijn zijn meestal onbekend.

Bijdragen van doelgroepen en buitenland

In Figuur 2.7a en Figuur 2.7b is voor Nederland gemiddeld en het verzuringsgebied noordoost Noord-Brabant de ontwikkeling van de relatieve bijdrage van de verzurende componenten aan de totale zure depositie in de tijd weergegeven. Het meest opvallende verschil tussen de twee beschouwde gebieden is de hoogte van de relatieve bijdrage van NH_x. Verder blijkt dat de bijdrage van SO_x aan de potentiële zure depositie vanaf 1980 een dalende trend vertoont terwijl die van NH_x stijgt. De bijdrage van NO_y is in beide gebieden licht gestegen.

In Figuur 2.8 zijn de relatieve bijdragen van de verschillende broncategorieën aan het uit Nederland afkomstige deel van de totale zure depositie in Nederland voor de jaren 1980 en 1989 gepresenteerd. Het meest opvallende verschil tussen de beide jaren is de daling in de bijdrage van de elektriciteitscentrales die is bereikt door het toepassen van rookgasontzwaveling bij kolen (en olie) gestookte centrales.

Voor de jaren 1980 en 1989 is eveneens een schatting gemaakt van de bijdragen van verschillende landen aan de potentiële zure depositie in Nederland.



Figuur 2.7a en b: Ontwikkeling van de relatieve bijdrage van SO_x—●—, NO_y—■— en NH_x—◆— aan de totale zure depositie in de periode 1980-1991 in Nederland en het noordoosten van Noord-Brabant.

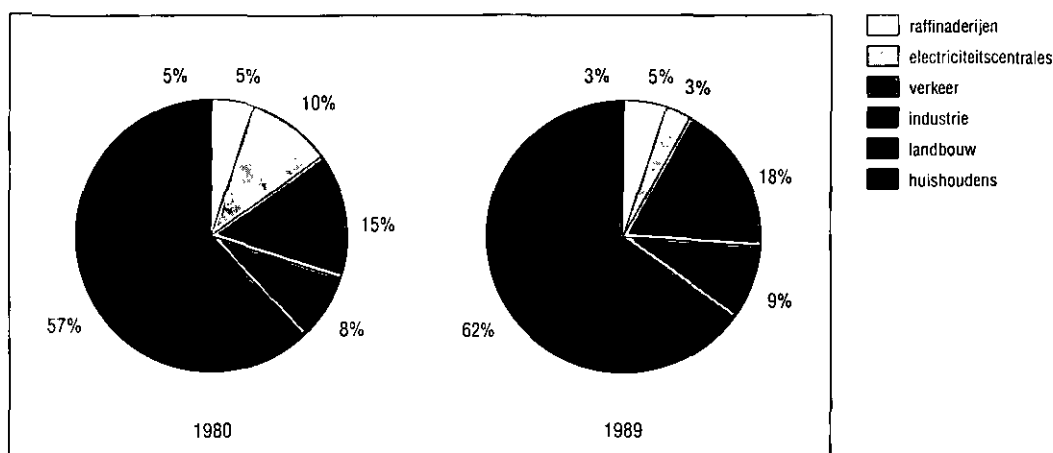
Het resultaat hiervan is weergegeven in *Figuur 2.9*. De daling in de bijdragen van voormalig West-Duitsland, Frankrijk en België is hoofdzakelijk te danken aan de reductie van de SO₂-emissie in deze landen.

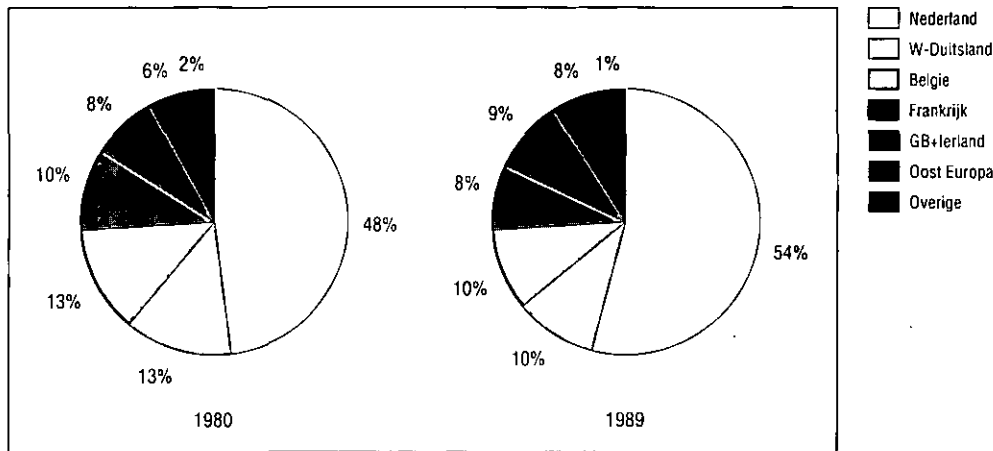
Actuele bodemverzuring

Actuele bodemverzuring is het deel van de potentiële zuurbelasting dat feitelijk in de bodem gerealiseerd wordt. Landsdekkende schattingen van de actuele bodemverzuring geven geen eenduidige uitkomsten. Deze problemen ontstaan enerzijds bij de omrekening van potentiële zure depositie naar potentiële bodemverzuring en anderzijds bij omrekening van potentiële naar actuele bodemverzuring. Problemen zijn gedeeltelijk het gevolg van extrapolatie van lokale

naar nationale schaal, en van correctie van schattingen van de bodembelasting voor natuurlijke depositietermen. Verschillen tussen landelijke schattingen van potentiële bodemverzuring liggen in de orde van 15%, voor schattingen van actuele bodemverzuring in de orde van 50%. Een lage schatting van de actuele zuurproductie in 1991 voor het Nederlandse bos op zandgrond op basis van atmosferische depositiefluxen voor 1991 en de resultaten van een eenmalige bemonstering van bodemvocht en grondwater onder bos in 1989-1990 is gegeven in *Tabel 2.1*. Deze schatting laat zien dat in 1991, voor een bodemprofiel tot 1 m diepte, slechts 36% van de potentiële zuurbelasting wordt gerealiseerd, vooral doordat 75% van de atmosferische stikstof nog wordt vastgelegd in bodem en vegetatie. De uitspoeling van stikstof naar het grondwater bedraagt slechts 11% van de atmosferische depositie.

Figuur 2.8: De bijdragen van de verschillende broncategorieën aan het uit Nederland afkomstige deel van de totale zure depositie in Nederland voor de jaren 1980 en 1989. Uit: *Erisman & Heij, 1991*.





Figuur 2.9: Herkomst van de totale potentiële zure depositie in Nederland in 1980 en 1989. Uit: Erisman & Heij, 1991

Tabel 2.1: Bodembelasting en actuele bodemverzuring en bodemfluxen van zwavel, stikstof en aluminium voor het gemiddelde Nederlandse bos geschat op basis van de bruto atmosferische depositie voor 1991 en de actuele samenstelling van bodemvocht en grondwater in 1989-1990. De toevoeging c in mol_c geeft aan dat concentraties met de lading van het ion zijn vermenigvuldigd (zie voetmoot).

Diepte	Zuur-belasting	zwavel-vracht (mol _c ha ⁻¹ j ⁻¹)	stikstof vracht	Aluminium vracht
bodemopp.	4700*)	1700	3600	0
1 m	1700	1700	900	900
1/m bovenste grondwater	1400	1700	400	700

*) is potentiële zuurbelasting.

Bij Tabel 2.1 is aangenomen dat de SO₄-uitspoeling gelijk is aan de zwavelbelasting en dat de actuele N- en Al-uitspoeling gelijk zijn aan het product van de gemiddelde verhouding tussen NO₃ / SO₄, resp. Al / SO₄, in bodem en grondwater en de zwavelbelasting

Relaties tussen zure atmosferische depositie en kwaliteit van bodem en grondwater

Nadat verzurende stoffen (of potentieel verzurende stoffen) op het bodemoppervlak zijn gedeponeerd zullen ze aldaar reageren met de vaste bodemdelen en het bodemvocht, die hierdoor van kwaliteit zullen veranderen. De kwaliteitsveranderingen zijn niet eenduidig doordat reacties van verzurende stoffen afhangen van het landgebruik en van de chemische eigenschappen van het bodemmateriaal. Twee cruciale bodemprocessen in relatie tot verzuring zijn de omzetting van NH_x naar NO₃ d.m.v. nitrificatie, en de oplossing van aluminium uit bodemmineralen. De mate van nitrificatie hangt af van de aard van de bodem en de vegetatie. De mate van aluminiummobilisatie hangt af van de minerale samen-

stelling van de bodem en van de pH. Een belangrijk direct effect van zure depositie op de kwaliteit van het bodemvocht is een toename van de concentraties van H⁺ (daling van de pH), SO₄, NH₄, NO₃. Door reactie van de vrije H⁺ met de vaste bodemdelen komen Al, Fe en Mn en zware metalen vrij in het bodemvocht. Verhoogde concentraties van H, Al, NH₄, Fe, Mn en zware metalen in het bodemvocht zijn potentieel schadelijk voor bossen en natuurlijke vegetaties, onder andere doordat opname door de wortels en de groei van wortels verstoord raken. Schadelijke effecten van Al en NH₄ treden vooral op in combinatie met lage concentraties van metaalionen zoals Ca, Mg en K.

Door het overwegend neerwaartse transport van het bodemvocht, kunnen veranderingen van de samenstelling van het bodemvocht op termijn ook optreden in het grondwater. Deze veranderingen zullen het eerst in de ondiepe watervoerende pakketten optreden. Met toenemende diepte worden de ouderdom en de herkomst van het grondwater onduidelijker. De relatie tussen een belasting aan het oppervlak en de kwaliteit van het diepere grondwater zal daardoor minder duidelijk zijn. Via het grondwater kan vervolgens de kwaliteit van het oppervlaktewater en van drinkwater worden beïnvloed.

De belangrijkste zuurbufferreacties in bodem en sediment zijn samengevat in *Tabel 2.2*. In Nederland zijn gronden met een laag gehalte aan de uitwisselbare kationen K, Na, Ca en Mg het meest gevoelig voor verzuring. Dit zijn vooral de kalkloze zandgronden welke aangegeven zijn in *Figuur 2.10* (de Vries *et al.* 1989). De gevoeligheid van veen, klei en lössgronden is nog onvoldoende bekend.

Als zuur of zwak anaëroob grondwater een kalkhoudende laag passeert, zal het opgelost aluminium door neerslagprocessen uit het grondwater verdwijnen. Indien de formatie slecht doorlatend is voor water, is zij ook slecht doorlatend voor verontreinigingen. Ook in kalkloze sedimenten zal de zuurneutralisatie voortschrijden met toenemende ouderdom van het perkolatiewater, door verdergaande verwerking van primaire silikaatmineralen of denitrificatie. Daarom mag men verwachten dat de pH van het water zal stijgen en dat de Al-concentraties zullen afnemen. In arme grove sedimenten, zoals bijvoorbeeld aanwezig in de oude maasterrassen, zal verwerking van primaire mineralen gering zijn en kan zuur bodemvocht met hoge NO_3^- en Al-concentraties tot grote diepten reiken. Klijn (1988) karakteriseerde indirect de gevoeligheid van grondwater voor verzuring op basis van geomorfologie en geologie.

Verzuring van grondwater onder landbouwgronden

Op landbouwgronden is onderhoudsbekalking meestal afdoende om pH-verlaging en de daarmee samenhangende verhoging van concentraties van Al, Fe en Mn in de wortelzone te voorkomen. De toevoer van stikstof via kunstmest en dierlijke mest op landbouwgronden is meestal veel groter dan de stikstofaanvoer door depositie. In grondwater onder landbouwgronden kan verzuring toch optreden door (a) gebruik van zwavelzure meststoffen ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, K_2SO_4 en MgSO_4), door (b) oxidatie van gereduceerde sedimenten door grondwaterstandsverlaging of door (c) oxidatie van pyriet door nitraat uit meststoffen. Verzuring van bodem en grondwater zal naar verwachting toenemen wanneer marginale landbouwgronden uit productie worden genomen.

Het indringen van een zuurfront in grondwater wordt gecompliceerd door de omzetting van nitraat in gasvormige N-verbindingen d.m.v. denitrificatie. Denitrificatie kan zowel zuurconsumptie als zuurproductie veroorzaken, afhankelijk van de samenstelling van het sediment. Netto zuurproductie in grondwater door denitrificatie is meestal het gevolg van de oxidatie van Fe(II) tot Fe(III) zoals in de oxidatie van pyriet (FeS_2) tot Fe(III) en SO_4 door NO_3^- . Oxydatie van ijzer door zuurstof, zoals kan optreden bij grondwaterstandsverlagingen, zal ook tot verzuring leiden. Het zal duidelijk zijn dat verzuring door oxidatie van organische stof of andere gereduceerde verbindingen ook kan optreden onder landbouwgronden ondanks toepassing van onderhoudsbekalking.

Verlaging van de pH of verhoging van de concentraties van SO_4 , NO_3 en Al wijst wel op verzuring maar zegt dus niet wat de oorsprong van het verzuringseffect is, zeker niet in diep gelegen en dus oud grondwater. Verzuring van grondwater door zure depositie kan alleen onderscheiden worden van in situ zuurproductie door oxidatie van pyriet, wanneer gedetailleerde informatie beschikbaar is over geologische opbouw van de aquifers.

Tabel 2.2: Capaciteit en snelheid van zuurneutralisatieprocessen in verschillende pH trajecten

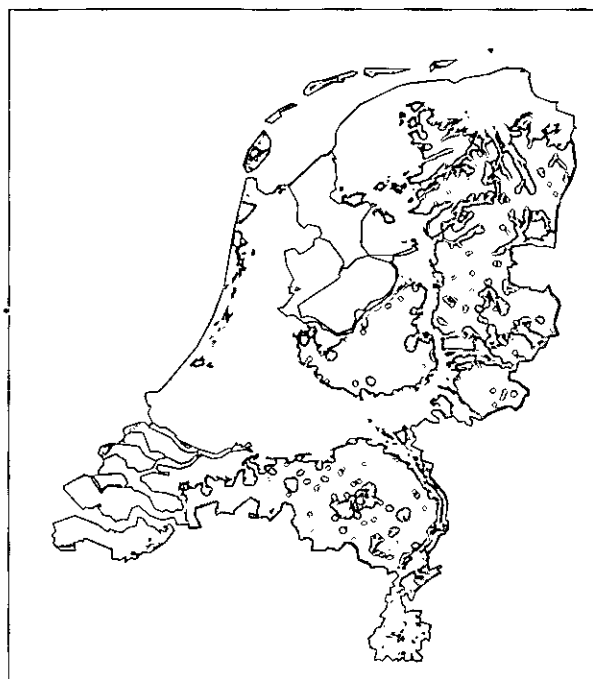
Buffer-mechanisme	pH-traject ^{a)} $\text{kmol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ cm}^{-1}$	Buffer-capaciteit ^{b)}	Buffer-snelheid $\text{kmol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$
Carbonaat-verwerking	> 6,5	26 per % CaCO_3	hoog ^{d)}
Silikaat-verwerking	< 6,5	45-70	0,1-1 ^{c)}
Kationen-omwisseling	4,0-6,5	1,95 per % organische stof 0,65 per % lutum	hoog
Al-oxide-verwerking	< 4,0	5-45	sterk pH afhankelijk

^{a)} pH in de bodemoplossing onder veldomstandigheden

^{b)} gebaseerd op een dichtheid van $1,3 \text{ g cm}^{-3}$

^{c)} in de bovengrond (0-40 cm)

^{d)} hoog betekent hoger dan huidige zuurbelasting



Gevoeligheid voor verzuring

- ☐ niet gevoelig of onbekend
☐ wel gevoelig

Figuur 2.10: Overzicht van gronden die gevoelig zijn voor verzuring.

2.3.2 Gehalten

Strooisel en minerale bodem onder bos

E.E.M.J. Leeters en W. de Vries¹

Belangrijke bodemparameters met betrekking tot de vaste fase die gerelateerd zijn aan verzuring en eutrofiëring zijn respectievelijk de basenbezetting (uitwisselbare basenvoorraad) en het stikstofgehalte in organische stof (stikstofvoorraad). De meetgegevens voor de bodem, het bodemvocht en het ondiepe grondwater zijn afkomstig uit het meetprogramma bossen. Cumulatieve frequentieverdelingen van deze parameters voor zowel de strooisellaag als de minerale bovengrond van 147 bosopstanden (Figuur 2.12a,b,c,d) laten zien dat:

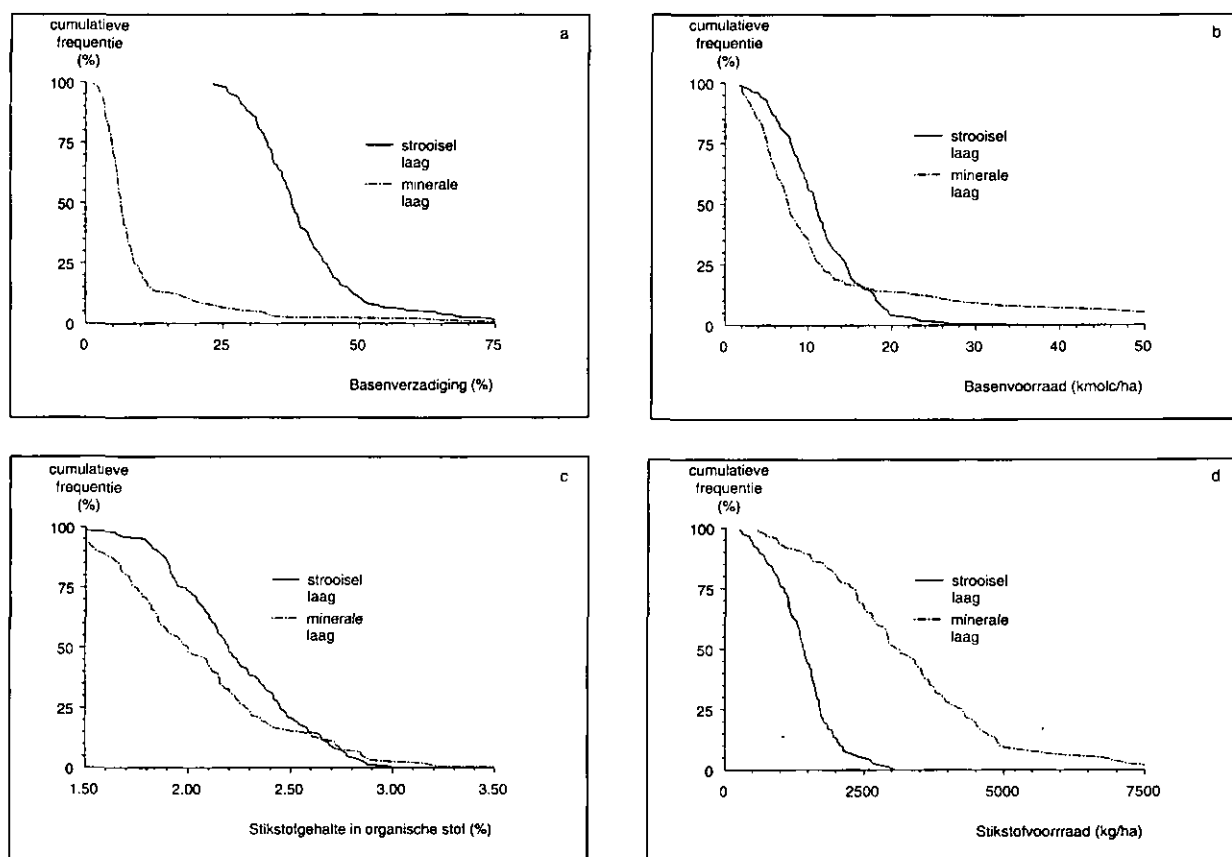
- de basenbezetting in de strooisellaag veel hoger is (Al-verzadiging is lager) dan in de minerale bovengrond. Dit geeft aan dat aluminium-mobilisatie in de strooisellaag vrijwel te verwaarlozen is, maar dat deze een dominante rol speelt bij de buffering van de minerale bovengrond.
- de voorraad aan uitwisselbare basen in de strooisellaag slechts weinig hoger is dan in de minerale bovengrond. Dit komt door een verschil in CEC (cation exchange capacity) per oppervlakte-eenheid tussen beide lagen. De CEC hangt samen met de organische stofvoorraad die in de minerale bovengrond groter (dikkere laag en grotere dichtheid) is dan in de strooisellaag.

- het stikstofgehalte in de organische stof in de strooisellaag niet, zoals verwacht, kleiner is dan in de minerale bovengrond. Normaal is het N-gehalte in minerale grond duidelijk hoger dan in het strooisel. Dit indiceert N-immobilisatie als gevolg van hoge stikstof deposities. Bovendien blijkt het N-gehalte in de strooisellaag veel hoger te zijn dan in relatief schone gebieden (b.v. Scandinavië).
- de stikstofvoorraad in de strooisellaag veel lager is dan in de minerale bovengrond. Dit is ook weer een gevolg van het verschil in organische stof-voorraad tussen beide lagen.

Verschillen in bodemparameters van de vaste fase hangen voornamelijk samen met verschillen in bodemtypen (Tabel 2.3). De basenbezetting en het N-gehalte zijn beide hoger in de rijkere eerdgronden dan in de armere vaaggronden en podzolen. De voorraad uitwisselbare basen en de N-voorraad nemen toe in de volgorde Duinvaaggrond, Holtpodzolgrond, Veldpodzolgrond, Enkeerdgrond, Beekeerdgrond. Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door de in dezelfde volgorde toenevende voorraden aan organische stof (zie Tabel 2.3). De verzuringsgevoeligheid en de gevoeligheid voor N-accumulatie nemen in dezelfde volgorde af. Immers een grotere voorraad aan uitwisselbare basen betekent een grotere buffercapaciteit en een grotere N-voorraad betekent dat er relatief meer toevoer nodig is voor een verandering.

In Figuur 2.13 zijn de mediaanwaarden van de N-voorraad gepresenteerd. Deze weerspiegelen de ruimtelijke verdeling van de in Tabel 2.3 genoemde bodemtypen.

¹ DLO Het Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied, Postbus 125, 6700 AC Wageningen



Figuur 2.12a,b,c en d: Cumulatieve frequentieverdelingen van de basenverzadiging (a), de uitwisselbare basenvoorraad (b), het stikstofgehalte in organische stof (c) en de stikstofvoorraad (d) van kalkloze zandgronden onder bos in 1990.

Meetprogramma boskartering

Op een 150-tal bos en heide locaties is in maart en april 1990 de strooisellaag, de minerale bovengrond (0-30 cm) en het bodemvocht in de boven en ondergrond (0-30 en 60-100 cm) bemonsterd; tussen november 1989 en juni 1990 is het grondwater (tot een maximale diepte van 5 m-mv) bemonsterd. Er waren 89 gemeenschappelijke monsterlocaties voor het meetprogramma bodem en het meetprogramma grondwater. Het meetprogramma representeert ongeveer 80% van het Nederlandse bos- en heideop-

pervlak op kalkloze zandgronden. De bosopstanden maken tevens deel uit van het landelijke vitaliteitsonderzoek. Een belangrijk doel van de meetprogramma's was om zicht te krijgen op het effect van omgevingsfactoren als bodemgebruik en atmosferische depositie, en standplaatsfactoren als boomsoort, boomhoogte, kronendakbedekking en afstand tot de dichtstbijzijnde bosrand, op de aluminium- en stikstofmobilisatie in bodem en grondwater. Bij de bemonstering werden deze standplaatsfactoren ter plekke

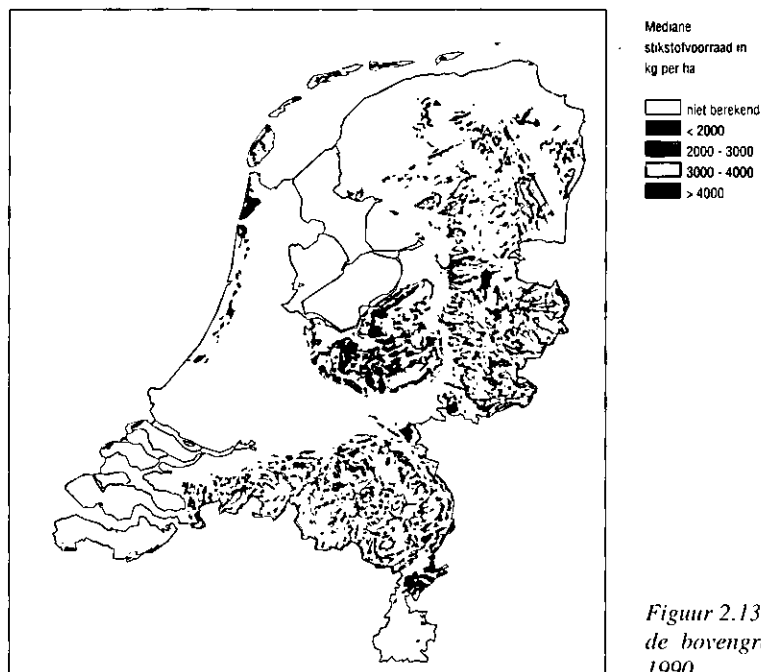
Tabel 2.3: Mediaanwaarden voor de basenbezetting, uitwisselbare basenvoorraad, N-gehalte, N-voorraad en organische stofvoorraad van 147 bosopstanden op vijf verschillende kalkloze zandgronden in 1990.

Bodemtype	Basen- bezetting (%)	Uitwisselbare basenvoorraad (kmol _c ha ⁻¹)	N-gehalte (%)	N-voorraad (kg ha ⁻¹)	Organische stofvoorraad (ton ha ⁻¹)
Duinvaaggrond ¹⁾	6,3	4,5	2,2	1545	70
Holtpodzolgrond	5,8	5,1	1,9	2727	126
Veldpodzolgrond ²⁾	5,5	7,7	1,9	3425	182
Enkeerdgrond	8,3	8,6	2,7	3760	143
Beekeerdgrond ³⁾	11,1	26,3	2,1	5555	218

¹⁾ Inclusief enkele Vlakvaaggronden

²⁾ Inclusief enkele Haarpodzolgronden

³⁾ Inclusief enkele Moerige gronden

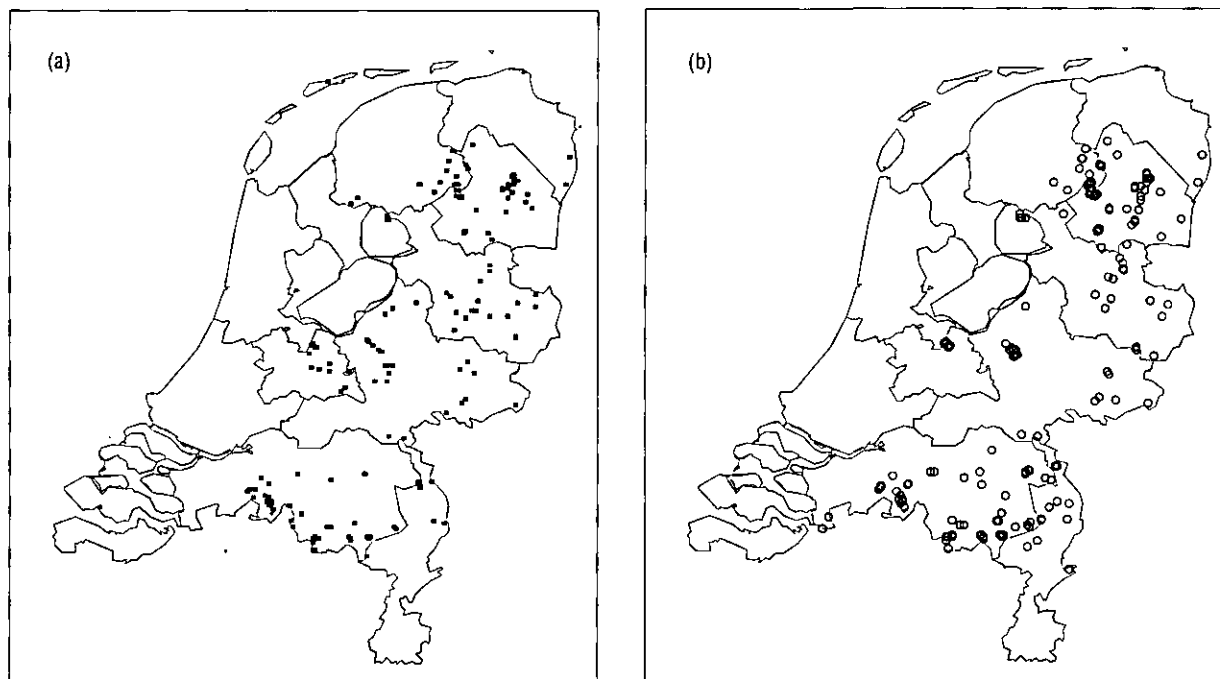


Figuur 2.13: Kaart van de mediane gehalten aan stikstof in de bovengrond van kalkloze zandgronden onder bos in 1990.

- vastgelegd. Gekeken is naar de boomsoorten eik, beuk, Japanse larix, Corsicaanse den, grove den, fijnspar en douglas. Bodemonsters werden genomen binnen de bosopstand, en werden gemengd voor chemische analyse. Metingen aan de strooisellaag en de minerale bovengrond betroffen totaalgehalten van C, N, en P en uitwisselbare hoeveelheden H, Al, Fe, Ca, Mg, K, Na en NH_4 . Het bodemvocht is geanalyseerd op bovengenoemde kationen en op NO_3 , SO_4 , Cl, HCO_3 en DOC (opgeloste organische stof). Bij de statistische analyse zijn drie van de bodemlocaties niet beschouwd omdat ze kalkhoudend bleken. De grondwater-

monsters zijn verkregen door in een ruit van $500 \times 500 \text{ m}^2$ meestal 10 monsters te nemen, waarvan minimaal drie binnen de bosopstand waarin ook bodemonsters zijn genomen. De grondwatermonsters zijn afzonderlijk geanalyseerd. *Figuur 2.11* geeft een overzicht van de bezochte ruiten en opstanden. Voor de afleiding van statistisch modellen voor de kwaliteit van bodem en grondwater in het Nederlandse bos zijn alleen landsdekkende geografische databestanden gebruikt. Relatieve oppervlaktes voor bodemgebruik in de grondwatermodellen hebben betrekking op een gebied van 200 ha rondom een lokatie van 25 ha.

Figuur 2.11: Bos- en heidelokaties waar (a) bodem en bodemvocht en (b) het ondiepe grondwater éénmalig is bemonsterd in 1989 of 1990.



Bodemvocht onder bos*E.E.M.J. Leeters en W. de Vries¹*

Cumulatieve frequentieverdelingen van SO_4 , NO_3 , pH en Al zowel voor de minerale boven- als ondergrond van 147 bosopstanden op kalkloze zandgrond (Figuur 2.14 a, b, c, d) laten zien dat:

- de SO_4 -concentraties hoger zijn dan de NO_3 -concentraties. Dit geeft aan dat SO_4 een belangrijkere rol speelt in de bodemverzuring.
- de NO_3 -concentratie veelal hoger is dan 25 mg l^{-1} ($400 \mu\text{mol l}^{-1}$), welke in Nederland als streefwaarde voor de drinkwaterkwaliteit wordt gehanteerd.
- het verschil tussen concentraties in de boven- en ondergrond klein is, met uitzondering van de pH-waarden die in de ondergrond duidelijk lager zijn.
- de Al-concentratie overwegend boven de kritische waarde van $70 \mu\text{mol l}^{-1}$ (De Vries, 1991) ligt.

De verschillen tussen de locaties worden vooral veroorzaakt door de boomsoort (Tabel 2.4). De laagste pH-waarden en de hoogste Al- en SO_4 -concentraties zijn te vinden onder opstanden van fijnspar en douglas. De hoogste pH-waarden en de laagste Al-concentraties komen voor onder opstanden van eik en beuk. Opstanden met Corsicaanse den, grove den en Japanse larix zitten daar tussenin. Concentraties nemen over het algemeen toe met toenemende droge depositie en evapotranspiratie. Droge depositie en evapotranspiratie nemen toe in de volgorde loofbomen, dennen, sparren.

Tabel 2.4 geeft ook informatie over de Al/Ca- en de NH_4/K -ratio, die worden gezien als indicatoren voor stress op boomwortels. De $(\text{NH}_4+\text{NO}_3)/\text{SO}_4$ en de $\text{Al}/(\text{SO}_4+\text{NO}_3)$ geven respectievelijk de bijdrage van stikstof en zwavel aan de verzuring en de mate

waarin aluminium de zuurtoevoer buffert.

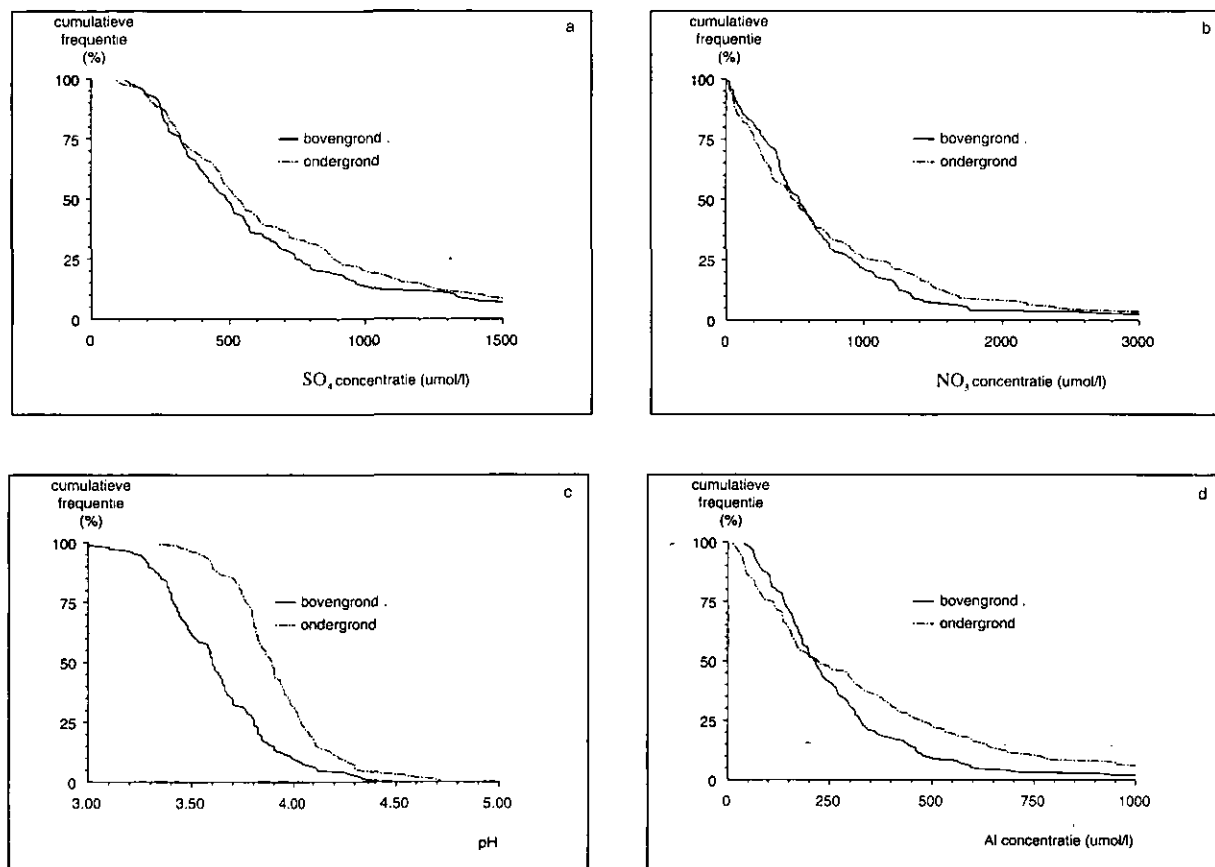
De Al/Ca-ratio is meestal hoger dan 1,0, welke als een kritische waarde wordt beschouwd. De lage Al/Ca-ratio voor eik in Tabel 2.4 is het gevolg van de hoge Ca-concentraties. Waarschijnlijk worden deze hoge concentraties veroorzaakt door een hoge Ca toevoer vanuit de atmosfeer. Bekalking en of bemesting van de opstanden in het verleden kan ook een rol spelen. Een hoge atmosferische aanrijking van Ca kan worden verklaard door een sterke filterwerking van het kronendak voor basische kationen. De totale depositie op bosopstanden, vooral op die welke vlak bij de bosrand zijn gesitueerd, kan veel hoger zijn (waarschijnlijk 2,5 tot 3,5 maal hoger) dan de natte depositie (Draayers *et al.*, 1992). De hoge concentraties die voor Na en Cl (niet in Tabel 2.4 opgenomen) zijn gevonden wijzen eveneens op een filterende werking van het kronendak. De lage Al/Ca ratio voor eik wijst op een versterkte filterwerking aan bosranden, omdat de opstanden met eik gemiddeld veel dichtter aan de bosrand zijn gelegen dan de opstanden met naaldbomen.

De mediaanwaarde van de $(\text{NH}_4+\text{NO}_3)/\text{SO}_4$ ratio in de bovengrond ligt rond de 0,8. In Nederland is de $(\text{NH}_4+\text{NO}_3)/\text{SO}_4$ ratio in de doorval gelijk aan of groter dan 1,0 (Houdijk, 1990). Ervan uitgaande dat omzettingen van SO_4 in de bodem verwaarloosbaar zijn, betekent dit dat ruwweg 20% van de stikstof verdwijnt in de bovengrond door opname, immobilisatie en/of denitrificatie. De mediaanwaarde van de $\text{Al}/(\text{SO}_4+\text{NO}_3)$ ratio ligt rond de 0,45. Dit geeft aan dat Al-mobilisatie een belangrijke rol speelt bij de zuurneutralisatie. De NH_4/NO_3 ratio (niet in Tabel 2.4 opgenomen) is veelal lager dan 1,0. Dit duidt op het voorkomen van nitrificatie. Bij gevolg is de NH_4/K ratio bijna altijd lager dan de kritische waarde 5,0.

Tabel 2.4: Mediaanwaarden van belangrijke bodemvochtparameters in de minerale bovengrond (0-30 cm diepte) van 147 bosopstanden op kalkloze zandgrond in 1990.

Boomsoort	Concentraties ($\mu\text{mol l}^{-1}$)				Ratio's			
	pH	Al	SO_4	NO_3	(mol mol ⁻¹)		mol _c mol _c ⁻¹	
					Al/Ca	NH_4/K	$\frac{(\text{NH}_4+\text{NO}_3)}{\text{SO}_4}$	$\frac{\text{Al}}{(\text{SO}_4+\text{NO}_3)}$
eik	3,69	140	430	570	0,63	0,53	1,05	0,24
beuk	3,77	150	320	200	1,17	0,64	0,57	0,53
Corsicaanse den	3,69	210	400	270	1,27	1,19	0,67	0,49
grove den	3,61	230	490	470	1,07	1,01	0,81	0,46
Japanse larix	3,60	250	510	620	1,17	1,67	0,88	0,51
douglasspar	3,41	520	1100	1070	1,34	2,56	0,81	0,48
fijnspar	3,43	360	1010	490	1,42	2,52	0,55	0,44
Alle boomsoorten	3,60	210	450	530	1,09	1,13	0,80	0,45

¹ DLO Het Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied, Postbus 125, 6700 AC Wageningen



Figuur 2.14a,b,c en d: Cumulatieve frequentieverdelingen van de sulfaatconcentratie (a), nitraatconcentratie (b), pH (c) en aluminiumconcentratie (d) in de boven- en ondergrond van kalkloze zandgronden onder bos in 1990.

De relaties tussen bodemvochtsamenstelling en omgevingsfactoren zijn gekwantificeerd met behulp van multiple lineaire regressie-analyse. Relaties met meer dan 45% verklaarde variatie zijn gevonden tussen de SO_4 - en Al-concentraties enerzijds en de boomsoort, boomhoogte en de atmosferische depositie van anderzijds (Erisman, 1990). De invloeden van de kronendakbedekking en de afstand tot de bosrand leken van minder belang. De gevonden relaties zijn gebruikt voor het maken van landelijke overzichtskaarten van de Al- en SO_4 -concentraties voor kalkloze zandgronden onder bos per grid van $5 \times 5 \text{ km}^2$ (situatie 1990).

De mediaanwaarden variëren voor Al veelal tussen 175 en $350 \mu\text{mol l}^{-1}$, voor SO_4 veelal tussen 250 en $1000 \mu\text{mol l}^{-1}$. Hoge SO_4 -concentraties komen vooral voor in Zuid- en Oost-Nederland (Figuur 2.15).

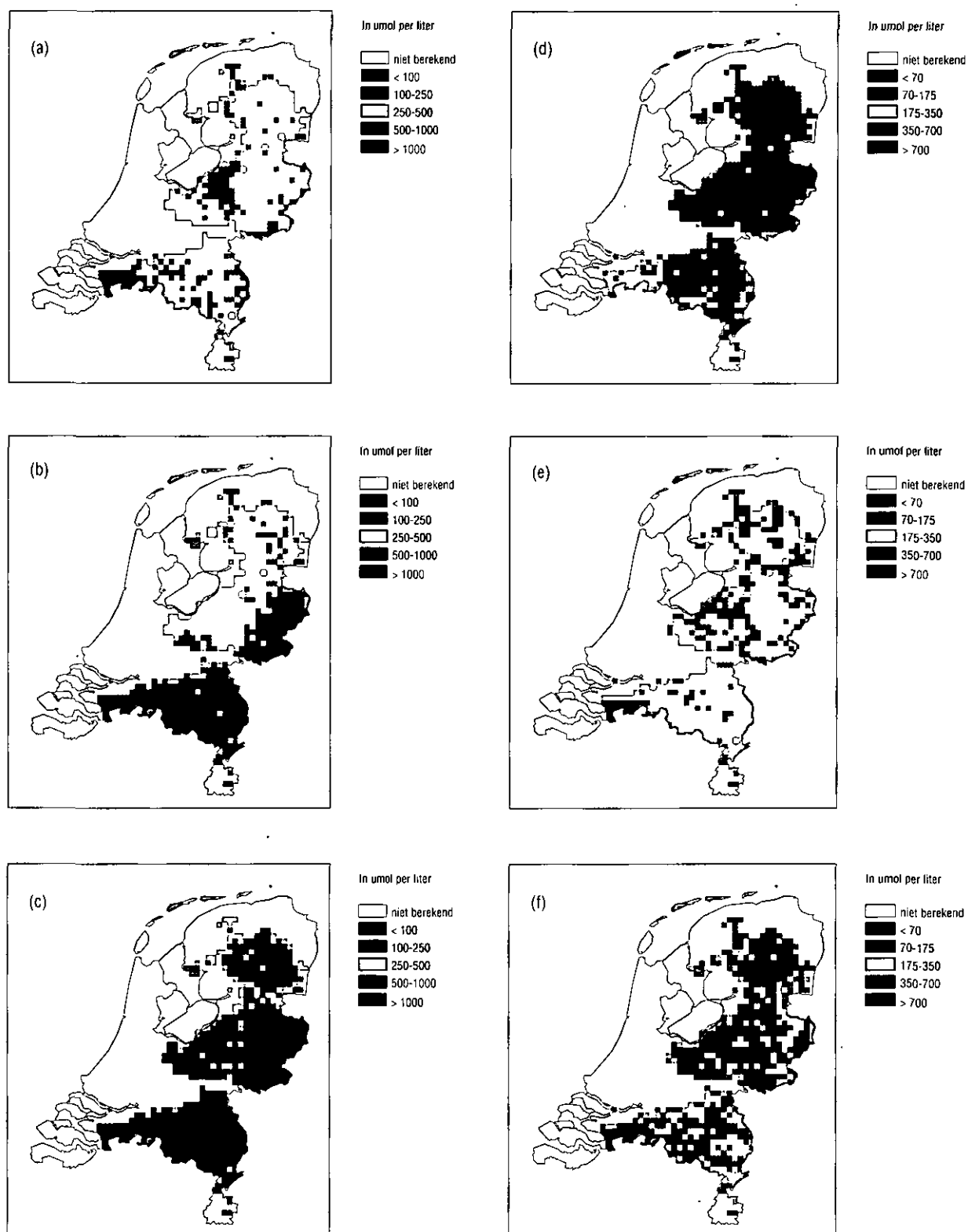
Slechts een deel van het gedeponeerde SO_4 mobiliseert Al in de bovengrond. Hoewel er sprake is van een zekere toename in SO_4 - en Al-concentraties gaande van Noord- naar Zuid- en Oost-Nederland in samenhang met de toenemende depositie, is het effect toch vrij gering. Dit hangt samen met de dominante invloed van de boomsoort op de bodemvocht-

samenstelling. Met name in Drenthe komen relatief veel fijnsparren voor, zodat ondanks de relatief lage belasting hier toch hoge concentraties voorkomen zoals blijkt uit de 95-percentiel kaarten. De kritische Al-concentratie ($70 \mu\text{mol l}^{-1}$) wordt in vrijwel alle bossen op kalkloos zand overschreden.

2.4 Belasting van en concentraties in grondwater

2.4.1 Belasting

De belasting van het grondwater is niet expliciet berekend. Bij ondiepe grondwaterstanden kan de belasting van het ondiepe grondwater gelijkgesteld worden aan de uitspoeling uit de onverzadigde bodem. De onverzadigde zone kan echter ook zeer dik zijn zoals op de stuwwallen. De belasting van het diepe grondwater kan niet berekend worden.



Figuur 2.15: Kaarten van de 5, 50 en 95 percentiel waarden van concentraties van sulfaat (a,b,c) en aluminium (d,e,f) van kalkloze zandgronden onder bos.

2.4.2 Concentraties

Ondiep grondwater onder bos en heide

Evenals voor bodemvocht worden hoge Al- en NO₃-concentraties aangetroffen onder Douglas spar (Tabel 2.5), maar bovendien ook onder grove den. In vergelijking tot Al en NO₃, is de concentratie van SO₄ relatief onafhankelijk van boomtype. Opvallend zijn de hoge SO₄-concentraties onder eik, waarbij het SO₄ waarschijnlijk voor een belangrijk deel niet van atmosferische depositie stamt (Boumans en Beltman, 1991).

Hoge concentraties van Al, NO₃ en SO₄ blijken vooral voor te komen onder hoge bosopstanden, in naar het zuiden geëxposeerde bosranden en onder minder vitale bosopstanden. Opvallend is dat er gemiddeld wel hogere sulfaatconcentraties maar geen hogere nitraatconcentraties zijn aangetroffen in bossen die grenzen aan landbouwgronden. Deze laatste bevinding geeft aan dat hoge emissies van stikstof door landbouw niet vanzelfsprekend leiden tot hogere nitraatconcentraties in het grondwater onder aangrenzende bos en heidepercelen (Boumans en Beltman, 1991).

Landsdekkende kaarten van de kwaliteit van het ondiepe grondwater (Figuur 2.16 tot 2.18) zijn berekend met statistische modellen waarin concentraties in het grondwater in 1989-1990 worden beschreven als functie van het landelijk patroon van SO_x en N-depositie (voor 1984) en het oppervlak heideveld en landbouwgrond in de omgeving. Gezien de geringe verklaarde variatie (voor NO₃ en Al 15%, SO₄ 19% en pH 10%) hebben de statistische modellen geen geldigheid op lokaal niveau. Berekende concentraties in zandgebieden met diepe grondwaterstanden (>5m -mv; stuwwalen en duinen) zijn niet betrouw-

baar. De modeluitkomsten geven het volgende beeld.

Nitraat: In 42% van het totale Nederlandse bos en heideveld op zand is de mediane nitraatconcentratie van het ondiepe grondwater significant groter dan de streefwaarde 25 mg NO₃ l⁻¹ (400 µmol l⁻¹) voor nitraat in drinkwater (Figuur 2.16, a en b), te weten in Oost-Gelderland, Zuidoost-Brabant, Noord-Limburg en het westelijke deel van de Veluwe. In 37% van het Nederlandse bos en heideveld is de gemiddelde nitraatconcentratie lager dan de streefwaarde (Figuur 2.16, a en b), te weten in Friesland, Groningen, de Utrechtse Heuvelrug en de oostelijke Veluwe. De ruimtelijke patronen van de nitraatconcentraties komen grofweg overeen met de N-depositiekaart (Figuur 3.2). De nitraatconcentratie neemt, overeenkomstig de verwachting, toe met de N-depositie. Deze toename is vrijwel evenredig. Ook de grondwaterstand beïnvloedt de nitraatconcentraties sterk, maar dit gegeven is nog niet als geografisch databestand beschikbaar en is daarom niet opgenomen in de statistische modellen.

Aluminium: De voorspelde aluminiumconcentraties (Figuur 2.17, a en b) liggen vrijwel overal boven de referentiewaarde van 2 mg l⁻¹ (70 µmol l⁻¹) voor duurzaam vitaal bos (de Vries, 1991). In 24% van het oppervlak zijn de mediane concentraties significant hoger dan 5,4 mg l⁻¹ (200 µmol l⁻¹) en in 14% lager. In tegenstelling tot nitraat, worden hoge concentraties nauwelijks in Oost-Gelderland aangetroffen en ook nauwelijks in de centrale slenk in Brabant. Ook valt op dat in de Utrechtse Heuvelrug wel hoge aluminiumconcentraties, maar geen hoge nitraatconcentraties voorspeld worden. Dit wijst mogelijk op een grotere invloed van sulfaat op de mobilisatie van aluminium. De aluminiumconcentratie neemt toe met toenemende N-depositie, neemt af met een toenemend oppervlak heide en landbouw in de omgeving en neemt toe met toenemend oppervlakte bos. Deze relaties han-

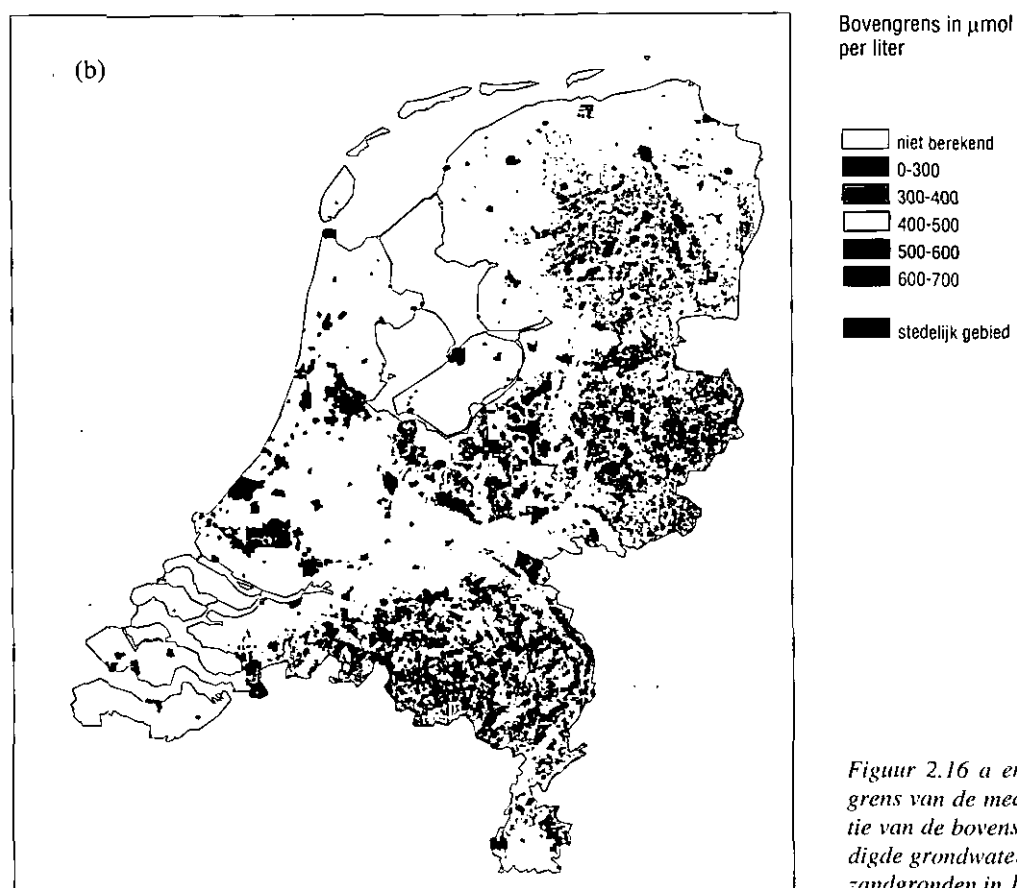
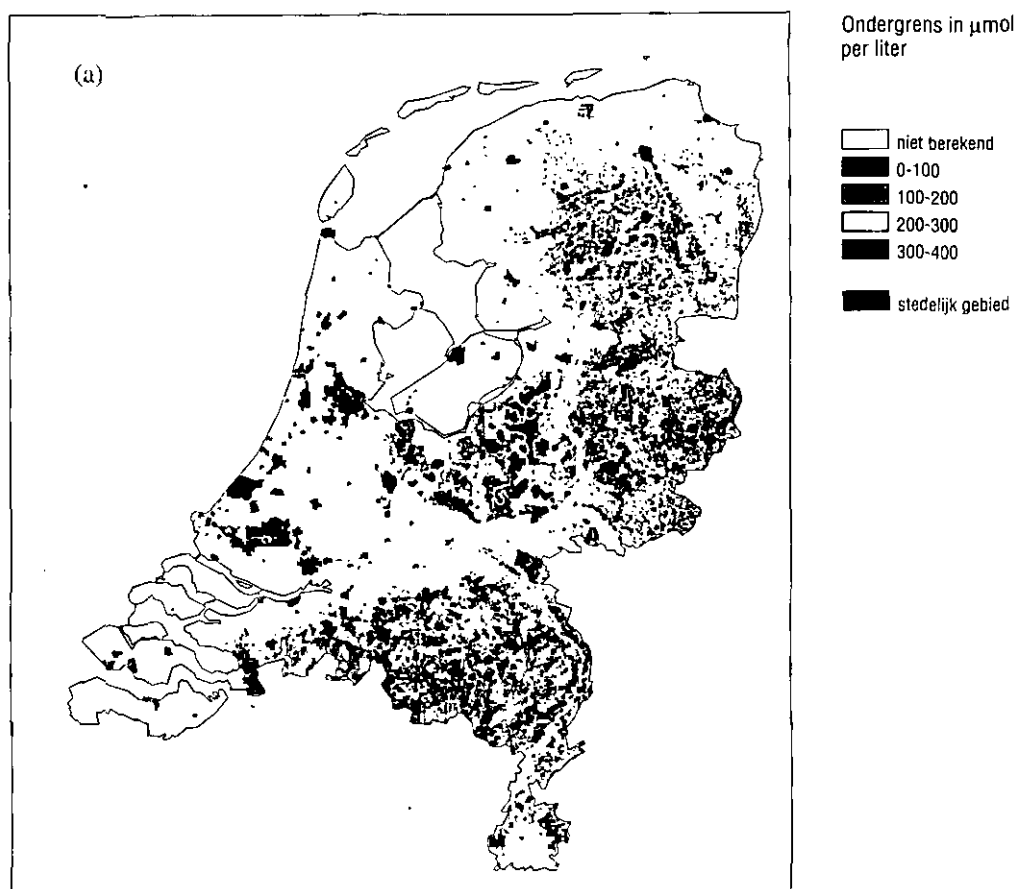
Tabel 2.5: Mediaanwaarden van pH en concentraties van Al, SO₄ en NO₃ in het bovenste grondwater van zandgronden in relatie tot vegetatie voor 1989-1990.

Vegetatie	aantal monsters	pH	concentraties in µmol/l (mg/l)					
			Al		SO ₄		NO ₃	
inlandse eik	236	4,8	20	(0,5)	550	(53)	20	(1)
Corsicaanse den	142	4,2	240	(6,5)	460	(44)	160	(10)
grove den	328	4,3	280	(7,6)	480	(46)	490	(30)
larix	154	4,3	160	(4,3)	410	(39)	200	(12)
douglasspar	127	4,2	270	(7,3)	450	(43)	480	(30)
fijnspar	141	4,3	170	(4,6)	510	(48)	120	(7)
heide	145	4,5	60	(1,6)	190	(18)	20	(1)
overige	254	4,4	60	(1,2)	465	(45)	110	(7)
Alle boomsoorten	1527	4,3	130	(3,5)	440	(42)	190	(12)

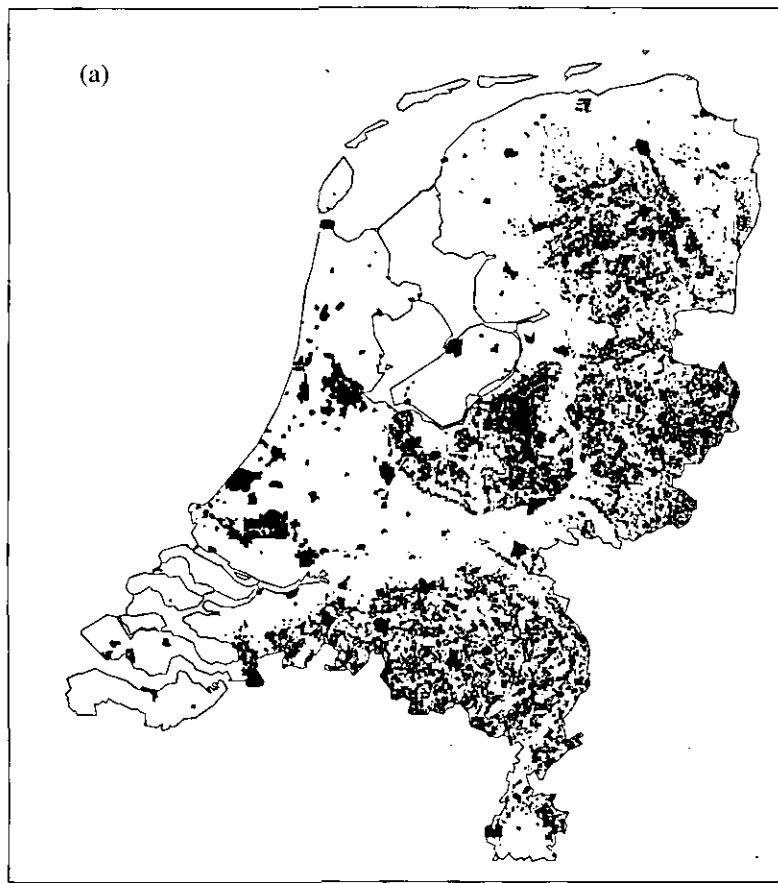
In het kader van het thema verzuring worden hoeveelheden en concentraties in het algemeen aangegeven als molen resp. mol l⁻¹, terwijl concentraties in grondwater altijd als mg l⁻¹ worden aangegeven. Bij omrekening van mg

naar molen moeten de volgende conversiefactoren worden aangehouden:

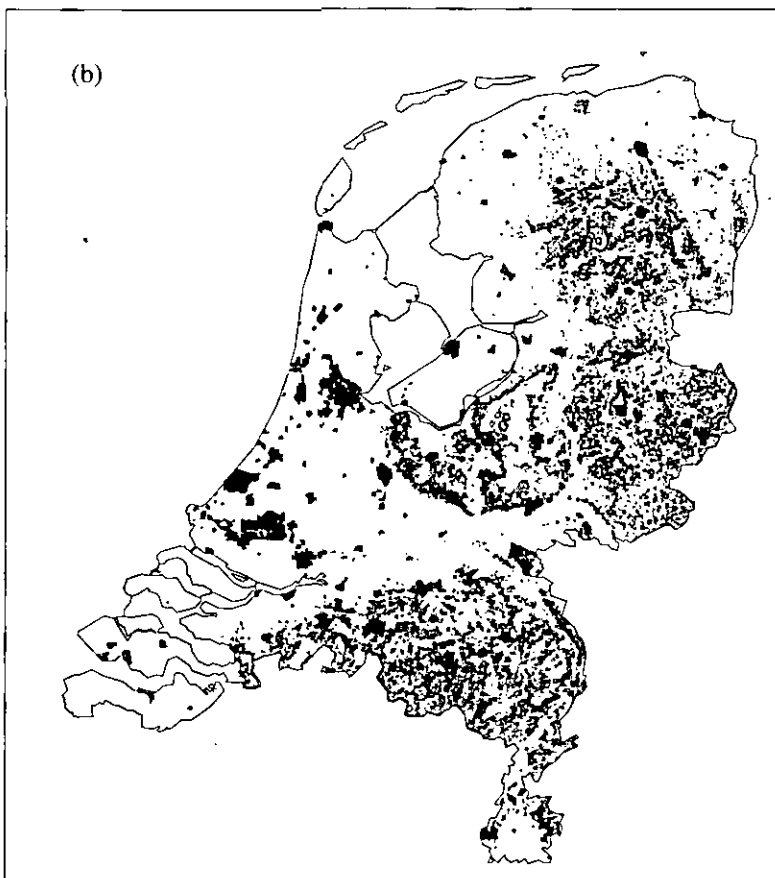
1 µmol Al: 0,027 mg Al, 1 µmol SO₄: 0,096 mg SO₄
1 µmol NO₃: 0,062 mg NO₃, 1 µmol NO₃: 0,014 mg NO₃-N



Figuur 2.16 a en b: Onder- en bovengrens van de mediane nitraatconcentratie van de bovenste meter van het verzadigde grondwater onder bos en heide op zandgronden in 1989-1990.



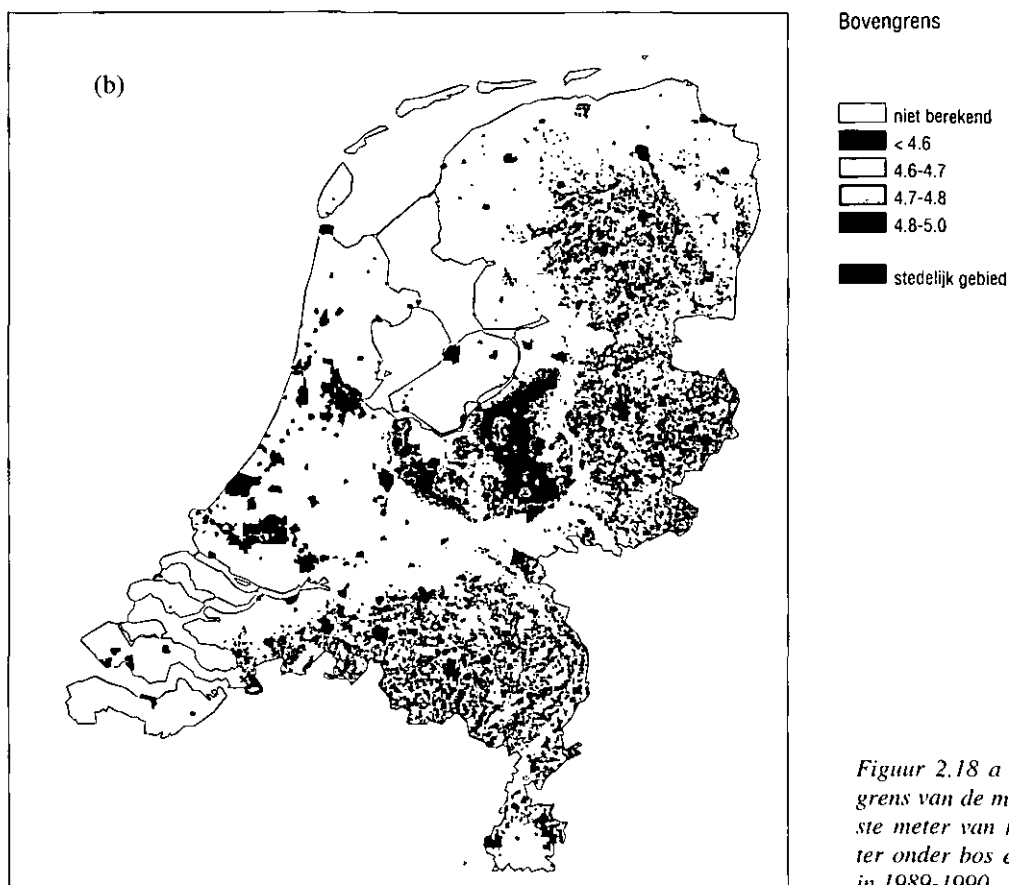
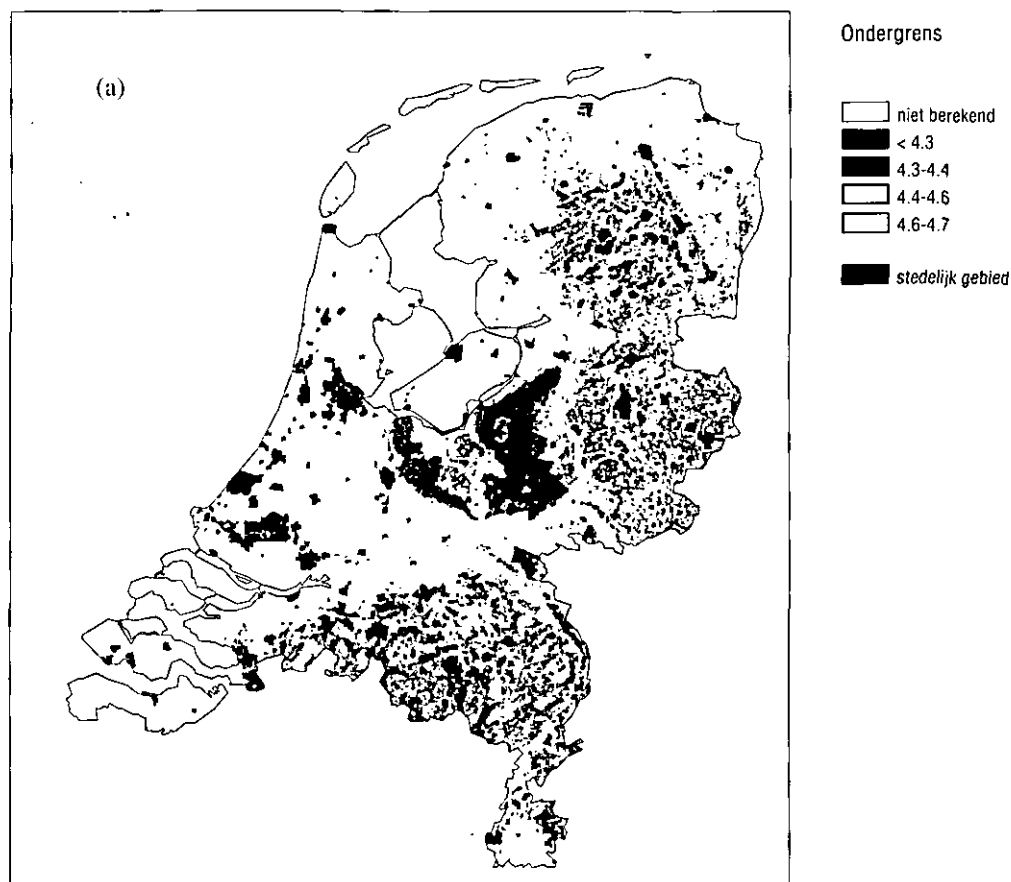
Ondergrens in μmol
per liter



Bovengrens in μmol
per liter



Figuur 2.17 a en b: Onder- en bovengrens van de mediane aluminiumconcentratie van de bovenste meter van het verzadigde grondwater onder bos en heideveld op zandgronden in 1989-1990.



Figuur 2.18 a en b: Onder- en bovengrens van de mediane pH van de bovenste meter van het verzadigde grondwater onder bos en heide op zandgronden in 1989-1990.

gen samen met verschillende effecten van landgebruik op emissie en depositie van verzurende stoffen.

De waarneming van lagere Al-concentraties bij meer landbouw wijst op neveneffecten van landbouw die leiden tot extra zuurbuftering in de aangrenzende bossen. Hierbij kan gedacht worden aan gemiddeld hogere grondwaterstanden in bossen die grenzen aan landbouwpercelen of aan het inwaaien van kalk- en kunstmesthoudend stof uit onbegroeid bouwland naar het bos. De gevonden concentraties van Ca, Mg en K in grondwater onder bossen dichtbij landbouw zijn inderdaad hoger.

Sulfaat: De sulfaatconcentratie neemt toe met de SO_x -depositie en met het oppervlak aan landbouw in de directe omgeving. Deze toename kan verklaard worden door de co-depositie van N en S verbindingen in de vorm van $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (Van Breemen, 1982; Van den Hove, 1989). Dit betekent dat een verhoging van de lokale N-emissie door landbouw kan leiden tot een verhoging van de S-depositie. Voor SO_4 zijn geen kaarten berekend.

pH: Er is geen referentiewaarde voor de pH van grondwater. Wanneer een arbitraire grenswaarde van 4.7 wordt gekozen, blijkt dat de berekende mediane pH in 68% van het oppervlak significant lager ligt en in 18% hoger (Figuur 2.18, a en b). Lage pH-waarden komen geclusterd voor. Grote clusters zijn de Utrechtse Heuvelrug en de Veluwe. Kleinere clusters komen algemeen voor in Drenthe, Gelderland, Brabant en Noord-Limburg. Het ruimtelijk beeld van hogere pH-waarden is daarentegen zeer diffuus (Figuur 2.18, a en b). De gemiddelde pH onder bos en heideveld, neemt toe met het oppervlak landbouw

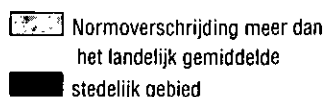
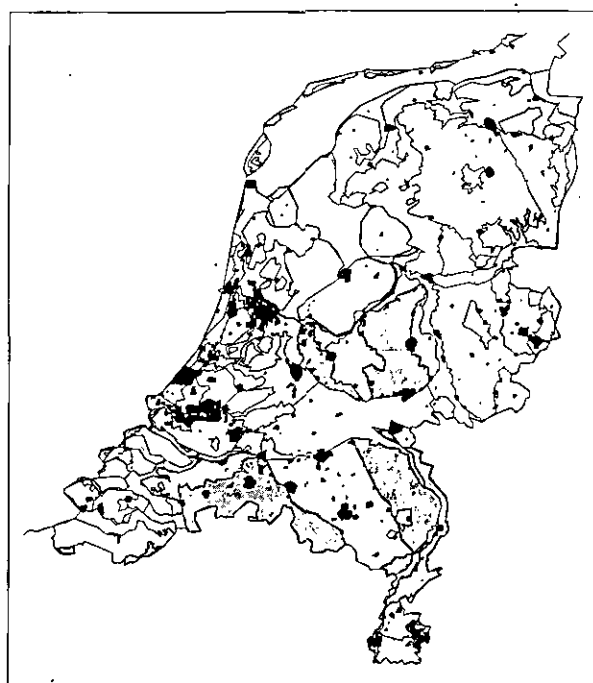
in de ruit. Zoals eerder voor aluminium is opgemerkt kan dit pH effect alleen worden verklaard door extra zuurbuftering in bossen dichtbij landbouw.

Diep grondwater

De kwaliteit van het diepe grondwater is onderzocht met gegevens van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG). Gebruikt zijn analysegegevens van 1991 van het zoete grondwater op een diepte van 5 tot 15 m beneden het maaiveld. Omdat de relatie tussen belasting en kwaliteit voor het diepe grondwater veel complexer is dan voor het ondiepe grondwater is de kwaliteit globaal gekarakteriseerd op basis van (1) zuurgraad, (2) anaërobie en (3) ouderdom. Verder zijn de gegevens ruimtelijk gegroepeerd per ecodistrict, hetgeen een gebiedsindeling is op basis van geologie en geomorfologie (Klijn, 1988).

Het diepe grondwater van de Midden-Nederlandse stuwwallen, De Peelhorst, Oude Rivierterrassen, en het Zuid-Westelijk-Nederlands Rivierzandgebied blijkt vaker de drinkwaternorm voor aluminium te overschrijden dan het landelijk percentage overschrijdingen (Figuur 2.19). In deze ecodistricten worden ook naar verhouding meer pH-waarden gevonden die lager zijn dan 5. Het Midden-Nederlandse stuwwallencomplex is ook door Klijn (1988) als 'zeer gevoelig' voor verzuring geklassificeerd. De andere genoemde ecodistricten worden door Klijn (1988) als 'gevoelig' aangemerkt.

In het 'Midden Nederlandse Stuwwallencomplex', de 'Peelhorst' en het 'Oude Rivierterrassen-



Figuur 2.19: Ecodistricten waar de overschrijding van de drinkwaternorm voor aluminium in het diepe grondwater in 1991 hoger is dan de landelijk gemiddelde overschrijding.

landschap' wordt ook vaker overschrijding van de streefwaarde voor nitraat gevonden. In het Zuid-West-Nederlands Rivierzandgebied wordt behalve voor aluminium ook de streefwaarde voor sulfaat frequenter overschreden. Hoewel nitraat, sulfaat en de pH minder geschikt worden beschouwd als verzuringsindicatoren voor het diepere grondwater, blijken deze parameters toch samen voor te komen met verhoogde aluminiumconcentraties. Dit zijn aanwijzingen voor verzuring van grondwater door oxydatie van gereduceerde organische stof of van ijzersulfiden door uitspoelend nitraat of door grondwaterstandsverlagingen.

In ecodistricten met meer normoverschrijding voor aluminium en indicaties voor verzuring in diep grondwater kan de winning van drinkwater bedreigd worden, vooral uit ondiepe freatische winningen. Voor drinkwaterproductie gewonnen grondwater, geeft een gemiddeld beeld van de grondwaterkwaliteit in het intrekgebied. In 4 van 224 onderzochte puttenvelden voor drinkwaterwinning uit grondwater is de maximaal toelaatbare aluminium-concentratie (MTC) van $200 \mu\text{g l}^{-1}$ in 1989 overschreden en in 17 velden de MTC/10 (Vogelaar, 1991). Er moet rekening gehouden worden met een toename van het aantal overschrijdingen van de MTC van Al. De relatie met verzuring en vermesting is vooralsnog niet duidelijk.

2.5 Samenvatting en conclusies

- Sinds 1980 is de emissie van zwaveldioxyde in Nederland en de ons omringende landen aanmerkelijk gedaald. Zowel in Nederland als in de ons omringende landen is de totale emissie van stikstofoxyden slechts weinig veranderd. De grootste emissie van ammoniak in Nederland vindt plaats bij het aanwenden van mest. De hoogste emissiedichtheid is te vinden in De Peel, de Gelderse Vallei, Twente en de Achterhoek.
- Gemiddeld over Nederland bedroeg de totale potentiële zure depositie in 1991 $4100 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. In De Peel is de depositie het hoogste.
- Ten opzichte van 1980 is de totale potentiële zure depositie gedaald. Deze daling wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door de neergaande trend in de SO_x -depositie.
- Voor het jaar 1994 is een tussendoelstelling m.b.t. de verzuring aangegeven van $4000 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. De voor 1991 berekende verzurende depositie benadert deze doelstelling.
- De afname in de potentiële verzurende depositie die in 1991 t.o.v. 1990 heeft plaatsgevonden is

voor een belangrijk deel toe te schrijven aan de meteorologische omstandigheden en de geringe hoeveelheid neerslag in 1991.

- De bijdragen van SO_x , NO_y en NH_x aan de totale zure depositie bedragen in 1991 resp. ca 30, 20 en 50%. In het noordoosten van Noord-Brabant, een gebied met een hoge NH_3 -emissie, is de bijdrage van NH_x ca 60%. Vanaf 1980 is de bijdrage van SO_x gedaald, terwijl die van NH_x is gestegen. De bijdrage van NO_y is licht gestegen.
- Schattingen door depositieberekeningen van zuurbelasting op de bodem liggen 15% lager dan schattingen middels lokale doorvalmetingen.
- In 1991 bedroeg de potentiële zuurbelasting op het gemiddelde Nederlandse bos, op basis van depositie, $4700 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. De actuele zuurproductie in 1991 is conservatief geschat op $1700 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$, voor de bodem tot een meter diepte. De verschillen tussen potentiële en actuele zuurproductie zijn het gevolg van een minder dan potentiële zuurbijdrage van stikstof.
- De hoge depositie van zwavel- en stikstofverbindingen en de bijbehorende bodemverzuring hebben geleid tot lage hoeveelheden uitwisselbare basen en sterke ophoping van organische stikstof. De organische N-voorraden liggen tussen 1500 kg ha^{-1} in gronden met weinig organische stof en 5500 kg ha^{-1} in gronden met veel organische stof.
- De gemiddelde concentratie van Al in de wortelzone van een bosopstand per boomsoort varieert tussen 140 en $520 \mu\text{mol l}^{-1}$ en is sterk gecorreleerd met concentraties van NO_3 en SO_4 .
- In het ondiepe grondwater (minder dan 5 m beneden maaiveld) van zure bosgronden worden mediane Al-concentraties aangetroffen tot $280 \mu\text{mol l}^{-1}$. De Al-concentratie ligt meestal (75%) boven de referentiewaarde voor verzuring (2 mg l^{-1}) en vrijwel altijd (97%) boven de streefwaarde voor drinkwater ($0,2 \text{ mg l}^{-1}$).
- De hoogste Al-concentraties worden aangetroffen onder Douglasspar en de laagste onder eik. In ruwweg 40% van het bos- en heideareaal wordt de streefwaarde voor nitraat (25 mg l^{-1}) in het ondiepe grondwater overschreden.
- In het diepere grondwater (5-15 m beneden maaiveld) worden aanwijzingen voor verzuring gevonden maar deze kunnen niet duidelijk worden gerelateerd aan de stofbelasting aan het oppervlak. Aanwijzingen voor verzuring worden vooral gevonden in het Midden Nederlands Stuwwallencomplex, de Oude Rivierterrassen en de Peelhorst. Hier worden de drinkwaternormen voor nitraat en Al algemeen overschreden.
- In 4 van 224 drinkwaterwinningen wordt de streefwaarde van Al in het opgepompt grondwater overschreden.

3. VERMESTING

3.1. Probleemschets

Vermesting is het teveel aan voedingsstoffen in het milieu waardoor ecologische processen ontregeld raken en gebruiksfuncties van grondwater, oppervlaktewater en bodem worden verminderd. Voorbeelden zijn de vergrassing van heidevelden door atmosferische depositie, achteruitgang van plantensoorten kenmerkend voor voedselarme milieumomstandigheden, overmatige algenbloei in oppervlaktewater en de bedreiging van de drinkwatervoorziening door een verhoging van de nitraatconcentraties in het grondwater als gevolg van bemesting van landbouwgronden en atmosferische depositie.

De meest betrokken stoffen zijn fosfor (P) en stikstof (N) en in mindere mate kalium (K). Omdat stikstof mobiel is in het milieu en tussen lucht en bodem wordt uitgewisseld blijft de behandeling van vermessing in dit deel beperkt tot stikstof. Voor P en K wordt verwezen naar het deel Bodem- en Grondwaterkwaliteit. Tevens wordt ingegaan op de uitwisseling met de andere compartimenten.

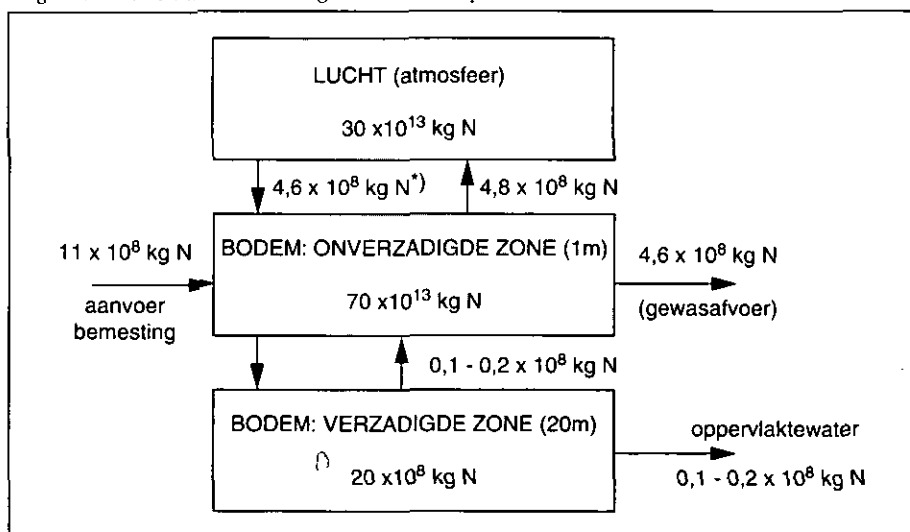
In *Figuur 3.1* is een overzicht gegeven van de hoeveelheden stikstof in lucht, bodem en grondwater in Nederland. De cijfers moeten worden beschouwd als indicatief. Tevens zijn de hoeveelheden N vermeld die tussen de compartimenten worden uitgewisseld. Hiervoor zijn de meest recente data (uit 1986) gebruikt.

De N-hoeveelheid in de lucht (atmosfeer) wordt voornamelijk bepaald door de hoeveelheid stikstofgas (N_2) die circa 78% van de luchtsamenstelling uitmaakt.

De bovenste meter van de bodem bevat naar schatting circa tweemaal zoveel stikstof als in de atmosfeer aanwezig is. Deze stikstof komt voornamelijk als bestanddeel van organische stof in de bodem voor. De hoeveelheid stikstof die in de bovenste 20 meter van het grondwater voorkomt is gering ten opzichte van wat in de daarboven gelegen bodem aanwezig is. Uit *Figuur 3.1* blijkt dat de hoeveelheden die tussen de compartimenten worden uitgewisseld klein zijn vergeleken met de aanwezige voorraden N in bodem, grondwater en atmosfeer. Niettemin leiden deze N-stromen tot milieuproblemen omdat concentraties in het milieu zijn toegenomen (bijvoorbeeld nitraat in grond- en oppervlaktewater) of omdat bepaalde N-verbindingen ook in relatief geringe hoeveelheden nadelige milieu-effecten kunnen uitoefenen (depositie van uitgestoten ammoniak).

Voor stikstof zijn alleen kwaliteitsdoelstellingen voor grond- en oppervlaktewater geformuleerd. Voor grondwater onder landbouwgronden is een kwaliteitsdoelstelling van 50 mg l^{-1} nitraat ($11,3 \text{ mg l}^{-1}$ als N) op 2 meter beneden de grondwaterspiegel geformuleerd (Nationaal Milieubeleidsplan, 1989). Als streefwaarde voor nitraat in grondwater geldt een waarde van 25 mg l^{-1} ($5,6 \text{ mg l}^{-1}$ als N). Voor grondwater onder bos en natuurterrein is geen waarde vastgesteld.

Figuur 3.1: Indicatie van N-niveaus in de compartimenten lucht, bodem (onverzadigde zone) en grondwater en de uitwisseling tussen de compartimenten



* Hierbij zit verdisconteerd ca 300 mln kg N die gemiddeld jaarlijks door de kunstmestindustrie uit de lucht wordt gehaald en in de Nederlandse landbouw wordt aangewend.

Voor eutrofiëringsgevoelig oppervlaktewater geldt een doelstelling van 2,2 mg l⁻¹ als N (zomergemiddelde).

Naast milieukwaliteitsdoelstellingen gericht op concentraties zijn er ook kwaliteitsdoelstellingen gericht op atmosferische deposities. In het 'Bestrijdingsplan Verzuring' zijn depositiedoelstellingen voor totaal stikstof gegeven. Deze doelstellingen zijn: 1600 mol N ha⁻¹ j⁻¹ (22,4 kg ha⁻¹ j⁻¹) voor het jaar 2000 en 1000 mol N ha⁻¹ j⁻¹ (14 kg ha⁻¹ j⁻¹) voor het jaar 2010.

Door de World Health Organisation (WHO) is eveneens een richtlijn gegeven voor de totale stikstofdepositie per jaar. Deze richtlijn bedraagt 3 g N m⁻² j⁻¹ (WHO, 1987). Dit komt overeen met ca 2150 mol N ha⁻¹ j⁻¹ (30 kg ha⁻¹ j⁻¹). De aanbeveling dient ter bescherming van gevoelige ecosystemen en is gebaseerd op effecten op vegetatie.

Op basis van de beschikbare gegevens kan geconcludeerd worden dat de huidige nitraattoestand van het ondiepe grondwater onder landbouwgronden zodanig is dat de kwaliteitsdoelstelling voor ruim 1/3 deel van het gehele areaal cultuurgrond wordt overschreden. Voor 2/3 van dit areaal wordt de streefwaarde overschreden. Er zijn per bodemtype grote verschillen: in het zandgebied is in ernstige mate sprake van overschrijding van de kwaliteitsdoelstelling. Voor veengronden is echter geen sprake van overschrijding. Op basis van het beschikbare waarnemingsmateriaal is berekend dat de streefwaarde in het grondwater op een diepte van 5-15 m in 1/5 deel van Nederland wordt overschreden. Voorts kan worden geconcludeerd dat de bijdrage van de uit- en afspoeiing van stikstof uit de bodem op het niveau van eco-districten gemiddeld genomen zodanig groot is, dat vrijwel in het gehele land sprake is van matige c.q. ernstige overschrijding van de kwaliteitsdoelstelling voor oppervlaktewater. In het algemeen liggen de concentraties op een lager niveau dan in het ondiepe grondwater. Verschillen tussen berekende zomer- en winterkwaliteit worden bepaald door veranderingen in de relatieve bijdrage van de afvoercomponenten. Daar waar de bodembelasting het grootst en de bijdrage van diep grondwater gering is worden in de regel de hoogste concentratie-niveaus in het oppervlaktewater berekend. De bijdrage van eventuele puntbronnen is hier nog niet in verdisconteerd.

3.2. Emissies naar en concentraties in lucht

Emissies en concentraties

Behalve emissie van ammoniak treedt ook emissie van N₂O op als gevolg van denitrificatie. Hoewel ammoniak en N₂O niet direkt een bedreiging voor de luchtkwaliteit vormen, draagt ammoniak weer bij aan de verzuring c.q. vermeting van water en bodem terwijl N₂O, als broeikasgas, een mogelijk effect kan hebben op de klimaatverandering. De grootte en de trend van de ammoniakemissie worden beschreven in het hoofdstuk verzuring.

Over de grootte van de N₂O emissie zijn verschillende schattingen gemaakt (Bouwman en v.d. Hoek, 1991). Voor de bijdrage van Nederland wordt gerekend met een emissie van 21-23 mln kg N₂O-N. De bijdrage van de bodem hierin wordt geraamd op 43%-63% afhankelijk van de rekenmethodiek. Voor de bodem wordt de N₂O-N emissie geschat op 9,3-15 mln kg/jaar. De bijdrage van landbouwgronden ligt in de orde van grootte van 94-98%, waarbij vooral veengronden als belangrijkste bron worden gezien (ca 50% van totale emissie van landbouwgrond). De overige 2-6% emissie komt voor rekening van natuurterreinen.

3.3. Belasting van en gehalten in de bodem

Belasting van de bodem

Voor het jaar 1986 is door CBS de meest complete en tevens meest recente N-balans van de gehele Nederlandse bodem opgesteld. Deze is weergegeven in Tabel 3.1. Alle bronnen zijn van Nederlandse herkomst uitgezonderd de bijdrage van stikstof door depositie uit de atmosfeer.

Circa 84% van de bodembelasting komt voor rekening van het gebruik van kunstmest en dierlijke mest op landbouwgronden. Ruim 11% is het gevolg van atmosferische depositie welke op alle vormen van grondgebruik terechtkomt. Samen dragen deze bronnen voor 95% bij aan de bodembelasting. De resterende 5% is afkomstig van lokale bronnen (storten, lozen) en diffuse bronnen (biologische stikstofbinding en het gebruik van bestrijdingsmiddelen en compost).

Aan de afvoerkant zijn de posten gewasafvoer en ammoniakvervluchtiging de meest zekere posten.

Tabel 3.1: Stikstofbalans van de Nederlandse bodem (landbouwgronden en overige gronden) voor het jaar 1986; hoeveelheden in mln kg. (CBS, 1989).

Aanvoer	mln kg N	Afvoer	mln kg N
dierlijke mest *)	554	afvoer via gewassen *)	462
kunstmest	502	ammoniakvervluchtiging	108
zuiveringsslib, compost	11	uit- en afspoeling	160
depositie	141	denitrificatie	377
storten	21	accumulatie (bodem, vegetatie)	146
lozen	3		
overige bronnen	21		
Totaal aanvoer	1253	Totaal afvoer	1253

*) in 1992 heeft het CBS de cultuurgrondbalans voor 1986 herzien op basis van nieuwe inzichten. De aanvoer via dierlijke mest wordt 594 mln kg. De afvoer via het gewas wordt 489 mln kg. Deze wijzigingen zijn echter niet in de tabel doorgevoerd.

Afspoeling naar oppervlaktewater en uitspoeling naar grondwater en vandaar naar oppervlaktewater alsmede ophoping in de vegetatie en de bodem (inclusief grondwater) en denitrificatie zijn ramingen. Milieubelastend zijn ammoniakvervluchtiging, af- en uitspoeling, ophoping in de bodem en denitrificatie voor zover hierbij N_2O als afbraakproduct vrijkomt.

De trends in de aanvoer (depositie en bemesting) worden hierna behandeld. Van de overige bronnen zijn geen gegevens over veranderingen in de tijd beschikbaar.

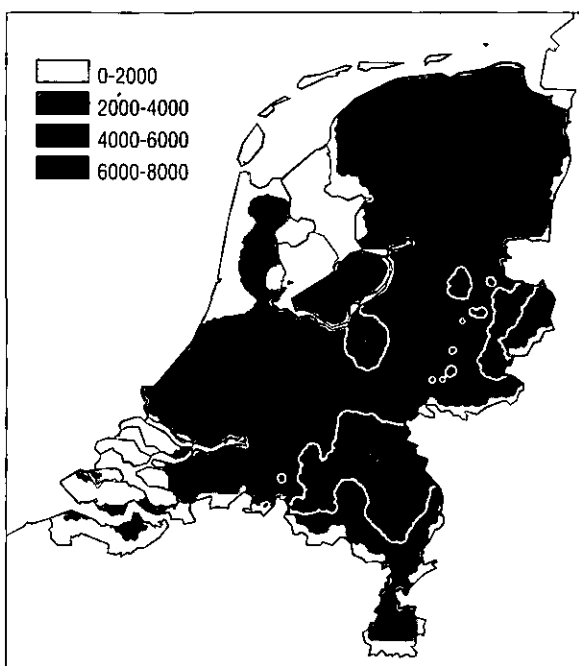
Aan de afvoerkant zijn alleen gegevens bekend over de verandering in de afvoer via cultuurgewassen. Deze post is sinds 1970 toegenomen met circa 100 mln kg (1970: 358 mln kg en in 1986: 489 mln kg). Van 1986 tot 1990 is de afvoer met het gewas echter afgenomen tot 456 mln kg (CBS, 1992). Deze trend loopt grotendeels parallel aan de ontwikkeling van de bemesting in deze periode. Van de overige afvoerposten zijn geen trendgegevens bekend.

Atmosferische depositie

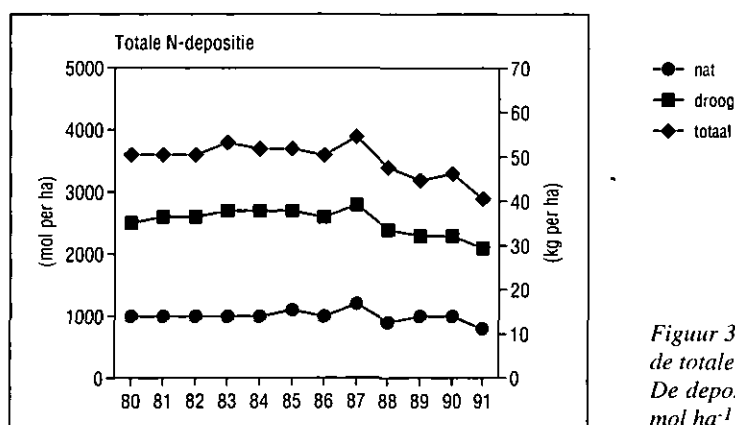
In 1991 bedroeg de totale stikstofdepositie gemiddeld over Nederland $2900 \text{ mol N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ ($41 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$), waarvan ca 70% in de vorm van droge depositie. Waarden tussen 3500 en $4500 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (respectievelijk 49 en $63 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) treden op in gedeelten van Overijssel, Gelderland, Noord-Brabant en Limburg. De stikstofdepositie vindt gemiddeld voor ca 70% plaats in de vorm van NH_x (zie Figuur 3.4). In gebieden met verhoogde NH_x -deposities loopt de bijdrage van NH_x op tot ca 80%. Lokaal kan deze bijdrage nog hoger liggen. In Figuur 3.2 is de totale depositie van N-verbindingen zoals berekend met het

DEADM-model (Erisman, 1991) weergegeven. De totale N-depositie is de somming van de droge en natte depositie van zowel de geoxydeerde (NO_y) als gereduceerde (NH_x) stikstofverbindingen¹. Sterker nog dan bij de potentiële zure depositie het geval is, werkt de onzekerheid in de geschatte NH_3 -emissie voor 1991 (zie §2.3) door in de berekening van de depositie van totaal-N. De klasse-indeling bij de weergave van de ruimtelijke verdeling van de totale N-depositie is daarom grover gekozen dan gebruikelijk. De totale stikstofdepositie is voor circa 60% afkomstig uit Nederland en voor circa 40% uit het buitenland.

Figuur 3.2: Ruimtelijke verdeling van de totale N-depositie (in $\text{mol N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) in 1991.



¹De depositie van de geoxydeerde en gereduceerde N-verbindingen afzonderlijk is beschreven in het hoofdstuk 'Stikstofverbindingen' van het deel luchtkwaliteit van deze serie



Figuur 3.3: Ontwikkeling van de voor Nederland gemiddelde totale N-depositie in de periode 1980-1991.

De depositiedoelstelling voor het jaar 2000 bedraagt 1600 mol ha⁻¹ j⁻¹ en voor 2010 1000 mol ha⁻¹ j⁻¹.

In Figuur 3.3 is de ontwikkeling van de over Nederland gemiddelde stikstofdepositie in de periode 1980-1991 gepresenteerd. Er is sprake van een licht dalende trend. Evenals bij de totale potentiële zure depositie ligt de depositie van totaal stikstof in 1991, ondanks dat de emissies van NH₃ en NO_x weinig veranderd zijn, lager dan in 1990. Ook voor totaal stikstof kan deze daling worden verklaard door het verschil in de meteorologische omstandigheden.

In Figuur 3.4 is de relatieve bijdrage van NO_y en NH_x aan de N-depositie weergegeven. Sinds 1980 is hierin weinig verandering opgetreden.

Bemesting van landbouwgronden

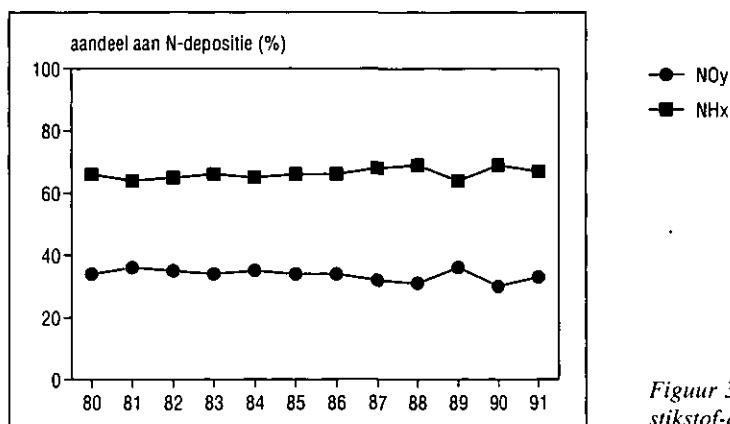
Door het LEI-DLO is ten behoeve van de 2e Nationale Milieuverkenning de bodembelasting met N, P en K uit dierlijke mest en kunstmest voor het jaar 1989 berekend. Hierbij is uitgegaan van de geldende normen voor dierlijke mest, bemestingsadviezen en de distributie van dierlijke mest op overschotbedrijven binnen de eigen regio en naar elders. Deze belasting is vervolgens verdeeld over combinaties van bodem- en gewastype per gemeente. De verdeling van de N gift per bodemtype is vermeld in

Tabel 3.2. Hierbij is rekening gehouden met ammoniakvervluchtiging, maar depositie is hierin niet meegenomen.

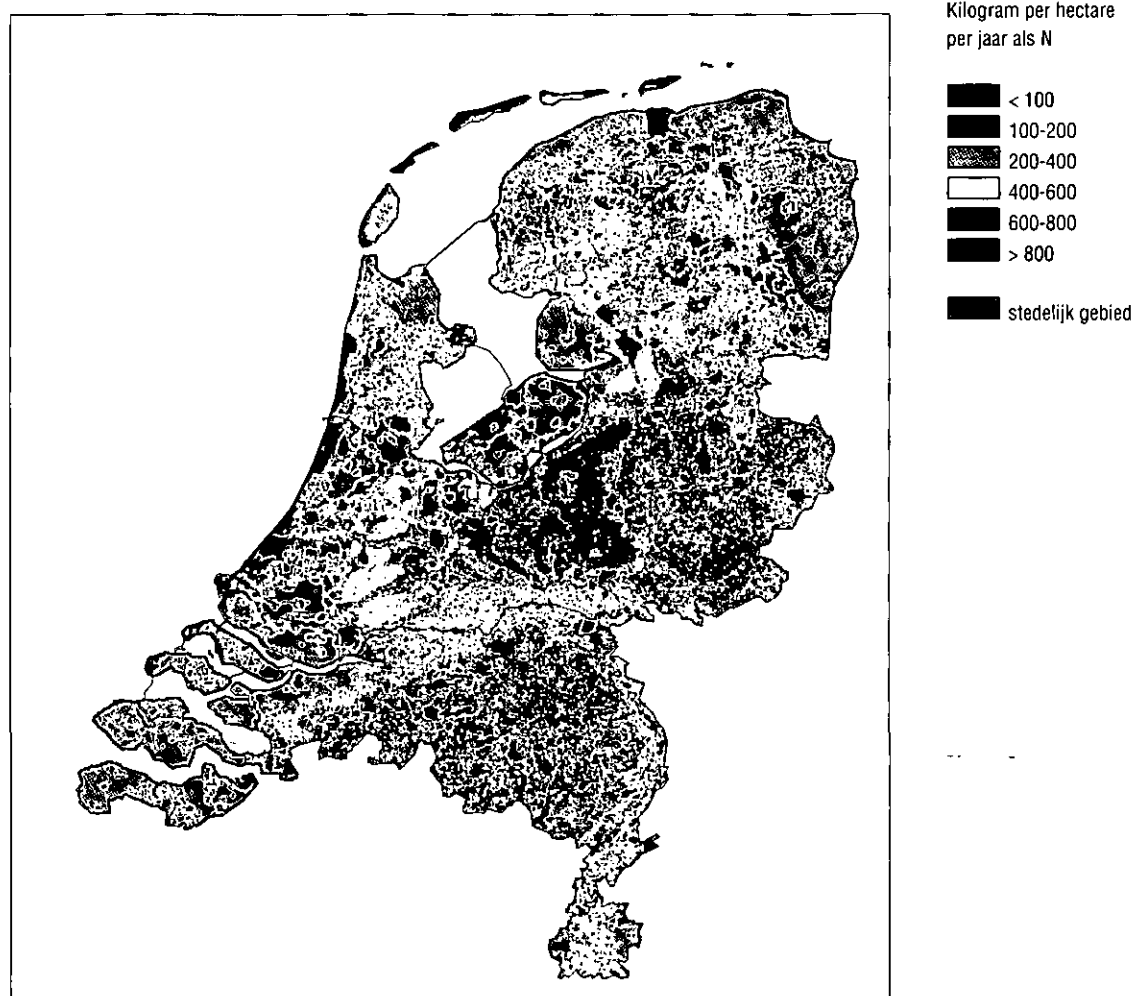
Tabel 3.2: N-bemesting per bodemtype voor het jaar 1989. (bron: LEI-DLO, 1991).

bodemtype	gem N gift in kg/ha	areaal in mln ha	N belasting in mln kg
veen	409	0,24 (12%)	97 (11%)
zand	581	0,74 (39%)	431 (49%)
klei	465	0,82 (43%)	319 (36%)
leem	390	0,02 (1%)	10 (1%)
dalgrond	316	0,10 (5%)	31 (3%)
Totaal		1,92 (100%)	888 (100%)

Hoewel het areaal zandgrond 39% van het totale areaal landbouwgrond uitmaakt komt hier volgens de berekening van het LEI bijna de helft van alle N uit mest terecht. Dit beeld wordt veroorzaakt doordat op de zandgronden een belangrijk deel van de niet-grondgebonden mestproductie plaatsvindt (intensieve veehouderij). Het grootste deel (bijna 75%) van de stikstof die via bemesting op de bodem wordt ge-



Figuur 3.4: Bijdrage (in %) van NH_x en NO_y aan de totale stikstof-depositie in de periode 1980-1991.



Figuur 3.5: Landelijk beeld N-belasting van de bodem

bracht komt op grasland terecht.

Over de ontwikkeling van de N- aanvoer door het meststoffengebruik in de landbouw zijn sinds 1970 cijfers beschikbaar. De belasting van landbouwgronden met N uit dierlijke mest en kunstmest is van 1970 tot 1986 met 59% toegenomen (van 752 naar 1196 mln kg). Na 1986 is sprake van een daling van 1196 mln kg naar 941 mln kg in 1990: een afname met 21% (CBS, 1992).

Resumerend is in *Figuur 3.5* het landelijk beeld van de huidige N-belasting van de bodem gegeven waarbij bemesting en depositie in één kaartbeeld zijn geïntegreerd. De bijdrage van de depositie is berekend met behulp van het genoemde model DEADM (Erisman, 1991). Vanwege de vergelijkbaarheid van de gegevens is de depositie voor 1989 in rekening gebracht.

De belasting van bos en natuurterreinen valt in de laagste klasse (kleiner dan $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$). Belastingen op landbouwgronden zijn veel hoger. De hoogste waarden, meer dan 700 kg ha^{-1} , komen voor in de Gelderse vallei, de Gelderse Achterhoek, Noord-Brabant en Noord-Limburg.

Over N-concentraties in de bodem worden door het RIVM slechts incidenteel (in een boslocatie) data verzameld (zie voorts het hoofdstuk verzuring). In verband met de relatie tussen bemesting en uitspoeling naar het grondwater wordt mede op grond van het advies van de Commissie Stikstof (Goossensen en Meeuwissen, 1990) op landbouwgronden de meting van de minerale stikstof in het najaar in toenemende mate uitgevoerd. Daarnaast wordt deze bepaling hier in het kader van de advisering voor de bemesting in het voorjaar verricht.

3.4. Belasting van en concentraties in grondwater

Concentraties in grondwater

Uit onderzoek bij landbouwbedrijven op zandgrond (zie hoofdstuk 5 van deel III, 'Bodem- en Grondwaterkwaliteit') blijkt een grote spreiding in nitraatconcentraties in het ondiepe grondwater (bedrijfsge-

middelde waarde voor grasland: 17-54 mg l⁻¹ N). Ook op grotere diepte is de geconstateerde variatie groot te noemen. Op relatief korte afstand zijn bij een vergelijkbaar niveau van bemesting zowel hoge als lage waarden gemeten. In het ondiepe grondwater worden hoge nitraatconcentraties gemeten op zandgrond zowel onder grasland- als onder snijmaispercelen, waarbij onder snijmaispercelen in het algemeen de hoogste waarden worden gemeten (gemiddeld 105 mg l⁻¹ N). Echter niet in alle gevallen zijn deze hoger dan onder grasland. Onder overig bouwland worden lagere waarden geconstateerd (bedrijfsgemiddelde concentraties variëren tussen 16 en 40 mg l⁻¹ N). Dit beeld stemt overeen met de hoogte van het bemestingsniveau. Op klei- en veengronden zijn de concentraties veel lager. Afbraak van nitraat speelt hier een veel grotere rol dan op zandgronden.

Uit de analysesresultaten van het landelijk meet-net grondwaterkwaliteit (zie hoofdstuk 6 van deel III, 'Bodem- en Grondwaterkwaliteit') blijkt, dat de concentratie van nitraatstikstof in het grondwater op een diepte van 5-15 m beneden het maaiveld onder bouwland op zandgrond gemiddeld 25 mg l⁻¹ bedraagt en onder grasland op zandgrond gemiddeld 3,3 mg l⁻¹. De concentraties nemen af met de diepte; onder bouwland van 15-30 m -mv tot gemiddeld 7 mg l⁻¹ en onder grasland tot 0,4 mg l⁻¹. De lagere waarden op grotere diepte moeten deels worden toegeschreven aan denitrificatie. In het ondiepe grondwater (ondieper dan 5 m -mv) zijn de concentraties aan nitraatstikstof veel hoger. Over de oorzaak van de veel hogere concentraties in het ondiepe grondwater in vergelijking met het diepere kan nog geen goede verklaring worden gegeven. Als mogelijke oorzaak wordt wel aangevoerd dat onder grasland sprake is van een grotere denitrificatie vanwege de ligging op gronden met hogere grondwaterstanden. Uit een vergelijking van het bodemgebruik in 1986 met de bodemkaart (grondwatertrappen informatie) blijkt dat de verdeling over de grondwatertrappen van gras en snijmais op zandgrond slechts een beperkt verschil te zien geeft. In *Figuur 3.6* is deze verdeling gegeven. In hoeverre deze verdeling aan verandering onderhevig is geweest is onbekend. Daarnaast kunnen ook verschillen in geohydrologie een rol spelen. Het inzicht in het gedrag van nitraat dat met het water door de bodem wordt getransporteerd is nog beperkt. Ook wat betreft de grotere concentratie-afname met de diepte onder grasland in vergelijking met bouwland is nog onduidelijk. De resultaten van metingen in bosterreinen zijn beschreven in hoofdstuk 2.

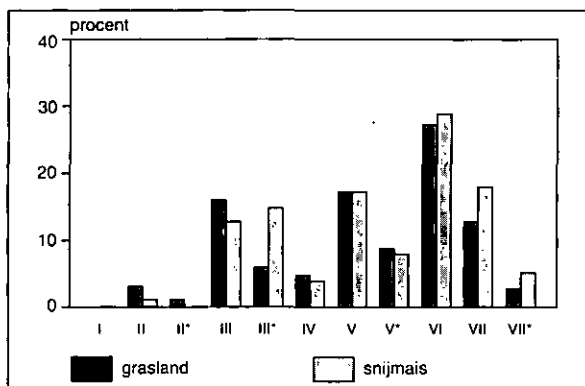
Omdat met de beschikbare grondwaterkwaliteitsmetingen geen ruimtelijk beeld te geven is van de kwaliteit van het ondiepe grondwater, moet dit met behulp van een model worden berekend. Hiertoe is voor landbouwgronden gebruik gemaakt van het uitspoelingsmodel NLOAD (Van Drecht, 1992). Dit

model is met behulp van proefveldonderzoek gevalideerd voor grasland en bouwland op zandgrond. Voor grasland voldoet het model goed, voor bouwland (inclusief snijmais) berekent het model een lagere concentratie dan in veldonderzoeken is gemeten. Voor klei- en veengronden is door gebrek aan goede proefveldgegevens nog geen goede validatie mogelijk. De berekeningen voor deze bodemtypen moet dan ook als een benadering worden beschouwd. Voor de bodembelasting is gebruik gemaakt van de door LEI-DLO berekende bodembelasting voor het jaar 1989 (zie *Tabel 3.2*). De uitkomsten van de berekeningen staan in *Tabel 3.3*, *Tabel 3.4* en *Tabel 3.5*. In *Tabel 3.3* is de uitspoeling in relatie tot de N-belasting per bodemtype gegeven.

De totale bruto nitraat uitspoeling van landbouwgronden bedraagt landelijk gezien ongeveer 20% van de bemesting. Voor zandgronden is dit percentage wat hoger (30%), voor veengronden wordt een veel lager bedrag gevonden (4%). Uit veldonderzoek is gebleken dat er een reductie in de uitspoeling optreedt die afhankelijk is van de grondwaterdiepte. Wanneer deze in rekening wordt gebracht, leidt 10% van de met bemesting aangevoerde N tot grondwaterbelasting. Per bodemtype is evenwel sprake van grote verschillen (variërend van 15% voor zandgrond tot ca 1% voor veengrond). Ongeveer 73% van de totale netto uitspoeling in Nederland (86 mln kg) vindt plaats op zandgronden.

In *Tabel 3.4* is per bodemtype de berekende nitraatconcentratie in het ondiepe grondwater gegeven uitgedrukt in verschillende concentratieklassen (mg l⁻¹ nitraat-N). In 75% van het zandgebied wordt de kwaliteitsdoelstelling voor nitraat in het ondiepe grondwater overschreden. Ook voor leemgrond (lössgebied van Zuid-Limburg) is dit voor 70% van het areaal het geval. In kleigronden is de nitraatuitspoeling veel geringer. Hier is in 11,5% van het gebied sprake van overschrijding. Het betreft met name de lichtere kleigronden (zavels). Grondwater in veengebieden bevat volgens de berekeningen zeer weinig nitraat. De dalgronden (veenontginningsgronden) ne-

Figuur 3.6: Grasland en snijmais op zandgrond: verdeling over grondwatertrappen



Tabel 3.3: Uitspoeling van nitraat per bodemtype in relatie tot N belasting van landbouwgronden door bemesting (belasting voor het jaar 1989). Bruto uitspoeling is uitspoeling zonder correctie voor de grondwatertrap. Netto uitspoeling is uitspoeling rekening houdend met een correctie voor de grondwatertrap.

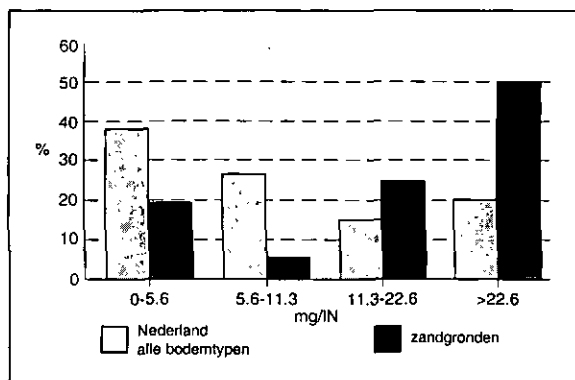
bodemtype	N belasting in mln kg	Bruto uitspoeling in mln kg	Netto uitspoeling in mln kg
veen	97	4 (4%)	1 (1%)
zand	431	120 (28%)	63 (15%)
klei	319	39 (12%)	19 (6%)
leem	10	1 (9%)	1 (8%)
dalgrond	31	7 (21%)	2 (7%)
Totaal	888	171 (19%)	86 (10%)

men met 19% overschrijding een tussenpositie in tussen zand en veengronden.

De mate waarin voor de verschillende gewassen sprake is van overschrijding van de kwaliteitsdoelstelling is in overeenstemming met veldwaarnemingen. (zie ook hoofdstuk 5 van deel III, 'Bodem- en Grondwaterkwaliteit'). Vooral onder snijmais zijn de nitraatconcentraties hoog. Uit Tabel 3.5 blijkt voorts dat voor ruim 38% van het graslandareaal nitraatstikstofconcentraties worden berekend die hoger zijn dan de kwaliteitsdoelstelling van 11.3 mg l⁻¹. Voor snijmais en bouwland zijn deze percentages respectievelijk 75% en 21%. Uit tabel 3.5 volgt, dat de streefwaarde voor nitraatstikstof van 5.6 mg l⁻¹ in 57% van het graslandareaal wordt overschreden. Voor snijmais en bouwland zijn de percentages 84% resp. 71 %. Ook bij de categorie overig (fruitteelt, handelsgewassen, vollegrondsgroenten) is bij ca 36% van het areaal sprake van te hoge concentraties. Wanneer het gehele areaal cultuurgrond wordt beschouwd dan is het oppervlaktepercentage met nitraatstikstofconcentraties boven de doelstelling ongeveer 36% terwijl voor 62% van gebied sprake is van een overschrijding van de streefwaarde. De mate van overschrijding van de kwaliteitsdoelstelling voor nitraatstikstof is weer gegeven in Figuur 3.7.

Tabel 3.4: Procentuele verdeling van de berekende nitraatconcentraties in het ondiepe grondwater onder landbouwgronden per bodemtype. (in mg l⁻¹ nitraat-N). Gebaseerd op de bodembelasting van 1989.

bodemtype	0-5.6	5.6-11.3	11.3-22.6	> 22.6
zand	19.2	5.8	24.7	50.4
klei	35.9	52.6	10.4	1.1
veen	99.8	0.2	0	0
leem	24.3	5.8	69.9	0
dalgrond	47.1	33.9	17.7	1.3



Figuur 3.7: Verdeling van nitraatstikstofconcentraties in het ondiepe grondwater over het areaal landbouwgrond

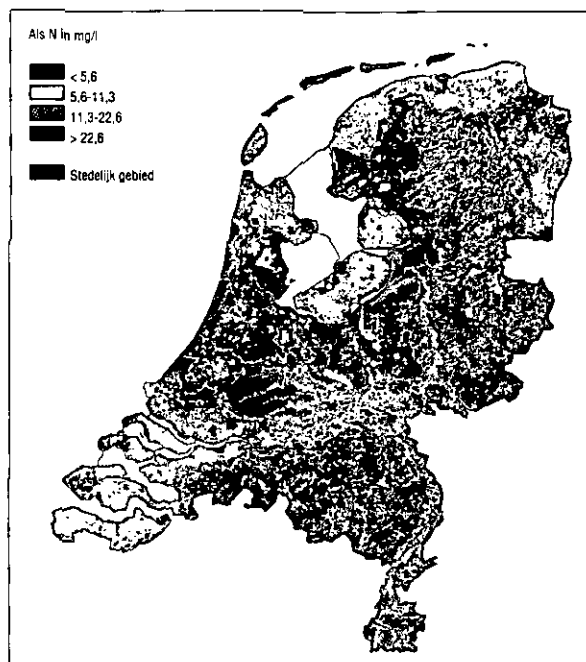
In Figuur 3.8 is een ruimtelijk beeld van de nitraatstikstofconcentraties in het ondiepe grondwater onder landbouwgrond en onder bos gegeven. De berekening van de nitraatstikstofconcentraties onder bosterreinen is gebaseerd op berekeningen met een statistisch model zoals toegelicht in het hoofdstuk verzuring. Hoge concentraties worden berekend in het oostelijk en zuidelijke zandgebied. Meer verspreid liggende gebieden met hogere nitraatstikstofconcentraties worden verwacht in het noordelijke zandgebied en langs de Veluwe stuwwal. Vergelijking van Figuur 3.5 (N-belasting) met Figuur 3.8 geeft aan dat de nitraatstikstofconcentraties in het gebied van de Gelderse vallei, ondanks de hoge N-belasting, laag zijn. Dit is het gevolg van het grote aandeel lager gelegen natte gronden waar de nitraatreductie (denitrificatie) groot is.

Hoewel de N-belasting van bosgebieden veel kleiner is dan die van landbouwgronden blijken de nitraatstikstofconcentraties vergelijkbaar te zijn met die welke voor het ondiepe grondwater onder landbouwgronden op veen/klei berekend worden (bijvoorbeeld: de Veluwe en de Utrechtse Heuvelrug). Dit wordt veroorzaakt door de verschillen in kwetsbaarheid van gebieden voor nitraatuitspoeling. In Figuur 3.9 is een ruimtelijk beeld gegeven van de kwetsbaarheid voor nitraatuitspoeling. Zeer kwetsbaar zijn bos en natuur op de hoger gelegen droge zandgronden en de duinen. Volgens de klasse-inde-

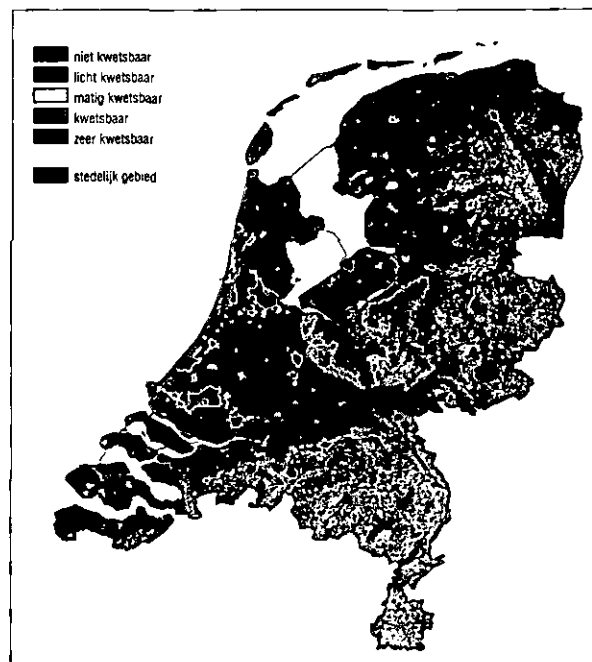
Tabel 3.5: Procentuele verdeling van de berekende nitraatstikstofconcentraties in het ondiepe grondwater onder landbouwgronden per gewas. (in mg l⁻¹ nitraat-N). Cijfers gebaseerd op de bodembelasting van 1989.

gewas	0-5.6	5.6-11.3	11.3-22.6	> 22.6
gras	43.2	18.3	17.4	21.1
snijmais	15.7	9.0	1.0	74.4
bouwland*)	28.4	50.2	21.0	0.4
overige	63.5	33.3	3.3	0

*) aardappelen + suikerbieten + gruan



Figuur 3.8: Landelijk beeld nitraatstikstofconcentraties in het ondiepe grondwater



Figuur 3.9: Kwetsbaarheid van de Nederlandse bodem voor nitraatuitspoeling op basis van bodemtype, grondwatertrap en gewas

ling van *Figuur 3.9* is in grote delen van Friesland, Groningen, Noord-Holland, Utrecht en Zuid-Holland sprake van een geringe kwetsbaarheid voor nitraatbelasting van het grondwater. Hiermee is echter niet gezegd dat de uit- en afspoeling van de bodem in met name het klei/veen gebied geen belangrijke bijdrage kan leveren aan de stikstofbelasting van het oppervlaktewater.

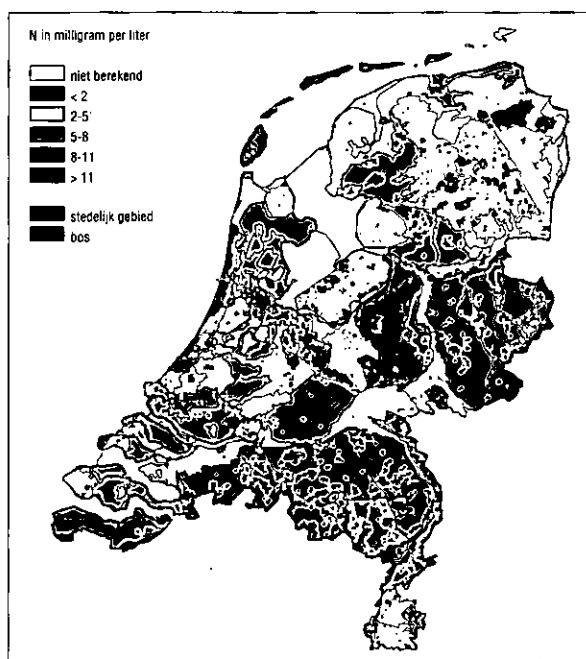
Effect van bodembelasting op stikstofconcentraties in het kleine oppervlaktewater

In *Figuur 3.10* en *Figuur 3.11* is het landelijke beeld gegeven van de bijdrage van de bodem aan de stikstof belasting van het kleine oppervlaktewater (zomersituatie respectievelijk wintersituatie). Deze kaartbeelden zijn tot stand gekomen door een koppeling van het uitspoelingsmodel (NLOAD) met het model NPKRUN dat de bijdragen van oppervlakkige afstroming, ondiepe grondwaterafvoer (greppels/ drains), tussenafvoer en diepe grondwaterafvoer van de verschillende gebieden berekent. De berekende stikstofconcentraties zijn een gewogen gemiddelde van deze stikstofbijdragen en zijn per ecodistrict gemiddeld. De kaarten geven een globaal beeld per ecodistrict van de af- en uitspoeling van landbouwgronden en bos- en natuurterreinen. Ze geven geen beeld van de kwaliteit van individuele oppervlaktewateren. De bijdrage van stedelijke gebieden en van puntbronnen (bijvoorbeeld RWZI's) is hierbij buiten beschouwing gebleven. De kaartbeelden zijn redelijk in overeen-

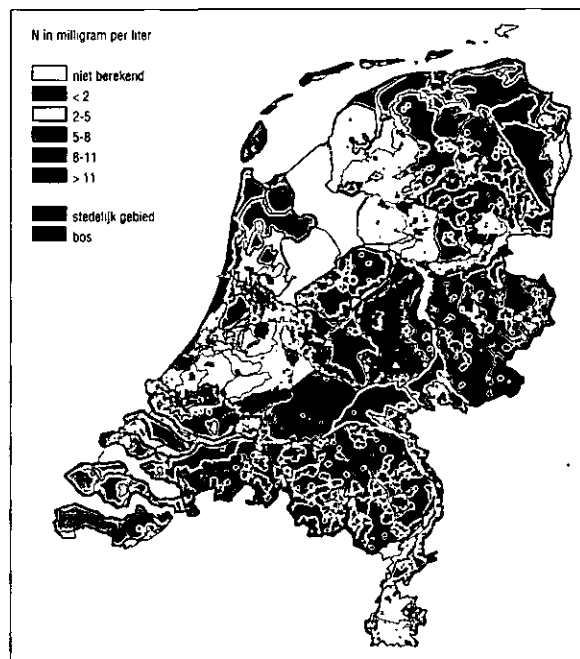
stemming met de kwaliteitsmetingen die in de jaren tachtig zijn gedaan (Meinardi, 1991). Er is sprake van een grote variatie tussen de ecodistricten. Kwetsbare gebieden met een dun watervoerend pakket en een korte verblijftijd laten hoge concentraties zien (zandgebieden in Twente, Oost-Gelderland en Midden-Brabant). Dit zijn ook gebieden waar de bodembelasting hoog is. In de klei- en veengebieden zijn de berekende N-niveaus lager. Processen in het open water (denitrificatie) zijn bij deze berekende stikstofconcentraties buiten beschouwing gelaten: hierdoor kan de uiteindelijke stikstofconcentratie in het oppervlaktewater lager worden dan uit het kaartbeeld blijkt.

3.5 Samenvatting en conclusies

- Stikstof is een belangrijk bestanddeel van het milieu en komt van nature in zeer grote hoeveelheden voor in de atmosfeer en in de bovenste lagen van de bodem.
- Hoewel de N-hoeveelheden die tussen lucht en bodem worden uitgewisseld klein zijn ten opzichte van de aanwezige voorraden, ontstaan toch milieu-problemen. Dit hangt mede samen met de verschijningsvorm van stikstof (als ammoniak of als nitraat).
- Zowel in landbouw-ecosystemen als in meer natuurlijke ecosystemen is de balans tussen aanvoer



Figuur 3.10: Landelijk beeld van de nitraatstikstof-concentratie in het kleine oppervlaktewater per ecodistrict als gevolg van uit- en afspoeling van de bodem (zomersituatie).



Figuur 3.11: Landelijk beeld van de nitraatstikstof-concentratie in het kleine oppervlaktewater per ecodistrict als gevolg van uit- en afspoeling van de bodem (wintersituatie).

en afvoer c.q. vastlegging in biomassa sterk verstoord geraakt.

- Ongeveer 84% van de N-aanvoer naar de bodem van Nederland komt voor rekening van het meststoffengebruik in de landbouw. Atmosferische depositie draagt voor 11% bij aan de belasting van de bodem. Voor natuurterreinen is de verdeling anders omdat hier het aandeel bemesting volledig wegvalt.
- Voor landbouwgronden is van een toename in de belasting sprake die in de laatste decennia sterk is gegroeid. Sinds 1986 is echter sprake van een afname.
- De totale N-depositie vertoont sinds 1980 een licht dalende tendens. Het aandeel van NH_x in de N-depositie bedraagt 70% en is tamelijk constant.
- De meest kwetsbare bodems in Nederland, namelijk zandgronden, worden naar verhouding het zwaarste belast.
- Op basis van bodemtype, grondwatersituatie en gewas is een kwetsbaarheidskaart voor nitraatuitspoeling gegeven. Zeer kwetsbaar zijn bossen op droge zandgronden (zie ook hoofdstuk 2 verzuring) en in iets mindere mate gebieden met akkerbouw op zandgronden. Grasland op veengrond is het minst kwetsbaar.
- De verschillen in kwetsbaarheid van de Nederlandse bodem voor nitraatuitspoeling worden in grote lijnen bevestigd door de resultaten van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit.
- Metingen van nitraatstikstof in grondwater laten zien dat er een grote ruimtelijke spreiding is in

concentraties. Dit geldt zowel in het horizontale vlak als met de diepte.

- Uit het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit blijkt dat onder grasland op grotere diepte (5-15 meter) lage concentraties aan nitraatstikstof worden gemeten terwijl deze in het ondiepe grondwater zeer hoog zijn. De oorzaken van deze verschillen zijn nog niet geheel duidelijk.
- Berekening van de nitraatconcentraties in het ondiepe grondwater geeft aan dat een relatief klein deel ervan uitspoelt (4-30%) maar dat een nog kleiner deel het grondwater bereikt (1-15% afhankelijk van het bodemtype). Niettemin leidt dit tot een aanzienlijke overschrijding van de kwaliteitsdoelstellingen voor nitraat.
- Volgens modelberekeningen heeft ongeveer 36% van het landbouwareaal te maken met nitraatconcentraties boven 50 mg l^{-1} ($11.3 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$). Ten opzichte van de referentiewaarde van 25 mg l^{-1} ($5.6 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$) is in 62% van het landbouwgebied sprake van overschrijding.
- De bijdrage van bemesting en depositie aan de af- en uitspoeling naar het kleine oppervlaktewater leidt tot overschrijding van de kwaliteitsdoelstelling voor stikstof in eutrofiëingsgevoelig oppervlaktewater in vrijwel alle onderscheiden gebieden. In een aantal hoogbelaste gebieden is het effect van de oppervlaktewaterbelasting groot omdat hier nauwelijks sprake is van verdunning. Hier ontbreekt de bijdrage van ouder - nitraatarm - dieper grondwater (bijvoorbeeld in Oost-Nederland en in Midden-Brabant).

4. VERSPREIDING VAN ZWARE METALEN EN ARSEEN

4.1 Probleemschets

Bij diverse anthropogene activiteiten worden de van nature in de aardkorst voorkomende zware metalen naar de lucht geëmitteerd. De atmosferische depositie van zware metalen draagt bij aan de belasting van de bodem met zware metalen. Landbouwgronden worden behalve via atmosferische depositie ook door bemesting met zware metalen belast. Naast deze voor de bodem diffuse belastingsbronnen treedt er ook op lokale schaal belasting van de bodem op. Voor de bepaling van het landelijk beeld is dit echter van minder belang en daarom wordt dit soort belasting in het hierna volgende buiten beschouwing gelaten.

Atmosferische depositie is de belangrijkste bron voor de belasting van de bodem met lood en kwik. Ondanks de sterke afname van de lood-emissie door het verkeer, veroorzaakt het verkeer nog altijd meer dan de helft van de bodembelasting met lood. Atmosferische depositie is ook een belangrijke bron voor de bodembelasting met arseen. De belasting met arseen wordt daarnaast in hoge mate bepaald door aanwending van dierlijke mest. Dierlijke mest is tevens de belangrijkste bron voor de belasting van landbouwgronden met zink en koper. De belangrijkste bron van cadmium en chroom voor landbouwgronden is kunstmest. De fosfaatmeststoffen nemen zo'n 90% van de door kunstmeststoffen veroorzaakte belasting van de bodem met cadmium en chroom voor hun rekening. Voor alle metalen geldt dat de atmosferische depositie de belangrijkste belastingsbron voor natuurgebieden is.

Zware metalen hopen zich op in de bodem door binding aan bodemdeeltjes. Een deel van de zware metalen spoelt met het bodemvocht uit en komt in het grondwater terecht. Een directe relatie tussen belasting en uitspoeling is evenwel niet te leggen. De mate van uitspoeling wordt in het algemeen in sterke mate bepaald door de zuurgraad. Ook de redoxpotentiaal speelt hierbij een belangrijke rol.

Zowel door opname met het bodemvocht als door depositie op het blad komen zware metalen in vegetatie en gewassen terecht. Mens en dier nemen zware metalen op door consumptie van gewassen en potentieel ook door inademing. Voor de hier behandelde zware metalen speelt deze laatste route echter geen rol van betekenis. Doordat de uitscheiding van zware metalen langzamer verloopt dan de opname treedt er accumulatie op in het lichaam wat tot een breed scala van functiestoornissen kan leiden.

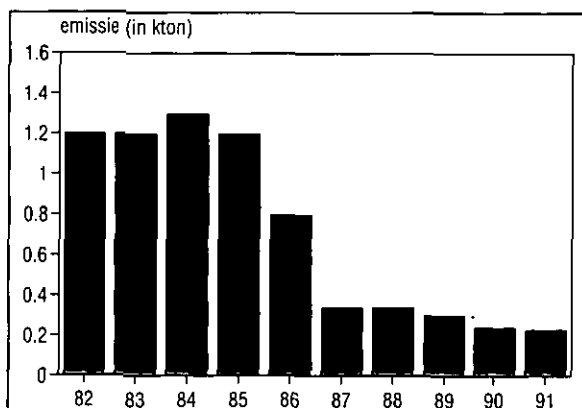
De meetgegevens duiden niet op overschrijding

van de beschikbare Nederlandse en buitenlandse grenswaarden voor concentraties van zware metalen in lucht. Voor Cd is er tevens een adviesnorm voor de atmosferische depositie. In delen van Noord-Brabant en Limburg en in de Rijnmond wordt deze norm overschreden. In de landbouwgebieden worden de voor de bodem gestelde streefwaarden overschreden met percentages uiteenlopend van 2% van het grondoppervlak voor Cr tot 14% voor Cu. De metaalgehalten in de bos- en natuurgebieden op zandgrond (excl. strooisel) liggen significant lager dan in cultuurgrond. De voor de bodem geldende B-waarden worden alleen op grasland en veenland voor de elementen koper en lood overschreden. Daarnaast wordt de B-waarde voor lood in bosstrooisel frequent overschreden. De streefwaarden voor grondwater worden in het ondiepe grondwater van de zandgebieden vooral in gebieden met bos veelvuldig overschreden. In het diepere grondwater wordt alleen voor Cr de streefwaarde veelvuldig overschreden. In het ondiepe grondwater van bosgebieden wordt ook de B-waarde en de drinkwaternorm voor Cd, Ni en Zn regelmatig overschreden. Voor Zn is dit ook onder landbouwgrond regelmatig het geval. In het diepe grondwater treden slechts incidenteel overschrijdingen van de B-waarde en de drinkwaternorm op.

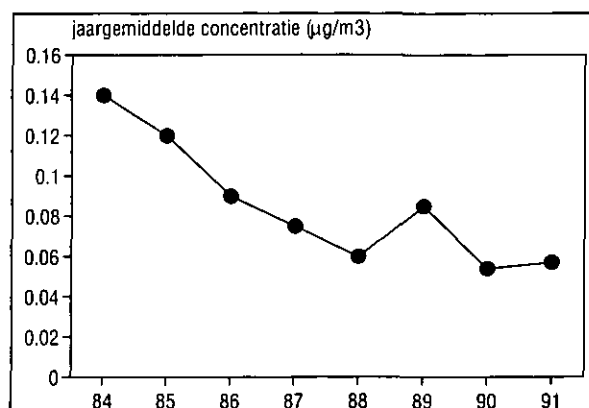
4.2 Emissie van zware metalen naar lucht en concentraties in lucht

Emissie van zware metalen naar lucht vindt plaats bij verbranding van fossiele brandstoffen en afval, bij de metaalindustrie, de raffinage van aardolie en door het verkeer. Het verkeer levert een groot aandeel in de emissie van koper en lood. Aan de emissie van arseen, koper en zink wordt in belangrijke mate bijgedragen door de industrie. De emissie van arseen wordt daarnaast in hoge mate door de verbranding van afval bepaald.

De emissie van lood is sinds de invoering van loodvrije benzine en de verlaging van het maximum toegestane loodgehalte van gelode benzine midden jaren '80 aanmerkelijk gedaald (*Figuur 4.1*). Ook voor andere zware metalen heeft er waarschijnlijk een autonome reductie van de emissies plaatsgevonden of zal in de nabije toekomst plaatsvinden. Door de verbeterde stofafvangst bij industriële processen



Figuur 4.1: De ontwikkeling van de emissie van lood naar lucht in de periode 1980-1991. De sterke afname van de loodemissie is het gevolg van de verlaging van het maximum toegestane loodgehalte van gelode benzine en de invoering van de katalysator.



Figuur 4.2: Ontwikkeling van de jaargemiddelde loodconcentratie in de periode 1984-1991, gemiddeld voor de regionale stations.

wordt nl. ook de emissie van zware metalen, die behoudens kwik grotendeels aan deeltjes gebonden zijn, verminderd.

De jaargemiddelde concentratie van lood is door de bovengenoemde maatregelen aanmerkelijk gedaald (Figuur 4.2). De thans gemeten concentraties van lood blijven ruimschoots onder de Nederlandse grenswaarden voor het jaargemiddelde ($0,5 \mu\text{g m}^{-3}$) en het 98-percentiel ($2 \mu\text{g m}^{-3}$). De jaargemiddelde concentratie is meer dan een factor 20 lager dan de door de EG geformuleerde grenswaarde voor het jaargemiddelde ($2 \mu\text{g m}^{-3}$). Rondom grote lood-emitterende inrichtingen wordt geen overschrijding van de Nederlandse kwaliteitsdoelstellingen voor lood meer verwacht (Annema *et al.*, 1993). Overschrijding wordt nog wel verwacht in situaties met veel verkeer (Eerens, 1991; Annema *et al.*, 1993).

Metingen van cadmium en arseen worden te kort uitgevoerd om een trend te kunnen bepalen. Op

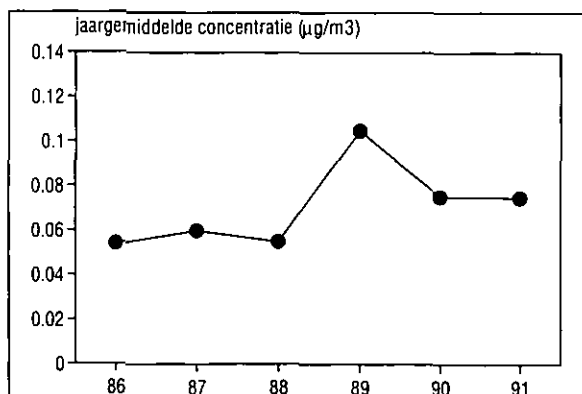
grond van gerapporteerde dalingen in de concentratie van As en Cd in een belangrijk, aan Zuid-Nederland grenzend, Belgisch brongebied (Mina, 1989) mag echter worden aangenomen dat de As- en Cd-concentraties ook in Nederland de laatste jaren zijn gedaald. De huidige jaargemiddelde concentraties van cadmium liggen onder de WHO-richtwaarde voor landelijke gebieden ($1-5 \text{ ng m}^{-3}$). Voor arseen geldt dat de huidige niveaus ver onder de in het Basisdocument Arseen (Slooff *et al.*, 1990) voorgestelde grenswaarde van 500 ng m^{-3} liggen.

De metingen van zink in de buitenlucht geven geen duidelijke trend te zien (Figuur 4.3). De Duitse norm voor de jaargemiddelde concentratie van zink in de buitenlucht ($50 \mu\text{g m}^{-3}$) wordt op geen enkel meetpunt overschreden.

Metingen naar het vóórkomen van koper in de buitenlucht worden in Nederland niet uitgevoerd.

Uitgebreider informatie over het vóórkomen van zware metalen in de buitenlucht wordt gegeven in het deel 'Luchtkwaliteit'.

Figuur 4.3: Ontwikkeling van de jaargemiddelde zinkconcentratie in de periode 1986-1991, gemiddeld voor de regionale stations.



4.3 Belasting van en gehalten in de bodem

4.3.1 Belasting van de bodem

Zoals in § 4.1 is uiteengezet vormen de atmosferische depositie en de emissies vanuit de landbouw (met name door het gebruik van dierlijke meststoffen en kunstmest) de belangrijkste diffuse belastingsbronnen van de bodem. In bos- en natuurgebieden is de atmosferische depositie feitelijk de enige belastings-

Tabel 4.1: Schatting van de belasting van de Nederlandse bodem (ca 35000 km²) met zware metalen door atmosferische depositie in 1991. De belasting is uitgedrukt in ton per jaar.

component	depositie
Arseen	8.4
Cadmium	2.3
Lood	150
Zink	290

bron. In landbouwgebieden overweegt veelal de belasting vanuit de landbouw.

Belasting door atmosferische depositie

De verdeling van de atmosferische depositie over Nederland is met een atmosferisch transportmodel (TREND; van Jaarsveld & Onderdelinden, in voorb.) berekend aan de hand van gedetailleerde emissiebronbestanden. Het basisjaar voor de emissies is 1985. De emissieschattingen voor de zware metalen zijn voor een belangrijk deel gebaseerd op gegevens omtrent de omvang van bepaalde activiteiten en de daaraan gerelateerde emissiefactoren. De onzekerheden in de emissiefactoren zijn groot. Ook ten aanzien van de in het TREND-model gehanteerde verwijderingssnelheden bestaan onzekerheden, doch die worden in vergelijking tot die in de emissies van minder belang geacht. Bij de berekeningen is gebruik gemaakt van langetermijn gemiddelde meteorologische omstandigheden (1979-1989). De door het model berekende depositie, die in feite op 1985 betrekking heeft, is geactualiseerd voor 1991 door gebruik te maken van de gemiddelde buitenluchtconcentratie in 1991 en de uit het model volgende verhouding tussen buitenluchtconcentratie en atmosferische depositie. In *Figuur 4.4* wordt het resultaat van voornoemde berekeningen getoond. Hoewel de ruimtelijke verdeling van element tot element verschilt is voor alle elementen een van Zuid-Nederland naar Noord-Nederland afnemende gradiënt waar te nemen. Dit beeld wordt verklaard door de ligging van Nederland ten opzichte van belangrijke buitenlandse brongebieden (de Belgische Kempen, industriegebied rondom Antwerpen, Duitse Roergebied). Lokale verhogingen worden waargenomen in de belangrijke Nederlandse industriegebieden (Rijnmond, IJmond). De depositie van lood is in de gehele randstad verhoogd. Dit wordt veroorzaakt door de hoge verkeersdichtheid in deze regio en de grote bijdrage van verkeer aan de lood-

Tabel 4.2: Procentuele bijdrage van landbouw en atmosferische depositie aan de belasting van landbouwgronden (ca 20000 km²) met zware metalen in 1989 (Fraters et al., 1991).

	As	Cd	Cu	Pb	Zn
dierlijke mest	40	30	88	17	73
kunstmest	17	55	3	8	14
atmosf. depositie	40	13	3	71	5
overig	3	2	6	4	8

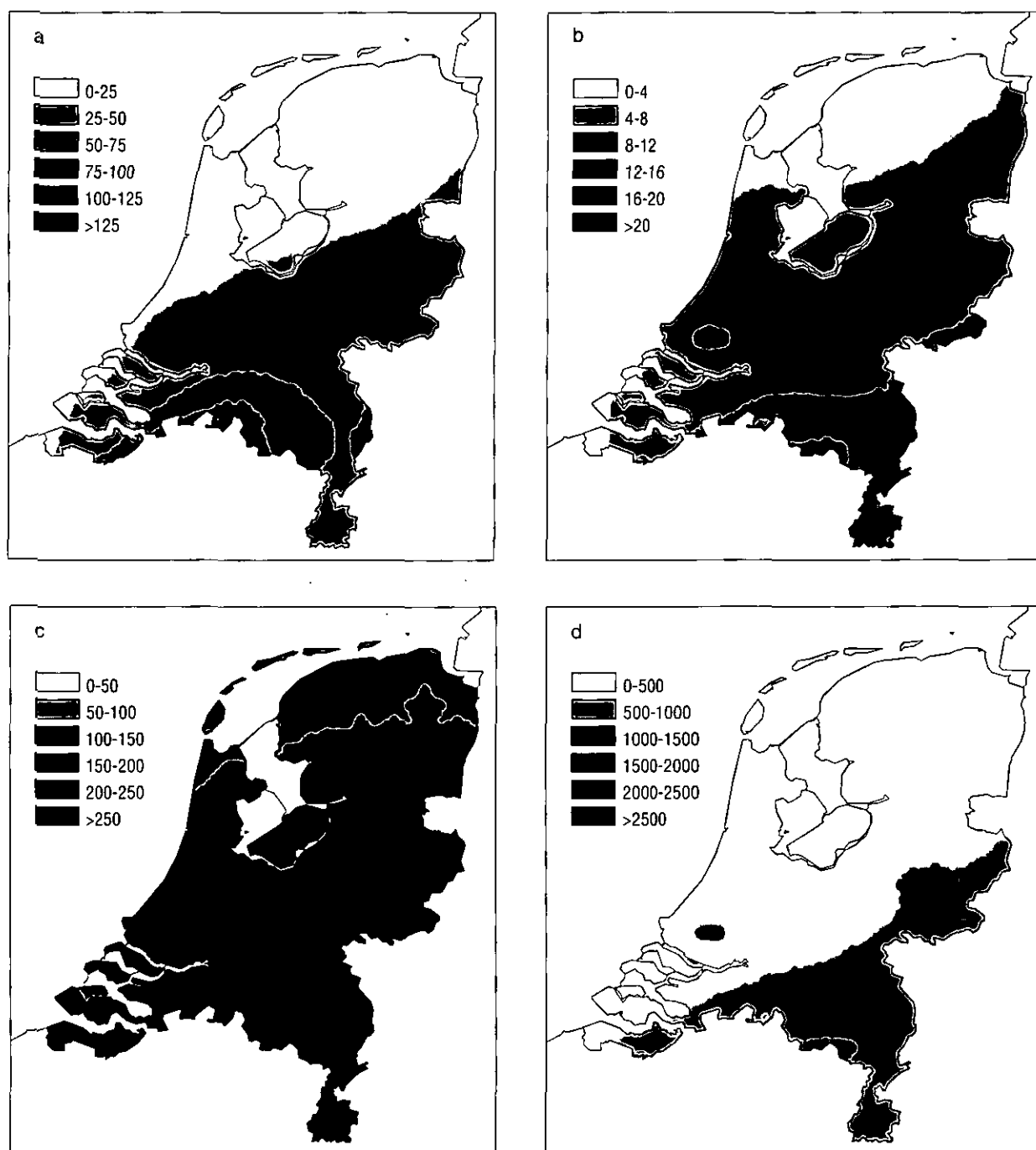
emissie. De adviesnorm voor de depositie van cadmium (1 g ha⁻¹ j⁻¹), die gericht is op het voorkomen van accumulatie van cadmium in de bodem, is in 1991 in zuidoost Noord-Brabant, oostelijk Limburg en in het Rijnmondgebied overschreden (*Figuur 4.5*). De belasting van de Nederlandse bodem met zware metalen door atmosferische depositie wordt gegeven in *Tabel 4.1*.

Belasting door landbouw

Tabel 4.2 geeft een overzicht van de relatieve bijdrage van landbouw en atmosferische depositie aan de belasting van landbouwgronden met zware metalen. Hierbij en bij de verdere berekeningen is gebruik gemaakt van in de 'Nationale Milieuverkenning 2' gepresenteerde cijfers omtrent de belasting van landbouwgronden met zware metalen in 1989. De atmosferische depositie in 1991 is ten opzichte van de destijds voor 1989 gemaakte schatting gedaald, waardoor de procentuele bijdrage van de atmosferische depositie aan de bodembelasting lager zal zijn dan in *Tabel 4.2* is aangegeven. Een uitzondering vormt zink, waarvoor de schatting voor de atmosferische depositie voor 1991 juist hoger is dan de destijds voor 1989 gemaakte schatting. Op basis van gegevens over atmosferische depositie en het gebruik van dierlijke mest en kunstmest (Fraters, 1992) is het landelijk beeld van de belasting van de bodem met zware metalen geconstrueerd. In de *Figuren 4.6 t/m 4.10* wordt een indruk gegeven van de regionale verschillen¹. Bij zink, arseen, koper en lood is een duidelijke gradiënt over Nederland (NW-ZO) waarneembaar. In de atmosferische depositie is een deels vergelijkbare gradiënt herkenbaar. Met name voor Pb zal deze sterk bepalend zijn voor het totale belastingspatroon. Voor de overige metalen overheerst echter het effect van de belasting door de landbouw.

In het noordelijk zandgebied en de kleiveengebieden is de belasting door de landbouw relatief laag en in de overige zandgebieden hoog. Voor cadmium is

¹ Voor een nadere toelichting op het landelijk beeld van de diffuse belasting van landbouw- en natuurgebieden met zware metalen zie Appendix 2 bij het deel 'Bodem- en Grondwaterkwaliteit'.

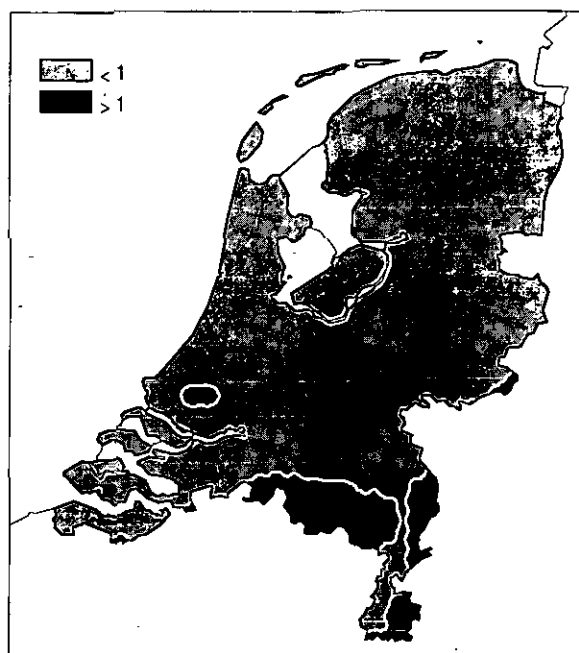


Figuur 4.4: Ruimtelijke verdeling van de atmosferische depositie (in mmol ha⁻¹ j⁻¹) van (a) arseen, (b) cadmium, (c) lood en (d) zink over Nederland. De verdeling is berekend met een atmosferisch transportmodel (TREND; van Jaarsveld & Onderdelinden, 1993) op basis van emissiebestanden voor 1985 en lange-termijn gemiddelde meteorologische condities (1979-1989). De berekende deposities zijn vervolgens geschaald naar 1991 aan de hand van in 1991 gemeten buitenluchtconcentraties en de uit het TREND-model volgende verhouding tussen buitenluchtconcentratie en atmosferische depositie.

dit in veel mindere mate het geval. Dit is het gevolg van de relatief hoge bijdrage van kunstmest aan de cadmiumbelasting van de bodem (zie Tabel 4.2).

Het berekende overschot (belasting minus afvoer via gewas) aan metalen is uiteraard sterk afhankelijk van het bodemgebruik. Afhankelijk van het metaal kan dit overschot oplopen tot 700 g ha⁻¹. Vanwege de

relatief grote kwetsbaarheid van het grondwater in de zandgebieden voor uitspoeling is in Tabel 4.3 voor een aantal metalen het berekende overschot op zandgronden gegeven. Een groot deel van de berekende overschotten accumuleert in de bodem en kan op termijn leiden tot overschrijding van streefwaarden voor de bodem (zie § 4.3.2 en Figuur 4.6 t/m 4.10). Sinds



Figuur 4.5: Gebieden in Nederland waar in 1991 de ontwerpnorm voor de cadmium-depositie ($1 \text{ g ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) is overschreden. De depositie is met het TREND-model bepaald aan de hand van emissies in 1985 en vervolgens geactualiseerd voor 1991.

1980 is voor vele metalen een afname zichtbaar in de belastingen (zie Figuur 4.11). De relatieve afname is bij cadmium het grootst en is voor 50% veroorzaakt door het overschakelen van de kunstmestindustrie op cadmium-arme fosfaatertsen. De relatieve afname van de koper- en loodbelasting zijn ongeveer even groot. De afname van de koperbelasting wordt voor 75% veroorzaakt door lagere kopergehalten in diervoerders, waardoor er minder koper met dierlijke mest op het land komt. De afname van de loodbelasting komt nagenoeg geheel op het conto van de verminderde atmosferische looddepositie. Er zijn geen aanwijzingen dat er aanzienlijke veranderingen zijn opgetreden in de zink-, kwik- en chroombelasting van de bodem.

De belasting van landbouwgronden met arseen is wel duidelijk afgenomen door het verbod op het ge-

Tabel 4.3: Overschot (in $\text{g ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) van enkele metalen op zandgronden in 1989.

bodemgebruik	As	Cd	Pb	Cu	Zn
grasland	9,0	5,4	163	110	124
mais	20,0	2,1	236	288	0
aardappels	7,5	1,7	175	444	423
bos/natuurgebieden	5,4	0,84	157	13	54

bruik in de landbouw van arseenhoudende bestrijdingsmiddelen en de waarschijnlijk afgenomen atmosferische depositie door de emissiereducties in de Belgische brongebieden.

4.3.2 Gehalten aan zware metalen in de bodem

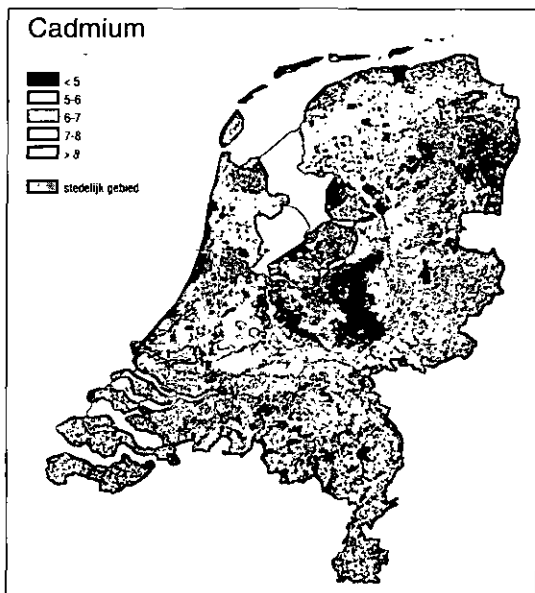
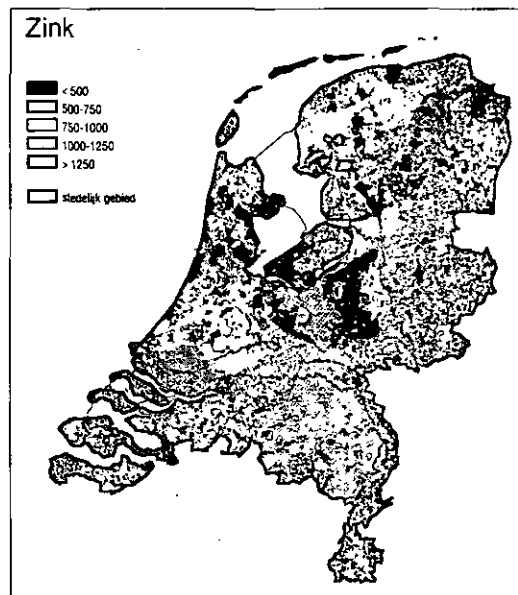
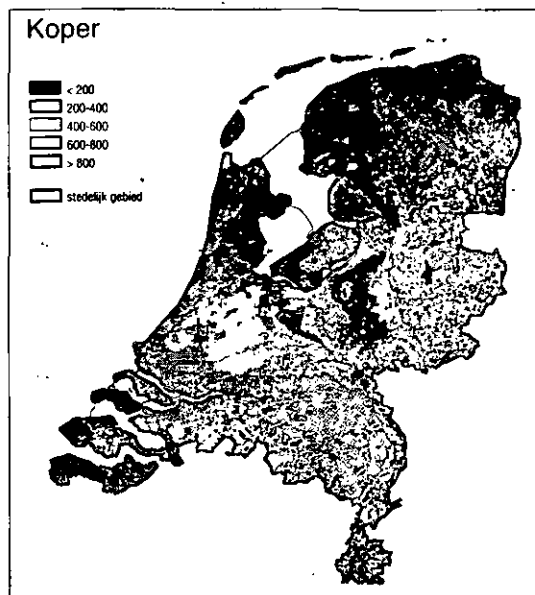
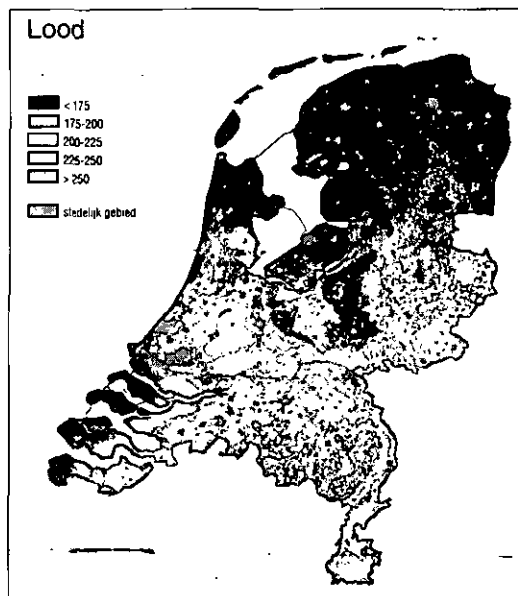
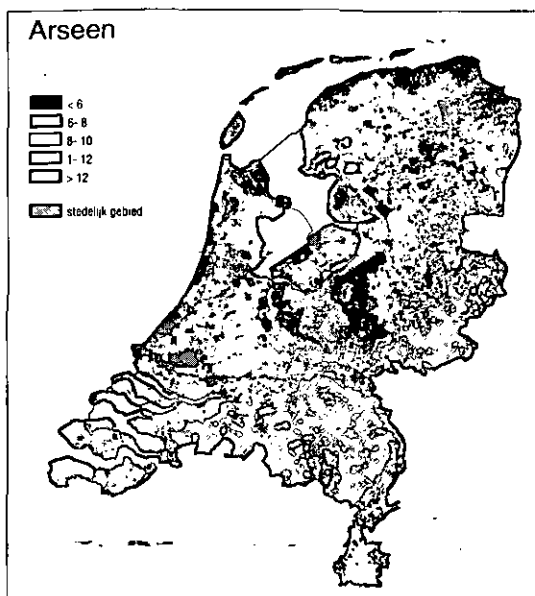
Voor de bepaling van de gehalten aan zware metalen in de bovengrond is gebruik gemaakt van circa 2800 waarnemingen uit verschillende meetprogramma's¹. De resultaten van deze meetprogramma's zijn geclusterd naar grondsoort en bodemgebruik². In het algemeen valt op dat de metaalgehalten in zandgrond relatief laag zijn en in vergelijking met klei- en veengrond (zie Figuur 4.12). Dit is in overeenstemming met de verwachting dat kleimineralen en veen van nature een hoger gehalte aan metalen hebben door een rijker moedermateriaal (klei) en concentratie door plantengroei (veen). De verschillen tussen de diverse vormen van bodemgebruik zijn meestal kleiner dan de hiervoor genoemde verschillen tussen de bodemtypes. De hoge gehalten aan metalen in veengronden in vergelijking met klei kunnen o.a. worden verklaard uit de lage soortelijke dichtheid van veengrond. Na omrekening van gewichtseenheden naar volume-eenheden zijn de metaalgehalten in veengrond veelal van vergelijkbare orde als voor kleigrond. Lokaal kan overigens ook toepassing van zuiveringsslib een rol spelen. Individuele metalen tonen soms een sterke afwijking van het hierboven beschreven algemene beeld. Een voorbeeld hiervan is kwik in zandgrond die als bouwland in gebruik is. Mogelijk is dit het gevolg van het gebruik van kwikhoudende bestrijdingsmiddelen in het verleden.

Worden de voor de diverse combinaties van bodemgebruik en grondsoort gevonden gehalten vergeleken met de streefwaarden, dan valt te constateren dat voor elk beschouwd metaal, onafhankelijk van grondsoort of bodemgebruik, sprake is van overschrijding van de streefwaarden. Het 95%-betrouwbaarheidsinterval van het percentage overschrijdingen is gegeven in Figuur 4.13. Opvallende overschrijdingen ($> 30\%$ bij een onbetrouwbaarheidsdrempel van 2,5%) zijn:

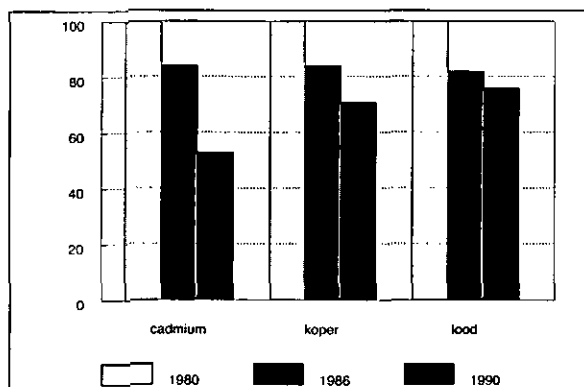
- Pb voor de combinatie veengrond, bouwland ($> 43\%$)
- Cu voor de combinatie veengrond, bouwland ($> 58\%$)
- Cd voor de combinatie löss/leem, bouwland ($> 79\%$)

¹ Het betreft meetprogramma's uitgevoerd door het Bedrijfslaboratorium voor Grond en Gewasonderzoek, de DLO-instituten IB, RIKILT en RIN en het RIVM. Externe gegevens zijn door de betreffende instituten aan het RIVM ter beschikking gesteld. Het betreft gegevens verzameld in de periode 1960-1988. De wijze waarop de gegevens zijn verwerkt is beschreven in Appendix 3 bij het deel 'Bodem- en Grondwaterkwaliteit'.

² De monsters zijn genomen van 0-5 cm -mv voor grasland, van 0-10 cm -mv voor natuurterreinen en 0-20 cm -mv voor bouwland. -mv: beneden maaiveld.



Figuur 4.6 t/m 4.10: Belasting van de bodem met zware metalen door atmosferische depositie, dierlijke mest en kunstmest in 1985 (in g ha⁻¹j⁻¹)



Figuur 4.11: Verandering van de relatieve belasting van landbouwgronden met cadmium, koper en lood in de periode 1980 - 1990 (1980 = 100). Bron: Van Eerdt & Stiggelhout (in voorbereiding)

Voor Pb en Zn betreft het enkele laagveen gebieden in Zuid-Holland. Mogelijk is er voor deze gebieden een relatie met de toepassing van zuiveringsslib en stadscompost. Ook de geringe soortelijke dichtheid van veen kan hierbij een rol spelen. De overschrijding voor Cd treedt vooral op in Limburg en zuidwest Noord-Brabant als gevolg van de plaatselijk verhoogde belasting vanuit atmosfeer en landbouw.

Overigens zijn de overschrijdingen in het algemeen duidelijk regionaal bepaald. Om dit nader te onderzoeken is het aantal overschrijdingen van de streefwaarden bepaald per zgn. 'LEI-landbouwgebied'. Nederland is in 119 LEI-gebieden opgedeeld. Een beschrijving van de gevolgde methode wordt gegeven in Appendix 3 bij het deel 'Bodem- en Grondwaterkwaliteit'. In Figuur 4.14 zijn per element die LEI-gebieden aangegeven waarvan het 95%-betrouwbaarheidsinterval van de overschrijding geheel gescheiden is van het 95%-betrouwbaarheidsinterval voor geheel Nederland. In deze LEI-gebieden wijkt het percentage grondoppervlak met overschrijding van de streefwaarden significant af van het landelijke beeld (zie Tabel 4.4). Daarnaast is in Figuur 4.15 voor de diverse LEI-gebieden aangegeven welk percentage van het gebied gehalten te zien geeft die boven de streefwaarden zijn gelegen. Hierbij is uitgegaan van de ondergrens van het 95%-betrouwbaarheidsinterval. Voor As zien we meer dan gemiddelde overschrijdingen van de streefwaarden in de bollenstreek en Goeree-Overvlakke. Voor de bollenstreek kan dat mogelijk verklaard worden door het gebruik van arseenhoudende bestrijdingsmiddelen in het verleden. In het westelijk veen- en weidegebied is voor Pb, Cu en Zn het percentage oppervlak met gehalten boven de streefwaarde hoger dan gemiddeld voor het gehele land. Zoals reeds gesteld, kan dit enerzijds gerelateerd zijn aan de geringe soortelijke dichtheid van veen, terwijl anderzijds ook een relatie met de toepassing van zuiveringsslib denkbaar is. Ook de veenkoloniën in Groningen en het landbouwgebied Smilde hebben relatief veel gebieden met

Tabel 4.4: 95%-betrouwbaarheidsintervallen voor het landelijk percentage grondoppervlak met metaalgehalten boven de streefwaarden.

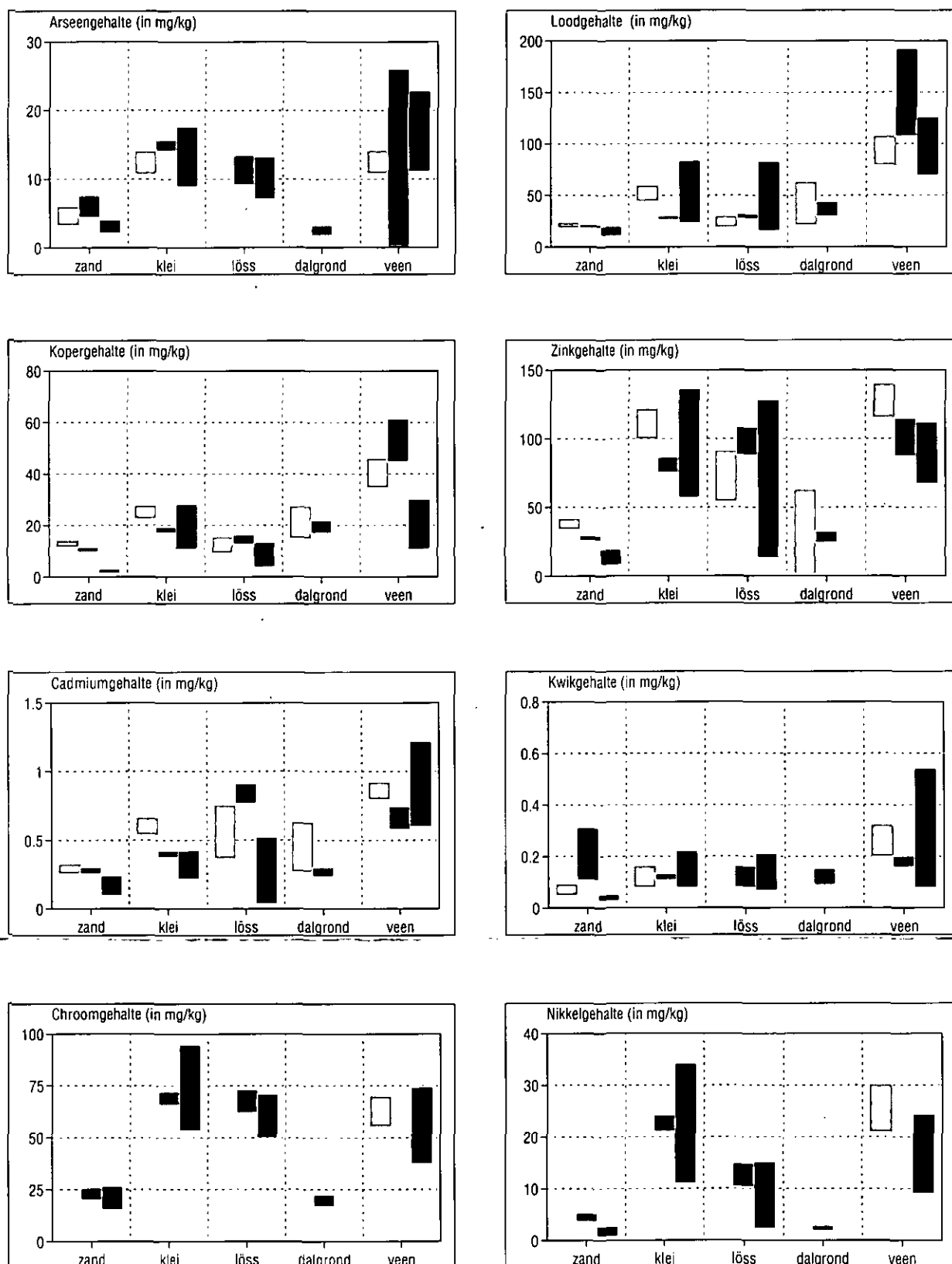
element	% waarnemingen > streefwaarde	95% betrouwbaarheidsinterval
As	5,1	3,8-6,5
Pb	5,8	4,8-6,9
Cu	14,3	12,5-16,1
Zn	10,0	8,5-11,6
Cd	9,7	8,5-11,1
Hg	7,7	6,2-9,5
Cr	1,1	0,3-2,9
Ni	6,6	4,2-9,7

verhoogde lood- en kopergehalten. De oorzaak hiervan is voornamelijk niet duidelijk. Verhoogde gehalten aan zink en ook cadmium komen verder vooral in het zuiden voor. Opmerkelijk zijn de verhoogde nikkelgehalten in de regio Rotterdam en in het Rivierengebied. Ook de natte depositie van nikkel in de regio Rotterdam is verhoogd. De concentratie van nikkel in regenwater ligt in deze regio beduidend boven de onderste analysegrens, terwijl de concentraties op de overige locaties van het Landelijk Meetnet Regenwatersamenstelling meestal onder de onderste analysegrens liggen. Emissie van nikkel naar lucht treedt op bij de olieraffinage.

4.4 Belasting van en concentraties in het grondwater

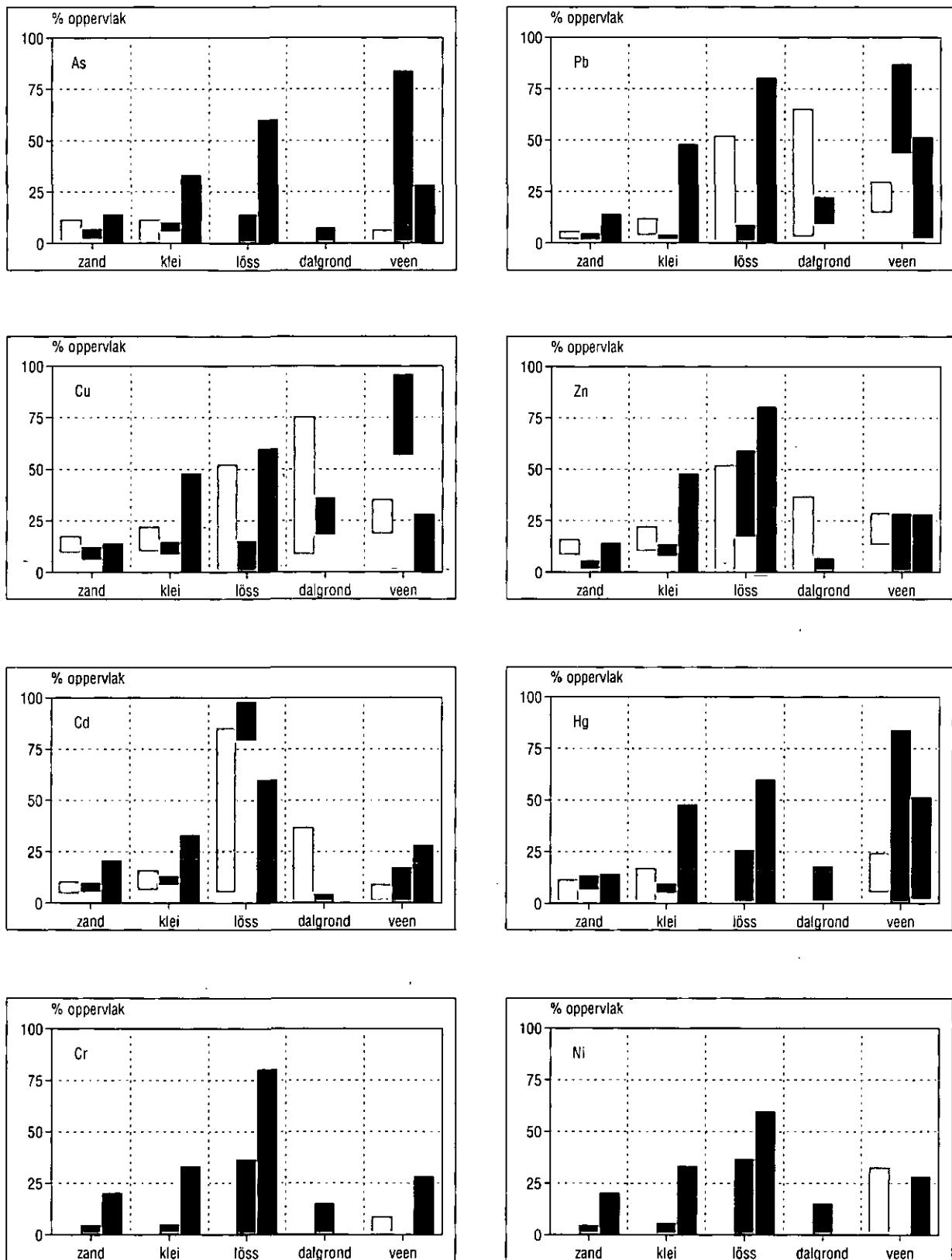
4.4.1 Belasting van het grondwater

Zware metalen komen van nature voor in de bodem en het grondwater. De verhouding tussen de in de vaste fase aanwezige of hieraan gebonden hoeveelheid en de hoeveelheid in het bodemvocht of grondwater is afhankelijk van een aantal eigenschappen van de bodem en het bodemwater. Een zeer belangrijke parameter is de zuurgraad (pH). Naarmate bodem en water zuurder zijn, zal de concentratie in de waterfase toenemen. Dit geldt voor de meeste zware metalen, behalve voor arseen. Andere belangrijke bodemparameters zijn het organisch-stofgehalte en het lutumgehalte (de fractie deeltjes kleiner dan 2 µm). Naarmate de bodem meer organisch-stof en/of lutum bevat worden zware metalen sterker gebonden. Organisch-stof dat in opgeloste vorm in het bodemwater aanwezig is kan daarentegen de mobiliteit van zware metalen verhogen. Dit treedt vooral op bij zure



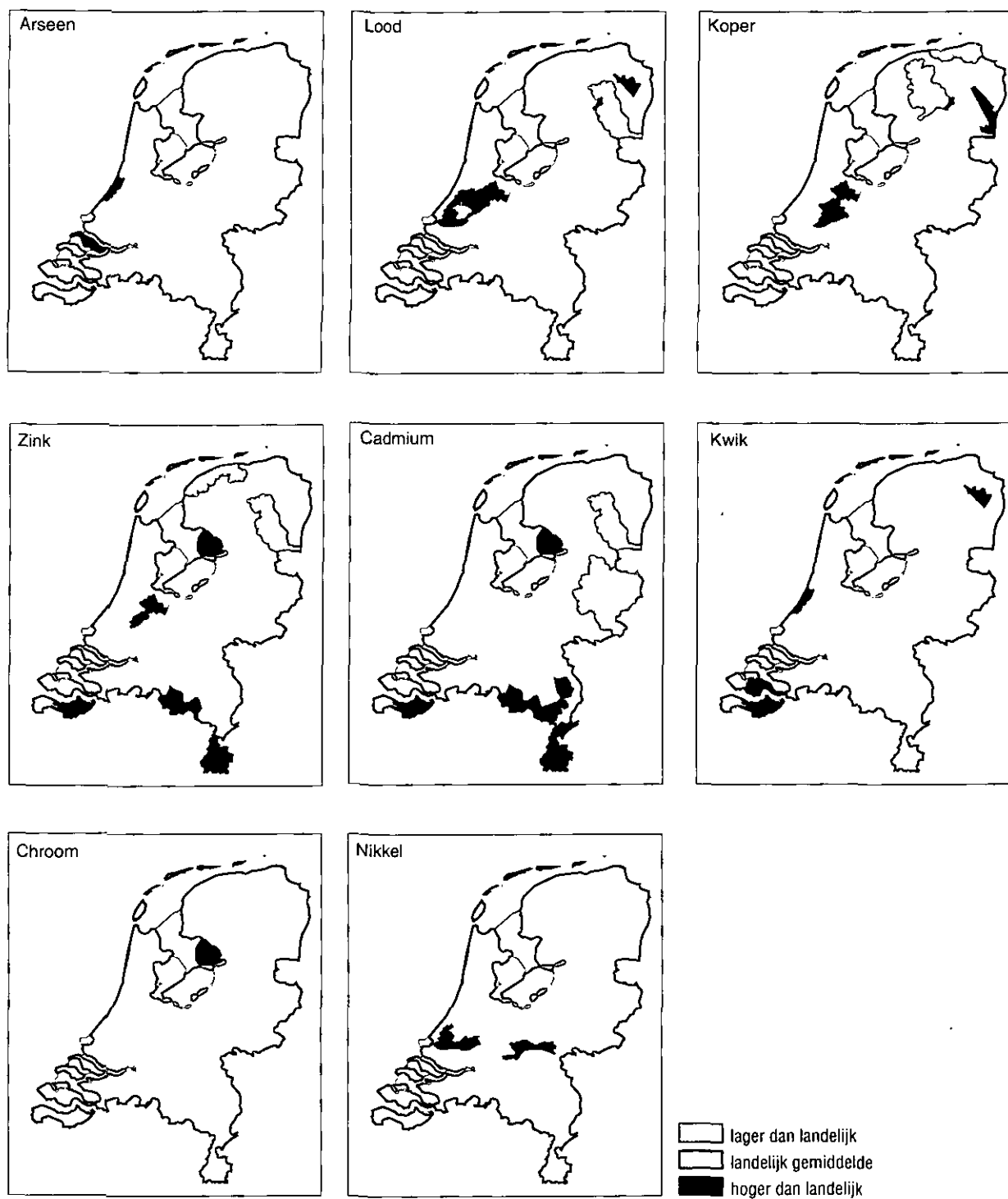
Figuur 4.12: 95%-betrouwbaarheidsintervallen voor de landelijk gemiddelde waarden van de metaalgehalten in de bovengrond (in mg kg⁻¹) uitgesplitst naar de combinaties van grondgebruik en grondsoort.

□ grasland
 ■ bouwland
 ■ natuur



Figuur 4.13: 95%-betrouwbaarheidsintervallen voor de landelijke percentages oppervlak met metaalgehalten in de bovengrond boven de streefwaarden, uitgesplitst naar de combinaties van grondgebruik en grondsoort.

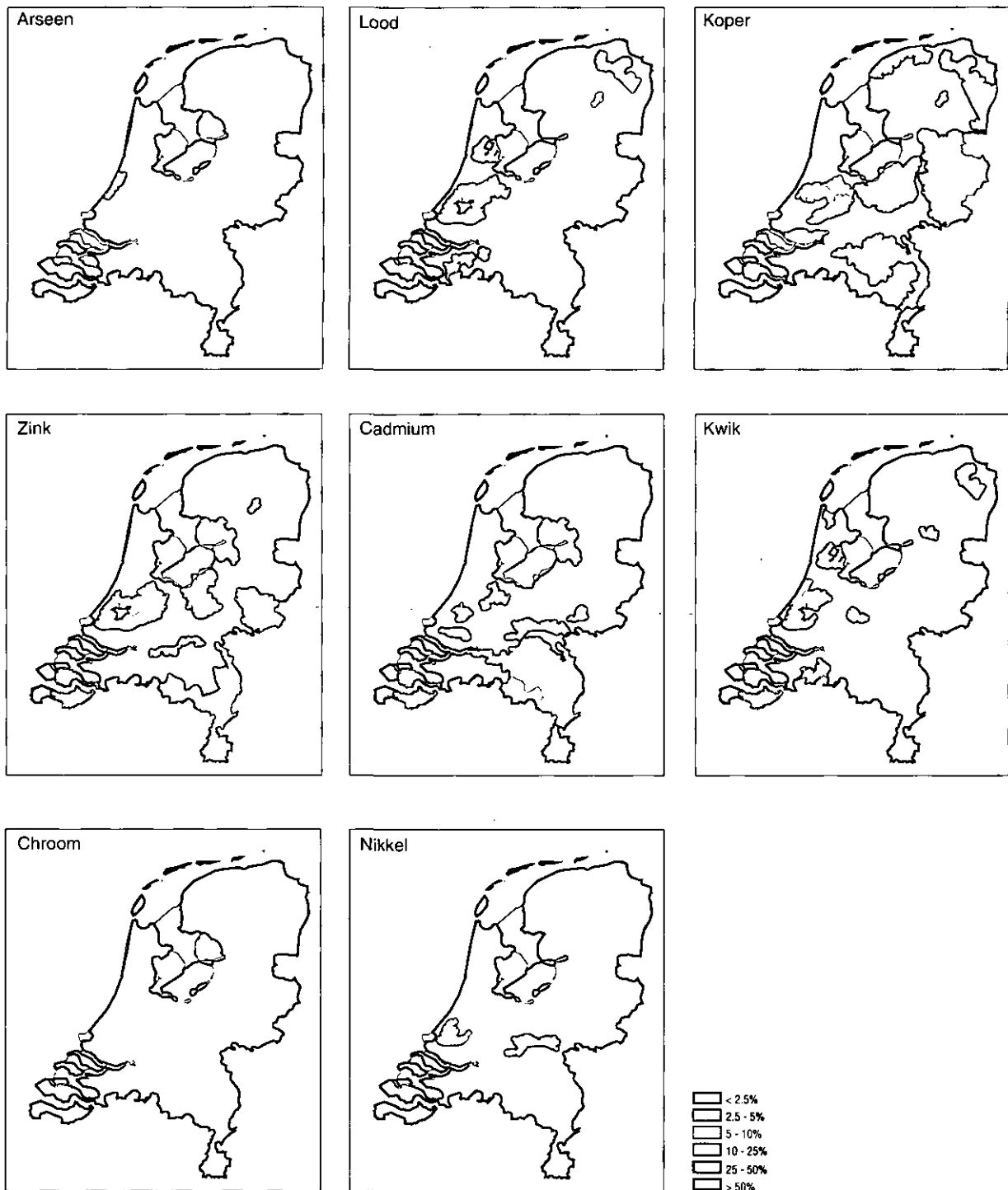
□ grasland
 ■ bouwland
 ■ natuur



4.14: LEI-landbouwgebieden waarin het percentage oppervlak met overschrijding van de streefwaarde voor bodem significant afwijkt van het landelijke beeld.

gronden omdat hier relatief meer organisch-stof in oplosbare vorm aanwezig is. Andere eigenschappen van de bodem die de mobiliteit van zware metalen beïnvloeden zijn de redoxpotentiaal en de concentratie van andere ionen. De redoxpotentiaal is een maat voor de aërobie ('zuurstofgehalte'). Duidelijk is dat

bij gelijke belasting in bovengrond van bodems met geringe bindingskracht lage metaalgehalten worden verwacht en in bovengrond van bodems met sterke bindingskracht hoge gehalten, terwijl in het grondwater juist hoge concentraties worden verwacht bij bodems met slecht bindende bovengrond en lage con-



Figuur 4.15: Percentages landoppervlak per LEI-gebied met een metaalconcentratie boven de streefwaarde (aangegeven met de ondergrens van het 95%-betrouwbaarheidsinterval).

centraties in bodems met sterk bindende bovengrond. Een complicerende factor is dat de eigenschappen van het materiaal in de ondergrond kunnen afwijken van die van de bovengrond. Tijdens het transport van de zware metalen met het bodemvocht naar het grondwater zal de samenstelling van het bodemvocht wijzigen.

Een andere factor is de herkomst van het grondwater. Zo zal de kwaliteit van het grondwater in kwelgebieden nauwelijks worden beïnvloed door de kwaliteit van het aangevoerde bodemvocht. Al deze factoren maken de relatie tussen belasting, accumulatie in de bodem en de uitspoeling naar het grondwater complex.

4.4.2 Concentraties in het grondwater

Ondiep grondwater

In het deel 'Bodem- en Grondwaterkwaliteit' is ingegaan op de beschikbare informatie over het voorkomen van zware metalen in het ondiepe grondwater. Het betreft met name As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb en Zn. Uit de gegevens blijkt in het algemeen een duidelijke relatie tussen de zuurgraad en het voorkomen van zware metalen in het grondwater. Vooral in bosgebieden worden vaak hoge concentraties aangetroffen en worden de streefwaarden veelvuldig overschreden. Uitzonderingen hierop vormen As en Pb. Voor deze stoffen worden de streefwaarden slechts incidenteel overschreden. Voor Cd, Ni en Zn wordt ook de drinkwaternorm door een aantal waarnemingen overschreden. Voor Cd en Ni is dit alleen in bosgebieden het geval; voor Zn ook in landbouwgebieden, zij het minder frequent. *Figuur 4.16* geeft aan de hand van de beschikbare meetgegevens voor de diverse metalen een beeld van de normoverschrijdingen in het ondiepe grondwater van de bos- en natuurgebieden.

De meeste studies vinden geen relatie tussen de bodembelasting en het bodemgehalte enerzijds en de concentraties in het grondwater anderzijds (Kaasenbrood & Karssemeijer, 1989; Kaasenbrood *et al.*, 1989; PIMM, 1989; v.d. Schuit, 1988). Hierbij wordt opgemerkt dat deze studies niet tot doel hadden om deze relatie te onderzoeken. Door het RIVM is voor de zeer kwetsbare gronden in Noord-Brabant voor Cd en Zn wel een relatie gevonden (de Kwaadsteniet, 1992). De relatie tussen de cadmiumconcentratie in het ondiepe grondwater en onder andere de atmosferische cadmiumdepositie in 1985 is door het RIVM onderzocht voor locaties in zandgebieden met bos en heideveld. Zo is een statistisch model ontwikkeld om de cadmiumconcentratie in het ondiepe grondwater voor alle boslocaties op zandgrond te voorspellen. Het ontwikkelde regressiemodel heeft een verklaarde variantie van 47%.

Volgens het model resulteert een toename van de cadmium- en SO_x -depositie in een hogere cadmiumconcentratie in het grondwater. Een hogere cadmiumdepositie betekent dat er meer cadmium beschikbaar is dat kan uitspoelen. Een hogere SO_x -depositie kan de bodem sterker verzuren. Zuurdere bodems binden cadmium slechter en dus kan er meer cadmium uitspoelen. Het cadmium dat in de ondergrond als vaste stof aanwezig is, kan ook oplossen door veranderingen in de pH en de redoxpotentiaal. Natuurlijk zijn het niet de cadmium- en SO_x -depositie van één jaar die een dergelijk effect teweeg brengen. Wat feitelijk onderzocht zou moeten worden is de relatie tussen de cumulatieve atmosferische depositie van cadmium en

SO_x over een groot aantal jaren enerzijds en de cadmiumconcentratie in het grondwater anderzijds. De impliciete aanname is, dat de deposities van het betreffende jaar gecorreleerd zijn met de cumulatieve deposities over de voorafgaande jaren.

De cadmiumconcentratie in het grondwater onder bos en heideveld neemt af naarmate er meer heide en landbouwgronden in het invloedsgebied liggen. Hiervoor zijn twee mogelijke oorzaken aan te wijzen. Deze zijn in hoofdstuk 2 reeds genoemd ter verklaring van de nitraat- en aluminiumconcentraties in het grondwater onder bos en heideveld:

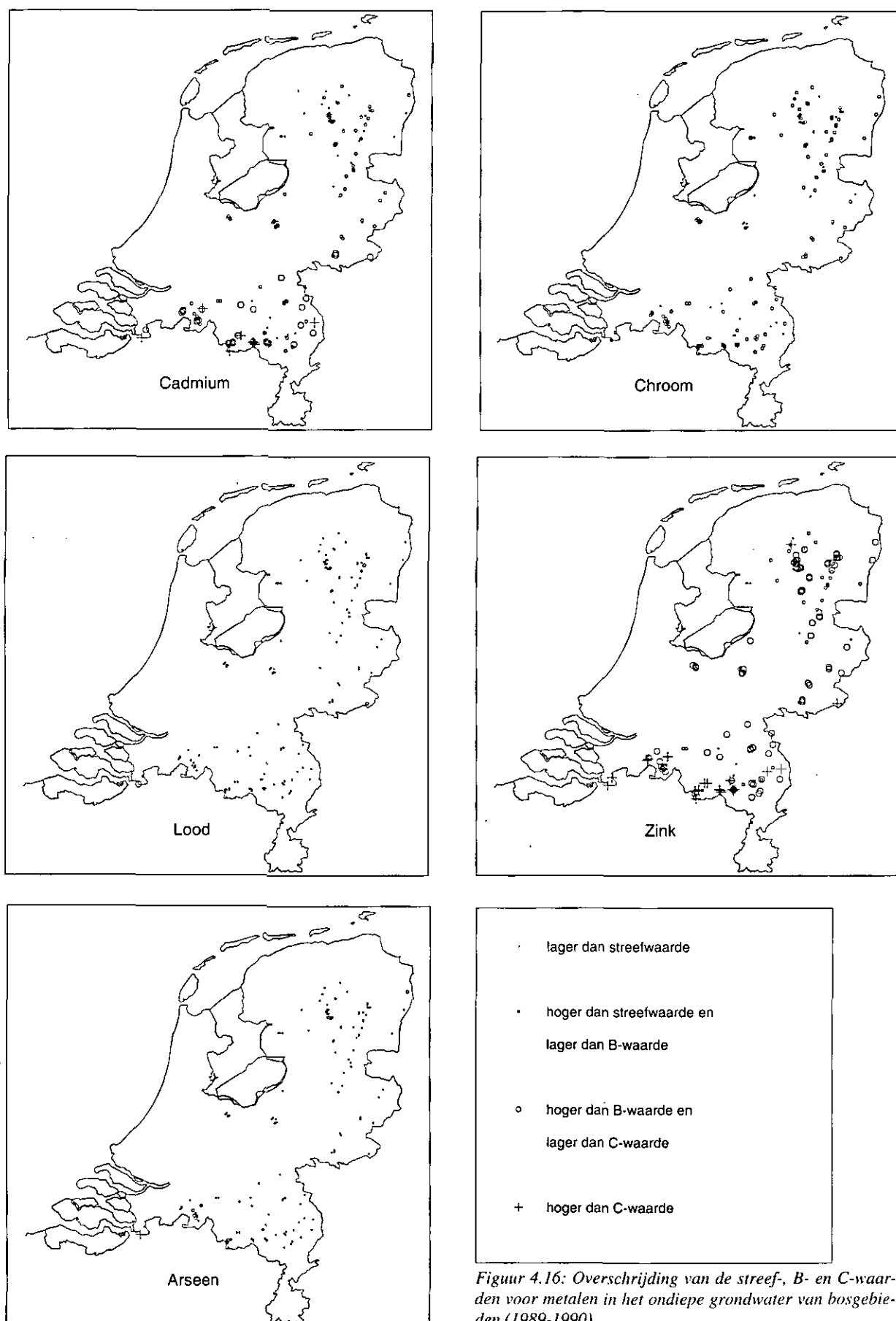
- Bij een toenemend heide-oppervlak is het neerslagoverschot van het gebied groter en is de invang van cadmium en SO_x minder, waardoor de cadmiumconcentratie lager zal zijn.
- Bossen die grenzen aan landbouwgronden hebben grondwater met een hogere pH. Dit resulteert in een sterkere binding van zware metalen aan de bodem en dus lagere concentraties in het grondwater.

Mogelijke verklaringen voor de waargenomen hogere pH van het grondwater onder bossen die grenzen aan landbouwgronden zijn (1) een verhoogde denitrificatie als gevolg van de hogere grondwaterstand, hetgeen leidt tot een pH verhoging en (2) het inwaaien van stof met zuurbindende eigenschappen zoals kalk. In hoofdstuk 2 wordt uitgebreider ingegaan op de invloed van het aandeel van het landbouw-, bos- en heideveldareaal op de concentraties en de zuurgraad.

Het hierboven besproken model is gebruikt om de cadmiumconcentratie in het grondwater uit te rekenen voor alle locaties van 500 bij 500 m in het zandgebied met meer dan 0,1 ha bos. Het resultaat, de ondergrens van het 95%-betrouwbaarheidsinterval, is weergegeven in *Figuur 4.17*. Het is duidelijk dat hoge cadmiumconcentraties met name voor het zuiden van het land voorspeld worden. Volgens de berekeningen treedt in 81-97% (95%-betrouwbaarheidsinterval) van de locaties een cadmiumconcentratie op boven de streefwaarde ($0,4 \mu\text{g l}^{-1}$). In 2,1-12,5% van de locaties treedt een concentratie op boven de B-waarde ($2,5 \mu\text{g l}^{-1}$), en in 0,1-2,4% van de locaties een concentratie boven de C-waarde ($10 \mu\text{g l}^{-1}$). Van de gemeten concentraties ligt 71% boven de streefwaarde, 24% boven de B-waarde en 6% boven de C-waarde (zie ook *Figuur 4.16*, cadmium).

Diep grondwater

In het deel 'Bodem- en Grondwaterkwaliteit' wordt ingegaan op het voorkomen van zware metalen in het diepere grondwater. Hieruit blijkt, dat de concentraties van metalen in het diepere grondwater in het algemeen lager zijn dan in het ondiepe grondwater.



Figuur 4.16: Overschrijding van de streef-, B- en C-waarden voor metalen in het ondiepe grondwater van bosgebieden (1989-1990).

Tabel 4.5: Streefwaarde en B-waarde voor een aantal metalen in grondwater (in mg m^{-3}), alsmede het 95%-betrouwbaarheidsinterval van het landelijk percentage overschrijding van deze normen. In de tabel is tevens de drinkwaternorm vermeld (VROM, 1990 en 1984).

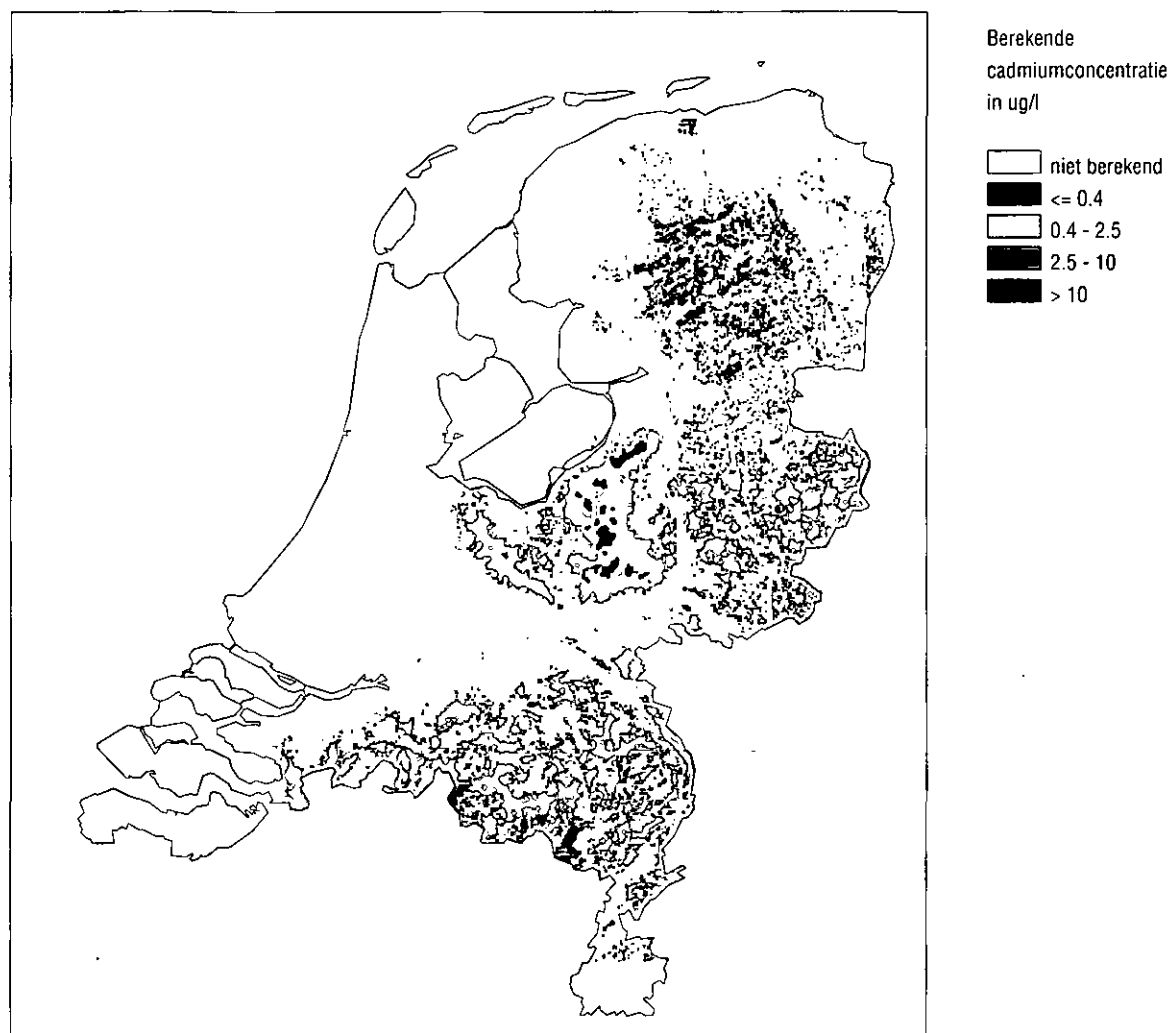
element	streef-waarde	B-waarde	drinkwater-norm	% waarnemingen groter dan		95%-betrouwbaarheids- interval	
				streef-waarde	B-waarde	streef-waarde	B-waarde
Cd	0,4	2,5	5	10,1	2,6	7-13	1-5
Zn	65	200	100	11,2	4,1	8-14	2-6
Cr	1	50	50	41,4	-	37-46	-
As	10	30	50	8,9	2,2	7-12	1-4
Pb	15	50	50	0,9	-	0-2	-
Cu	15	50	100	2,2	0,9	1-4	0-2
Ni	15	50	50	9,8	3,5	7-13	2-6

Een uitzondering hierop is mogelijk chroom, dat geen grote verschillen tussen de verschillende diepteniveaus te zien geeft. In dit deel van de Milieu-diagnose wordt getracht inzicht te geven in eventuele regionale verschillen in de grondwaterkwaliteit. Hiertoe is, conform de benadering die is gekozen voor de bodemkwaliteit, uitgegaan van het 95%-betrouwbaarheidsinterval voor de overschrijding van streef- en B-waarde in bepaalde regio's. In tegenstelling tot de bodem is echter niet gekozen voor LEI-gebieden maar voor ecodistricten. Achtergrond hierbij is, dat deze ecodistricten gedefinieerd zijn op basis van geologie, morfologie en bodemeigenschappen. Deze eigenschappen zijn in belangrijke mate bepalend voor de zuurgraad en de mate van anaërobie van de ondergrond, waaraan het voorkomen van zware metalen duidelijk is gerelateerd. Er mag verwacht worden dat de fysisch-chemisch eigenschappen binnen de ecodistricten minder variëren dan tussen de districten onderling.

In *Figuur 4.18* zijn de ecodistricten aangegeven waarvoor het 95%-betrouwbaarheidsinterval voor overschrijding van de streefwaarden c.q. B-waarden van een aantal elementen geheel gescheiden ligt van het 95%-betrouwbaarheidsinterval voor geheel Nederland (zie *Tabel 4.5*). In deze ecodistricten wijkt het percentage overschrijdingen af van het landelijk beeld.

Voor chroom en lood wordt de B-waarde niet overschreden. De drinkwaternormen liggen in het al-

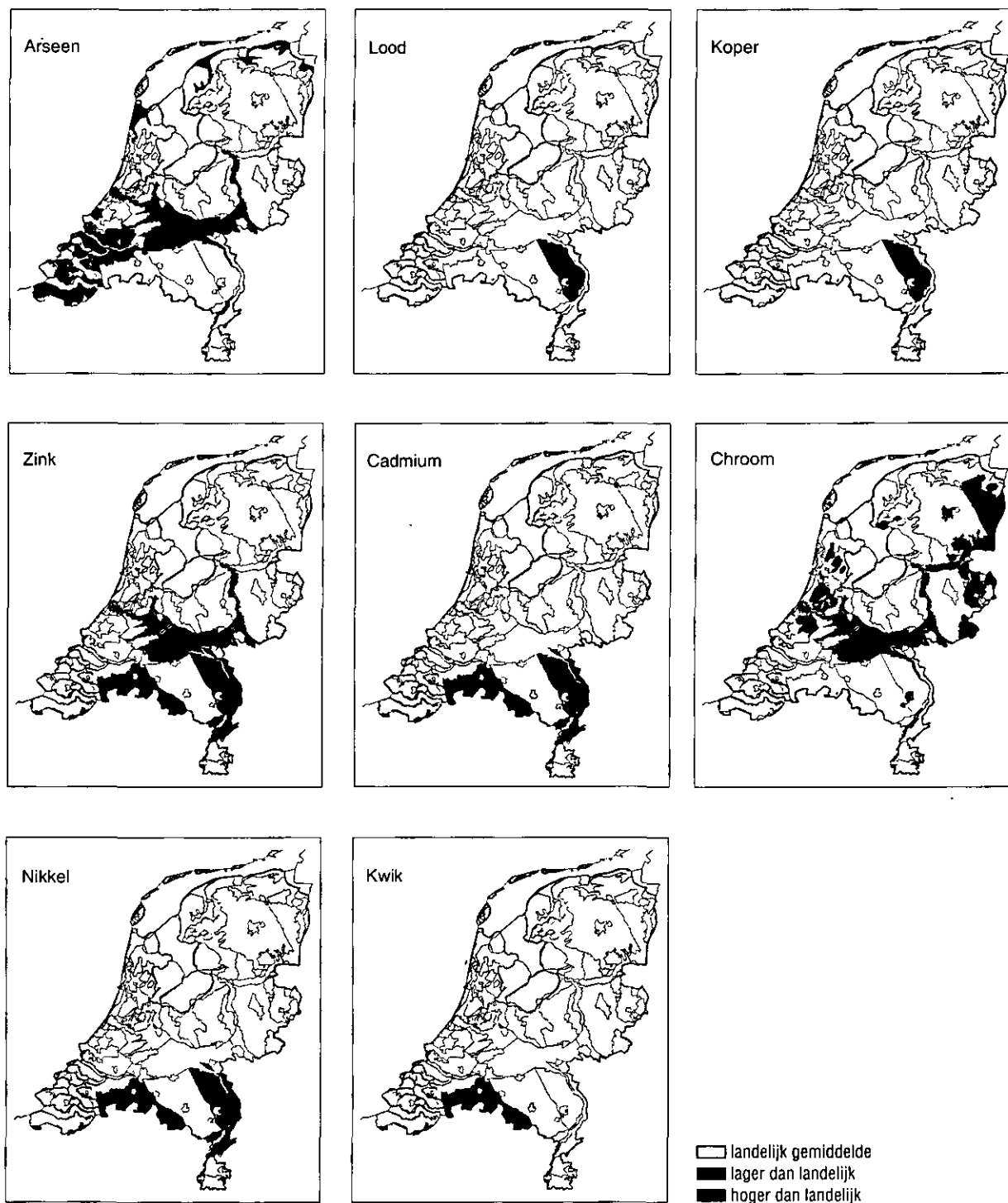
gemeen hoger dan de B-waarde. Alleen voor zink en incidenteel voor arseen wordt de drinkwaternorm overschreden. Opmerkelijk hoog is het landelijk percentage overschrijding van de streefwaarde voor chroom (37-46%). Voor 6 ecodistricten wijkt het percentage oppervlak met overschrijding van de streefwaarde voor chroom significant af van het landelijk beeld (zie *Figuur 4.18* en *Tabel 4.6*). Met name voor de Peelhorst, het Oude Rivierterrassenlandschap en het Zuidwestelijk Rivierzandgebied worden voor diverse metalen relatief hoge percentages overschrijding van streefwaarden gevonden. Voor de Peelhorst betreft het de streefwaarden voor cadmium (51-98%), zink (21-79%), lood (2-48%), koper (6-57%) en nikkel (35-90%). Voor het Oude Rivierterrassenlandschap voor cadmium (24-75%), zink (15-65%) en nikkel (25-75%) en voor het Zuidwestelijk Rivierzandgebied betreft het streefwaarden voor cadmium (15-65%), nikkel (25-75%) en zink (32-68%). Voor arseen worden verhoogde percentages overschrijding van de streefwaarden gevonden voor het Rivierkleigebied (12-32%) en jonge indijkingen (12-74%). Duidelijk is dat in de meer kwetsbare gebieden bij hoge belasting en verzuring (zoals in de Peelhorst) ook de hoogste concentraties van metalen in het grondwater worden gevonden. Toch ontbreekt nog voldoende gedetailleerde lokale informatie om de verschillen in de hiervoor genoemde overschrijdingspercentages afdoende te verklaren.



Figuur 4.17: Landelijk beeld van de berekende cadmiumconcentratie in $\mu\text{g l}^{-1}$ (als ondergrens van het 95%-betrouwbaarheidsinterval) in het ondiepe grondwater van op zandgrond gelegen bos- en natuurgebieden.

Tabel 4.6: 95%-betrouwbaarheidsintervallen voor het percentage grondoppervlak met chroomconcentraties in het grondwater boven de streefwaarden (ecodistricten significant afwijkend van het landelijk gemiddelde).

	95%-betrouwbaarheidsinterval
landelijk	37 - 46
N. Pleistoceen	63 - 100
Hoogveen ontginningsgronden	58 - 93
N.O. Beekdalen	52 - 98
O. Keileem	0 - 37
Gelderse Vallei	5 - 36
Rivierklei	6 - 24



Figuur 4.18: Ecodistricten waarin het percentage oppervlak met overschrijding van de streef- of B-waarde voor grondwater significant afwijkt van het landelijke beeld.

5. BESTRIJDINGSMIDDELEN

5.1 Probleemschets

De toelating van bestrijdingsmiddelen in Nederland is geregeld in de bestrijdingsmiddelenwet van 1962 en een aantal besluiten en beschikkingen die aan deze wet zijn verbonden. Onder de bestrijdingsmiddelenwet vallen middelen die in de land- en tuinbouw worden gebruikt, maar ook middelen voor gebruik in o.a. de huishouding, de industrie, opslagplaatsen, ziekenhuizen, zweminrichtingen, enz. De land- en tuinbouwbestrijdingsmiddelen omvatten tezamen ongeveer 50% van de jaarlijkse omzet aan bestrijdingsmiddelen.

Als gevolg van het gebruik van landbouwbestrijdingsmiddelen zijn op verschillende plaatsen effecten mogelijk. Allereerst dient een bestrijdingsmiddel op het perceel van toepassing tot het gewenste effect te leiden (bestrijding onkruid, insecten, nematoden etc., afhankelijk van de aard van het middel). Het gebruik kan echter ook tot ongewenste ofwel neveneffecten leiden. Toepassing van bestrijdingsmiddelen kan leiden tot ongewenste blootstelling van de toepasser en daardoor risico's voor de gezondheid. Door het gebruik vinden emissies plaats. Emissies naar het grondwater vinden plaats als gevolg van uitspoeling, waarbij de drinkwaternorm overschreden kan worden. Als gevolg van drift of interacties tussen klein oppervlaktewater en grondwater of directe afspoeling vindt belasting plaats van het oppervlaktewater waarbij concentraties kunnen ontstaan die leiden tot effecten op aquatische ecosystemen (bv. vissterfte). De hooggechloreerde bestrijdingsmiddelen zoals DDT hebben in het verleden als gevolg van ophoping in de voedselketen tot effecten bij vogels en topredatoren geleid. Tenslotte is als gevolg van de directe toepassing ophoping in de bodem mogelijk hetgeen tot effecten op gewassen of bodemfauna kan leiden.

Het aantal toegelaten actieve stoffen in landbouwbestrijdingsmiddelen bedraagt in Nederland ongeveer 400. De omzet aan landbouwbestrijdingsmiddelen bedroeg in 1989 ongeveer 19 miljoen kg actieve stof; verdeeld over insecticiden 4%, fungiciden 21%, herbiciden 17%, grondontsmettingsmiddelen 52% en overige 6%. Het gebruik was over de laatste jaren nagenoeg stabiel, maar gaf in 1991 een dalende trend t.o.v. 1990 van 9% te zien. Jaarlijkse verschillen van minder dan 10% kunnen echter ook toegeschreven worden aan weersinvloeden. Vergeleken met andere landen in Europa wordt in Nederland jaarlijks per hectare landbouwgrond de grootste hoeveelheid bestrijdingsmiddelen gebruikt (20 kg ha⁻¹

t.o.v. 4-6 kg ha⁻¹ bijv. in Duitsland resp. Frankrijk).

Op en in de bodem kunnen zich een aantal processen voltrekken die de concentratie en het gedrag van bestrijdingsmiddelen in de bodem bepalen. De netto belasting van de bodem is doorgaans lager dan de nominale dosering vanwege drift, vervluchtiging, interceptie door gewas en omzetting op het oppervlak van planten en de bodem (o.a. ten gevolge van fotochemische afbraak). In de bodem zijn sorptie aan de vaste fase en omzetting de belangrijkste processen (voor stoffen met een hoge Henry-coëfficiënt komt daar vervluchtiging bij).

Onder de niet-landbouwbestrijdingsmiddelen nemen het gebruik van houtconserveringsmiddelen en koel- en proceswaterbiociden een belangrijke plaats in, met een omzet van respectievelijk 10,6 miljoen kg in 1987 en 6,7 miljoen kg in 1984.

Wat betreft het gebruik van de desinfectiemiddelen geldt dat de belasting van het milieu plaatsvindt op het oppervlaktewater, al dan niet na passage van een rioolwaterzuiveringsinstallatie. Voor de houtconserveringsmiddelen is sprake van een geleidelijke afgifte aan het milieu: bodem of oppervlaktewater. In welke mate daadwerkelijke belasting plaatsvindt en welke effecten als gevolg hiervan kunnen optreden, is nog niet in kaart gebracht. Ook aan de beoordeling van de milieuaspecten van deze bestrijdingsmiddelen is tot nu toe (te) weinig aandacht besteed. Daarom zal in het vervolg van dit hoofdstuk alleen worden ingegaan op de kwaliteit in relatie tot landbouwbestrijdingsmiddelen.

Ten aanzien van water, bodem en grondwater zijn voor de bestrijdingsmiddelen en met name de 'oude' hooggechloreerde milieukwaliteitsdoelstellingen afgeleid. Daarnaast kan voor het voorkomen in grondwater getoetst worden aan de drinkwaternorm: 0,1 µg l⁻¹ voor een individueel bestrijdingsmiddel en 0,5 µg l⁻¹ voor het totaal aan middelen. Voor het compartiment lucht zijn geen kwaliteitsdoelstellingen afgeleid.

Zowel over het voorkomen als de risico's van bestrijdingsmiddelen in lucht zijn niet of nauwelijks gegevens beschikbaar. Voor zover er gegevens over het voorkomen in de bodem beschikbaar zijn, blijkt dat de 'oude' hooggechloreerde middelen vaak worden aangetroffen en op plaatsen waar ze zijn toegepast de streefwaarde ernstig overschrijden (5.3.2). Voor de huidige toegepaste middelen geldt dat in veel mindere mate, hoewel detectie in feite al overschrijding van de streefwaarde betekent. Metingen direct na toepassing van een middel hebben derhalve geen waarde voor de algemene kwaliteit van de bodem in Nederland.

Ook in grondwater worden hoge overschrijdingen geconstateerd (5.4.2), met name voor bijmengselen en omzettingsprodukten. Deze overschrijdingen komen zowel in het ondiepe als in het diepere grondwater voor, hoewel de niveaus in het diepere grondwater in het algemeen (nog) lager liggen, maar niet altijd (bv. 1,2-dichloorpropan). Aangetekend moet worden dat dit onderzoek betreft onder of in de nabijheid van percelen waar de middelen zijn toegepast.

5.2 Emissies naar en concentraties in lucht

5.2.1 Emissies

Bestrijdingsmiddelen kunnen in de atmosfeer terecht komen door verdamping tijdens of na behandeling, drift van spuitnevels en vervluchtiging vanuit de bodem of het oppervlaktewater. Luchtbehandeling komt slechts sporadisch voor.

Directe belasting vindt plaats door drift van spuitnevels. Deze spuitnevels worden echter voor het grootste deel in de onmiddellijke omgeving van een behandeld perceel afgezet. Een ontvangend oppervlak direct naast een behandeld perceel kan, afhankelijk van de toepassingstechniek en het gewas, een hoeveelheid tussen 0,5 (bespuiting van lage gewassen) en 100% (bespuiting van velden m.b.v. vliegtuigen) van de normale dosering ontvangen (bij een toepassing in de open lucht); op enige afstand is de depositie tengevolge van drift tot vrijwel nul gereduceerd. Gegevens over dergelijke emissies ontbreken.

Indirecte belasting vindt plaats door verdamping en vervluchtiging welke uiteenlopen van 0% (niet-vluchtige middelen met een lage Henry-coëfficiënt) tot meer dan 50% (vluchtige middelen met een hoge Henry-coëfficiënt) van de dosering. Op deze wijze kan vanuit de bodem een belasting van de lucht plaatsvinden. Boehncke *et al.* (1990) stelden voor lindaan en deltamethrin verdampingspercentages van 32-52% vast vanaf/uit de bodem binnen 3 dagen na toepassing. Vanaf de gewassen lagen deze percentages nog veel hoger, tot 100%. Vervluchtigde middelen kunnen over veel grotere afstanden worden getransporteerd; depositie zal onder meer afhangen van klimatologische omstandigheden en kan zowel droog als nat zijn.

5.2.2 Concentraties

Concentratiemetingen van bestrijdingsmiddelen in lucht zijn schaars en voor Nederland in geen enkel meetprogramma opgenomen. Een beeld van de luchtkwaliteit in deze is dan ook niet te geven.

Uit wel en niet gepubliceerde gegevens over concentraties van bestrijdingsmiddelen in regenwater in Nederland, Zweden, Duitsland en de USA blijkt dat hierin een grote diversiteit aan stoffen wordt aangetroffen. De concentraties blijken jaargemiddeld ver onder het niveau van $1 \mu\text{g l}^{-1}$ te liggen (enkele ng l^{-1}), terwijl individuele uitschieters in concentraties tot enkele $\mu\text{g l}^{-1}$ mogelijk zijn (Siebers *et al.*, 1991; US GS, 1991; Raad van Europa, niet gepubliceerde notities, 1991). Van atrazin zijn bijvoorbeeld concentraties tot $0,43 \mu\text{g l}^{-1}$ en van lindaan tot $0,71 \mu\text{g l}^{-1}$ gemeten (Siebers *et al.*, 1991). De betekenis van deze concentraties in termen van effecten is niet bekend.

5.3 Belasting van en gehalten in bodem

5.3.1 Belasting

Atmosferische depositie

Op basis van de schaarse concentratiemetingen in regenwater kunnen deposities berekend worden. Siebers *et al.* (1991) berekenden deposities van $0,6-1,6 \text{ g ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ voor lindaan en $0-0,4 \text{ g ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ voor atrazin en een vijftal andere middelen. Baart en Van Dieren (1991) berekenden voor een aantal bestrijdingsmiddelen gemiddelde deposities van $0,085$ tot $11 \text{ g ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ (atrazin: $8,1$; lindaan $1,9 \text{ g ha}^{-1}$). Op basis van depositiemetingen in Beieren (Duitsland) is een jaarlijkse depositie van $0,7 \text{ g ha}^{-1}$ voor atrazin en $0,85 \text{ g ha}^{-1}$ voor lindaan berekend (Braun *et al.*, 1990). Voor landbouwgebieden vormen deze deposities een verwaarloosbare bijdrage ten opzichte van de directe bijdrage van $\geq 1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. Voor natuurgebieden vormt depositie natuurlijk de belangrijkste belastingroute.

Belasting vanuit de landbouw

Belasting van de bodem vindt direct plaats door toepassing van een bestrijdingsmiddel (bespuitingen, oppervlakkige toepassing of inwerken in de bodem). Afhankelijk van de wijze van inwerken zal de volle-

dige dosis of een beperkt deel ervan in de bodem terecht komen. Gemiddeld bedraagt de nominale belasting van de bodem 20 kg ha⁻¹. Het gebruik van middelen kan echter sterk variëren afhankelijk van het gewas, maar ook van de weerscondities. Het gebruik is het hoogst in de bloembollenteelt (gladiool en hyacint ongeveer 280 kg ha⁻¹) en het laagst in de veehouderijsector (RIVM, 1991). Met name bij nieuwe stoffen is echter sprake van veel lagere doseringen (enkele tientallen g ha⁻¹ voor de synthetische pyrethroiden). Als gevolg van de voorgeschreven doseringen zal de belasting van de bodem in specifieke gevallen steeds gelijk zijn. Alleen als gevolg van gewasrotatie, klimaatomstandigheden en al dan niet noodzaak tot bestrijding kan de specifieke belasting variëren.

In het NMP is een doelstelling opgenomen met betrekking tot de reductie van het bestrijdingsmiddelengebruik tussen 1985 en 2000 van 50%. Het Meerjarenplan Gewasbescherming (LNV, 1991) biedt het perspectief aan voor de wijze waarop dit gerealiseerd zou moeten worden.

Voor het voorkomen in bodem en grondwater is niet alleen de huidige belasting, maar met name ook de belasting in het verleden bepalend. Sinds 1945 is sprake geweest van een toenemend gebruik van bestrijdingsmiddelen en in deze periode nam met name het gebruik van de hooggechloreerde bestrijdingsmiddelen een belangrijke plaats in. Nadat inzicht verkregen was in de effecten hiervan is de toelating van deze middelen ingetrokken. Dit heeft zich met name in de jaren zeventig afgespeeld.

5.3.2 Gehalten

Vóórkomen bestrijdingsmiddelen in de bodembouwvoor

Als gevolg van de verschillende processen in de bodem kunnen bestrijdingsmiddelen zich ophopen in de bouwvoor. Het betreft dan persistente en niet-mobiele stoffen. Om een beeld te krijgen van de mogelijke omvang hiervan zijn, gericht op percelen waar potentieel accumulerende stoffen zijn toegepast, een aantal kleinschalige bemonsteringen uitgevoerd. Middelen die op basis van hun potentiële residuen in de bouwvoor verwacht werden, bleken inderdaad aantoon-

baar. Een zevental bestrijdingsmiddelen (atrazin en twee metabolieten, parathion, pirimifos-methyl, chloorfenvinvos, fenpropimorf, simazin en terbutryn) zijn één of meer keren in gehalten boven de detectiegrens aangetoond (Tabel 5.1). Voor atrazin, waar een ecotoxicologisch onderbouwde streefwaarde is afgeleid van 0,05 µg kg⁻¹ voor een standaardbodem, en voor parathion (streefwaarde 10 µg kg⁻¹) betekenen deze gehalten een overschrijding van de streefwaarde. Voor de andere middelen betekent het ook een overschrijding van de streefwaarde omdat deze op de detectiegrens liggen (VROM, 1991). Een algemeen beeld over het voorkomen van deze, momenteel in gebruik zijnde actieve stoffen is niet te geven omdat hierin frequentie van gebruik, bodemtype waarop toegepast en tijdstip van toepassing van grote invloed zijn.

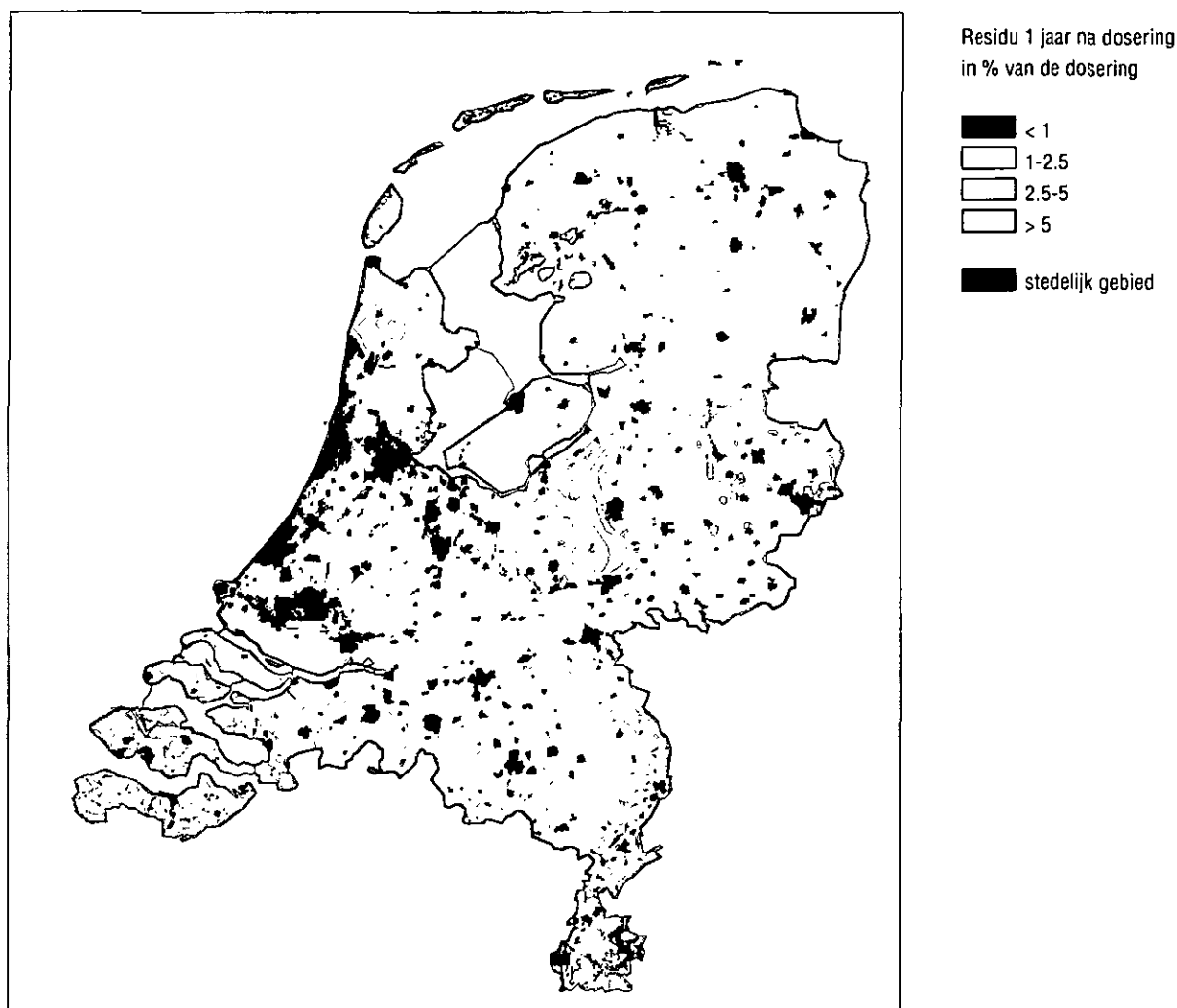
Met behulp van modelberekeningen kan wel aangegeven worden op welke wijze hierin meer inzicht kan worden verkregen. Op basis van de gepresenteerde gegevens en de beschikbare modelberekeningen (Figuur 5.1c) wordt dan duidelijk dat slechts enkele van de huidig gebruikte middelen tot ophoping in de bouwvoor kunnen leiden. Een probleem waar echter nog geen antwoord op te geven is, betreft de ophoping en effecten van grondgebonden residuen.

Tabel 5.1: Maximaal waargenomen gehalten aan triazine- en organofosforverbindingen in bodemonsters van diverse herkomst. Tevens is het aantal waarnemingen in gehalten boven de detectiegrens ten opzichte van het totale aantal waarnemingen (n/N) gegeven.

Stof	maximale gehalte [µg kg ⁻¹]	n/N
atrazin	130	20/26
desethyl-atrazin	12	9/20
desisopropyl-atrazin	4	7/20
chloorfenvinvos	8	1/12
fenpropimorf	56	2/ 4
paraquat	< 100	0/ 3
parathion	100	3/15
pencycuron	< 20	0/ 3
pirimicarb	< 10	0/ 1
pirimifos-methyl	5	1/12
simazin	4	2/ 2
terbutryn	4	1/12

Indien er te weinig gegevens zijn om via metingen een indruk te krijgen van de Nederlandse bodemkwaliteit ten aanzien van voorkomen van bestrijdingsmiddelen, kan inzicht hierin verkregen worden door berekening op basis van belasting en gedrag in de bodem. Omdat de belasting van de bodem met bestrijdingsmiddelen alleen in eerder genoemde termen van totaal Nederland of

eventueel een sector of gewas bekend is, kan een kaart voor Nederland voor de situatie met betrekking tot alle bestrijdingsmiddelen niet geproduceerd worden. Als eerste stap is daarom voor de stof atrazin met behulp van het model PESTLA (Boesten en van der Linden, 1991) berekend hoe groot potentieel het residu in de bouwvoor is één jaar na een hypothetische toepassing van het



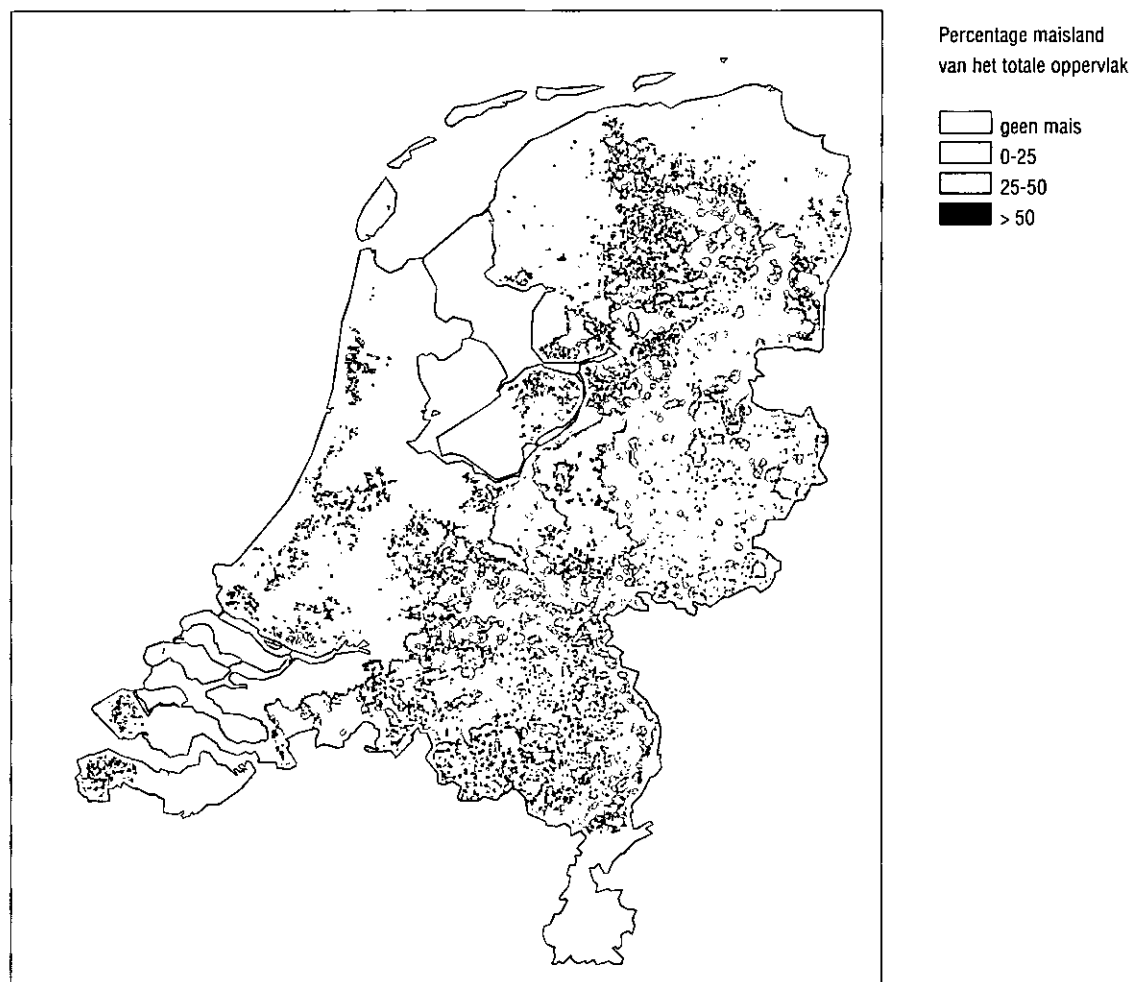
Figuur 5.1a: Gevoeligheid van de Nederlandse bodem voor de accumulatie van atrazin, weergegeven als het percentage residu in de bouwvoor één jaar na toepassing van een dosering van 1 kg ha^{-1} .

middel op alle gronden in Nederland. Het resultaat van deze berekening is gegeven in Figuur 5.1a. Eén jaar na dosering blijkt potentieel tussen 0% (lage sorptie en dus uitspoeling) en 7% (sterke sorptie, geen uitspoeling) van de dosering nog in de bouwvoor aanwezig. In Tabel 5.2 wordt een aantal stoffen wat betreft hun potentiële accumulatie in de bouwvoor vergeleken met atrazin. Accumulatie van een bestrijdingsmiddel in de bouwvoor kan optreden als het met een zekere regelmaat wordt toegepast (bijvoorbeeld éénmaal per jaar of frequenter) en er op het moment van de herhaalde toepassing nog residu in de bouwvoor aanwezig is. Kans op accumulatie is dus het grootst in continueelten (zoals bijvoorbeeld mais, fruit- en boomteelt).

Door combinatie van potentiële residuen en de werkelijke toepassing in Nederland kan een kaart van de daadwerkelijk te verwachten atrazin-residuen worden opgesteld. Het merendeel van atrazin wordt in de maisteelt gebruikt ter bestrijding van onkruiden. Jaarlijkse doseringen atrazin liggen tussen ongeveer $0,5 \text{ kg ha}^{-1}$ (bij het gebruik van combinatiemiddelen) en $1,5 \text{ kg ha}^{-1}$ (als alleen atrazin als bestrijdingsmiddel tegen onkruiden wordt gebruikt). Combinatie van de bezettingsgraad van de

Tabel 5.2: Residuen in de bouwvoor (als percentage van de toegepaste dosering) één jaar na toepassing. Een vergelijking voor een selectie van actieve stoffen.

Middel	Residupercentage
paraquat	90
methabenzthiazuron	40
pirimicarb	28
pendimethalin	>25
pencycuron	15
terbutryn	13
chloorfenvinvos	12
fenpropimorf	12
parathion	8
simazin	8
metalaxyl	7
atrazin	7
pirimifos-methyl	0,1



Figuur 5.1b: Percentage maïs per bodemoppervlak van 500 x 500 m².

Nederlandse gronden met het gewas maïs (Figuur 5.1b) met de al eerder geproduceerde Figuur 5.1a leidt dan tot Figuur 5.1c

Omdat maïs hoofdzakelijk geteeld wordt in de zandgebieden van Nederland (m.n. in Gelderland, Limburg en Noord-Brabant) wordt in deze gebieden ook de hoogste accumulatie berekend. Overigens blijft de stof atrazine beneden de door het beleid voorgestelde grens van 10% residu in de bouwvoor één jaar na toepassing. De gehalten bedragen één jaar na toepassing max.

70 µg kg⁻¹, toch nog meer dan duizend keer de streefwaarde.

Inzicht in de betekenis van accumulatie van alle bestrijdingsmiddelen in de bouwvoor kan alleen verkregen worden door dergelijke berekeningen voor alle middelen uit te voeren.

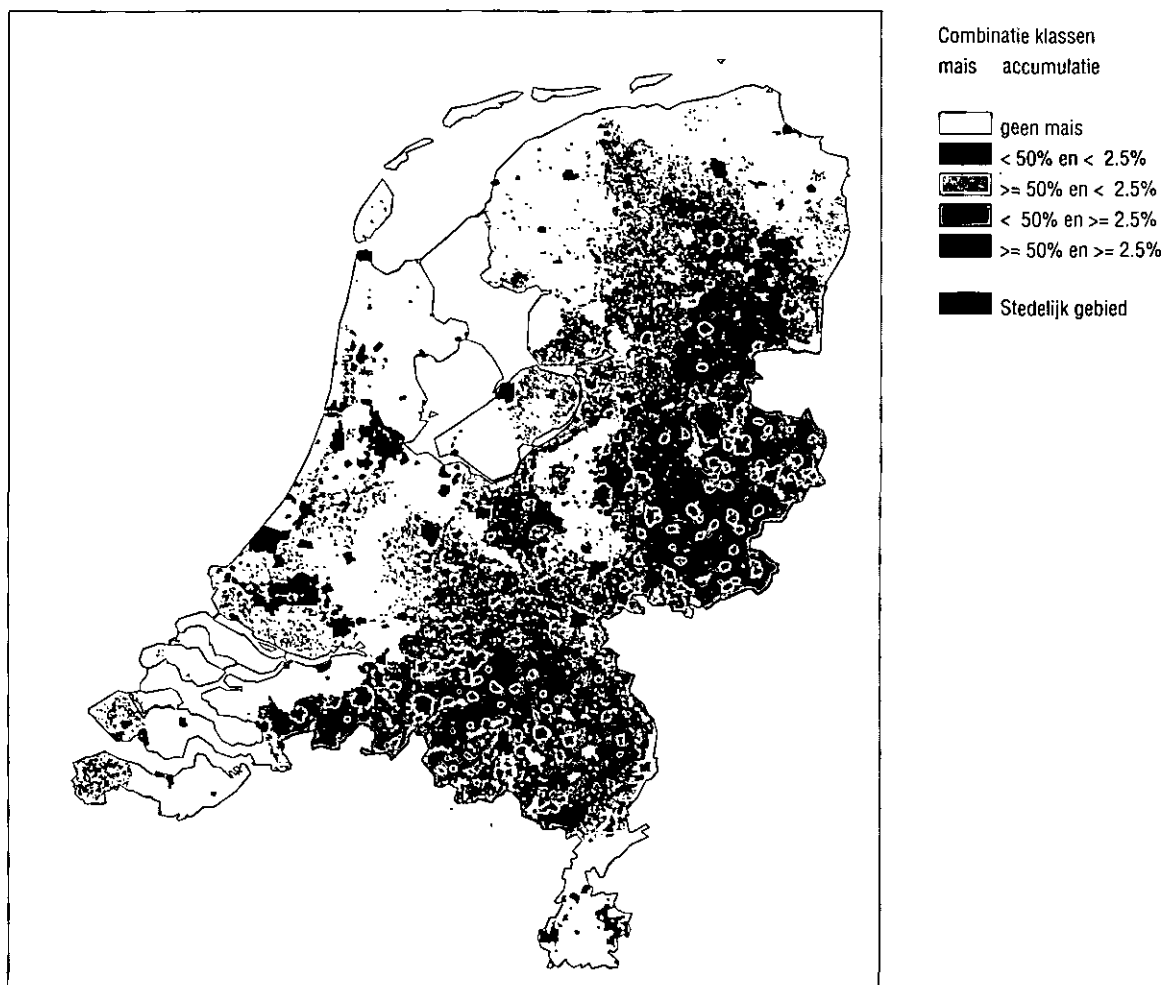
Kwalitatieve vergelijking van de gemeten concentraties met gegevens over de potentie tot accumulatie leiden tot de conclusie dat de metingen zeker niet in tegenspraak zijn met het model. Ook uit eerder in het kader van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit uit-

Tabel 5.3: Vergelijking van in de bouwvoor gemeten en berekende atrazinegehalten¹.

Lokatie	Atrazinegehalten [µg kg ⁻¹]			
	juni 91		oktober 91	
	gemeten	berekend ²	gemeten	berekend ²
Bergeijk 3.1	110	190	34-46	35
Bergeijk 3.2	100	160	60-66	40
Bergeijk 3.3	80	190	48-50	30
Laren 8.1	100	80	32-34	20
Laren 8.3	130	80	47-52	20

¹ Laatste toepassing in april 1991

² berekend met behulp van PESTLA (Boesten en Van der Linden, 1991)



Figuur 5.1c: Het risico voor de aanwezigheid van een atrazin-residu in de bodem één jaar na toepassing, berekend als produkt van de maisbezetting en de gevoeligheid voor accumulatie.

gevoerd onderzoek bleek een redelijke overeenstemming tussen waargenomen residuen in de bodem en de potentie tot accumulatie. Atrazin-metingen zijn beschikbaar uit het in deel III Bodem- en Grondwaterkwaliteit beschreven onderzoek (Bergeijk en Laren;

Koops, 1993) en het LMB. Gemeten en berekende gehalten (Tabel 5.3) verschillen maximaal een factor 2, hetgeen, gezien de onzekerheden in de invoergegevens, een prima resultaat is en het vertrouwen in het model op dit aspect versterkt.

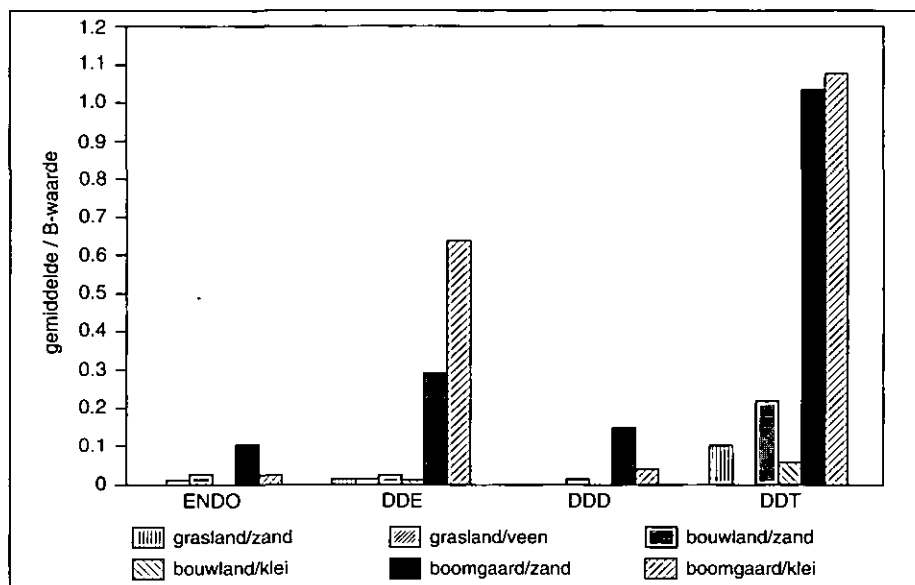
Bestrijdingsmiddelen die weinig mobiel zijn en redelijk persistent, maar momenteel niet of slechts zeer beperkt mogen worden toegepast, zijn de hooggechloreerde of organochloorbestrijdingsmiddelen. Het betreft stoffen als DDT (en de omzettingsprodukten DDE en DDD; verboden in 1973), HCB (verbod 1973), endosulfan (verbod 1990), aldrin (verbod 1982) en dieldrin (verbod 1980). Voor DDT en omzettingsprodukten, β -endosulfan, dieldrin, lindaan en HCB overschrijden de gemiddelde gehalten van de waarnemingen op het merendeel van de combinaties bodemtype-bodemgebruik, met uitzondering van bosgrond, de streefwaarde. Met name in boomgaarden op zand en mindere mate klei vinden in hoge mate

overschrijdingen plaats. Tabel 5.4 geeft een algemeen overzicht van de hoogst aangetoonde gehalten in de bodem en het aantal waarnemingen boven de detectiegrens. Maximale gehalten zijn aangetoond die de streefwaarden sterk overschrijden met:

- max. een factor 10 voor dieldrin, endrin en HCB;
- max. een factor 100 voor lindaan en endosulfan;
- max. een factor 1000 voor DDT.

Voor p,p'-DDT, gebruikt in de fruitteelt als acaricide en insecticide, overschrijden de gemiddelde gehalten in boomgaarden op zand en klei zelfs de B-waarde. Deze waarnemingen lijken redelijk representatief voor de Nederlandse boomgaarden (Figuur 5.2).

De gemiddelde gehalten in bosgronden, die alleen via



Figuur 5.2: De gemiddelde gehalten van DDT, DDD, TDE en β -endosulfan voor diverse combinaties bodemgebruik-bodemtype ten opzichte van de B-toetsingswaarde voor het Nader Onderzoek.

atmosferische depositie belast worden, liggen overal beneden de detectiegrens ($0,5 \mu\text{g kg}^{-1}$).

5.4 Belasting van en concentraties in het grondwater

5.4.1 Belasting

Tabel 5.4: Maximaal waargenomen gehalten aan organochloorbestrijdingsmiddelen in bodemonsters van diverse herkomst. Tevens is het aantal waarnemingen in gehalten boven de detectiegrens ten opzichte van het totale aantal waarnemingen (320) gegeven.

Stof	maximale gehalte [$\mu\text{g kg}^{-1}$]	aantal waarnemingen boven detectiegrens
α -HCH	1,3	8
β -HCH	4,1	50
γ -HCH = lindaan	4,1	100
δ -HCH		0
hexachloorbenzeen (HCB)	17	157
aldrin	0,6	3
dieldrin	23	157
endrin	37	26
heptachloor	2,4	2
β -heptachloorepoxide	8,8	86
α -endosulfan	30	54
β -endosulfan	150	114
p,p'-DDE	940	247
p,p'-TDE	200	156
o,p'-DDT	210	173
p,p'-DDT	1700	214

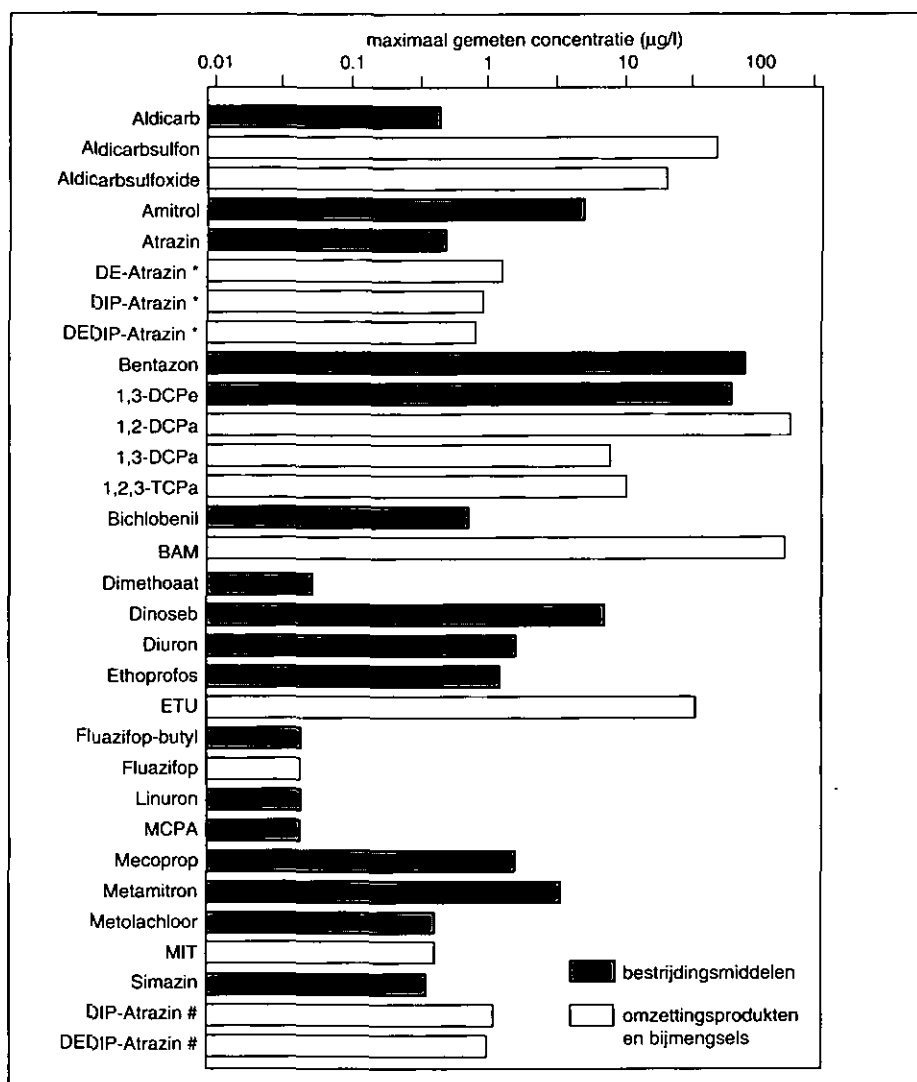
Als een bestrijdingsmiddel niet in voldoende mate wordt omgezet in de onverzadigde zone van de bodem (bijvoorbeeld omdat de verblijftijd te kort is tengevolge van een lage sorptiecoëfficiënt) dan kan de stof of een omzettingproduct ervan uitspoelen naar het grondwater onder invloed van een neerslagoverschot. Trends in de belasting van het grondwater zijn voornamelijk afhankelijk van de aard van de toegepaste middelen. In het Meerjarenplan Gewasbescherming is een doelstelling opgenomen om deze emissie sterk te reduceren en hiertoe is ook een sanering van de zogenaamde uitspoelers voorzien (LNV, 1991)

Een andere vorm van belasting, waarvan de omvang onbekend is, betreft de interactie met oppervlaktewater, met name als gevolg van infiltratie van met bestrijdingsmiddelen verontreinigd oppervlaktewater.

5.4.2 Concentraties

Vóórkomen van bestrijdingsmiddelen in het ondiepe grondwater

Onderzoek aan een aantal geselecteerde bestrijdingsmiddelen op een aantal geselecteerde lokaties

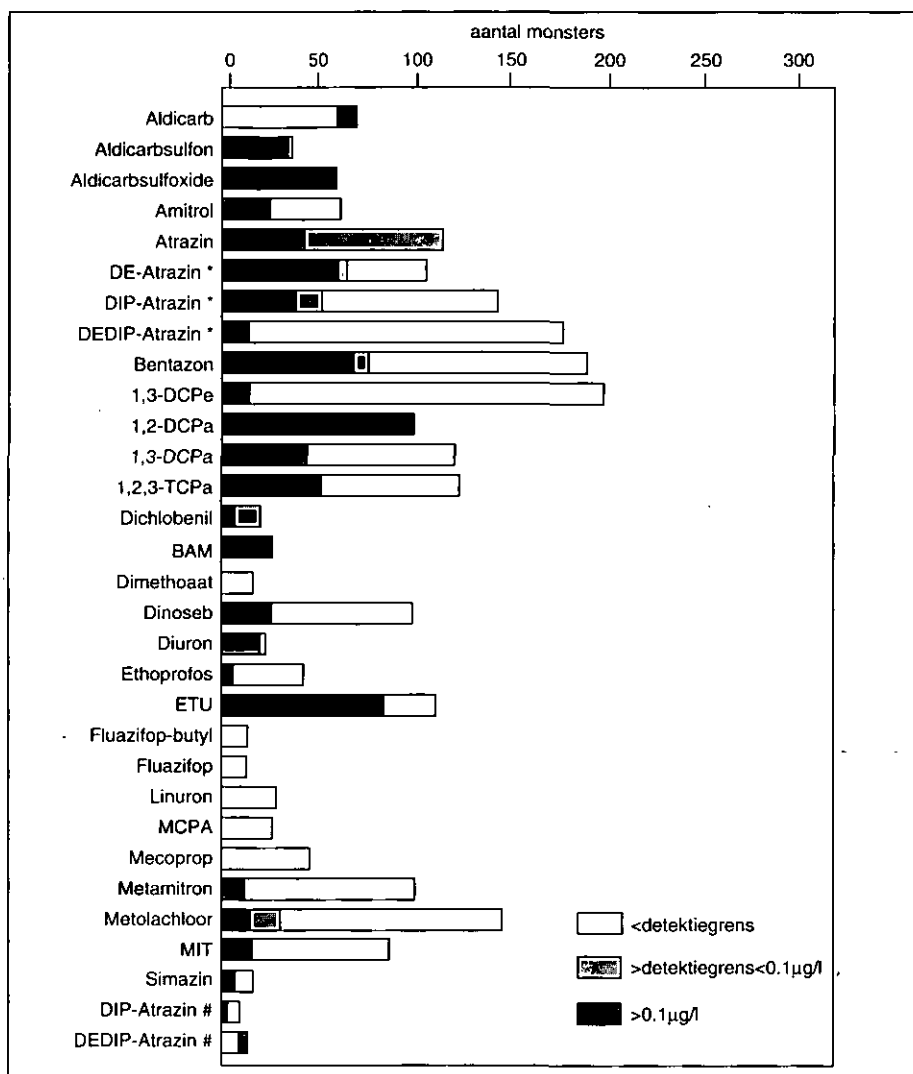


Figuur 5.3a: De maximale concentraties bestrijdingsmiddelen (of omzettingsprodukten dan wel bijmengsels) die waargenomen zijn in het veldonderzoek bestrijdingsmiddelen 1985-1991 (* = metabolieten atrazin, # = metabolieten simazin).

(Veldonderzoek Bestrijdingsmiddelen 1985-1991) heeft geleerd dat frequent bestrijdingsmiddelen, omzettingsprodukten en formuleringsadditieven in het ondiepe grondwater (i.h.a. 1-2 m-mv, maar soms ook 2-6 m-mv) kunnen worden aangetoond (Figuur 5.3a). Het zijn met name de formuleringsadditieven (bv. dichloorpropan) en de omzettingsprodukten (bv. ethyleenthioureum) die in hoge concentraties (tot $200 \mu\text{g l}^{-1}$) waargenomen zijn. Over de effecten van deze concentraties kan alleen in termen van overschrijding van de EG-richtlijn voor bestrijdingsmiddelen in drinkwater worden gesproken en deze ligt op $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$. Van de 35 onderzochte stoffen, waarvan uitspoeling op basis van modelberekeningen verwacht werd, zijn er 26 inderdaad één of meer keer waargenomen in het ondiepe grondwater. Met een meer regelmatige frequentie ($> 30\%$) worden 11 van de 35 stoffen waargenomen (Figuur 5.3b). Belangrijk is op te merken dat de uitspoeling naar het

ondiepe grondwater sterk afhankelijk is van toepassingstijdstip, grondwaterstand en bodemeigenschappen. Om deze reden liggen de concentraties in het ondiepe grondwater voor 1,2-dichloorpropan en aanverwante verbindingen bij toepassingen in de bloembollen lager dan in de aardappelteelt en voor ETU (afkomstig van de middelen maneb, zineb, mancozeb en metiram) lager in de aardappel- dan in de bloembollenteelt.

Omdat het onderzoek zich beperkt tot landbouwlokalities waar daadwerkelijk bestrijdingsmiddelen worden toegepast, vormen de waarnemingen geen representatief beeld van het voorkomen van bestrijdingsmiddelen in het ondiepe grondwater in Nederland. Op dezelfde wijze als voor accumulatie is ook de potentiële uitspoeling voor Nederland met dezelfde beperkingen in kaart gebracht (RIVM, 1991; RIVM/RIZA, 1991). Voor de EG is berekend dat de drinkwaternorm van $0,5 \mu\text{g l}^{-1}$ voor de som van be-



Figuur 5.3b: Het absolute aantal waarnemingen en de percentages van de waarnemingen boven de detectiegrens en de drinkwaternorm voor de bestrijdingsmiddelen, onderzocht in het veldonderzoek bestrijdingsmiddelen 1985-1991

(* = metabolieten atrazin, # = metabolieten simazin).

strijdingsmiddelen in het ondiepe grondwater onder 65% van de landbouwgrond wordt overschreden en afhankelijk van de mogelijkheid tot verdere omzetting, welke overigens beperkt lijkt, zijn op termijn problemen hiervan te verwachten voor de drinkwatervoorziening. In 25% van het gebied zal de norm zelfs met een factor tien worden overschreden.

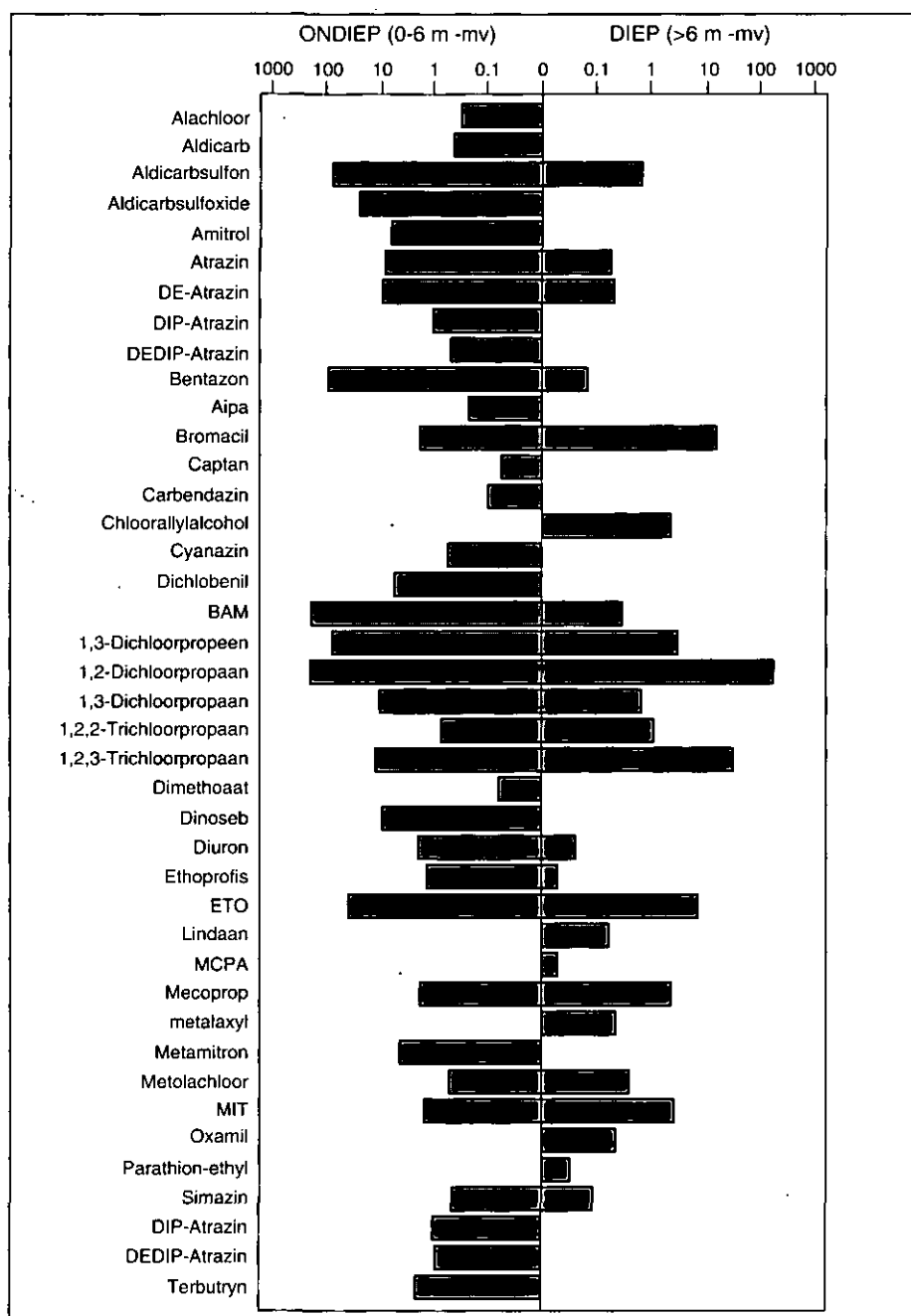
Vergelijking tussen gemeten waarden in het ondiepe grondwater en verwachtingen op basis van berekeningen tonen kwalitatief een goede overeenkomst aan. Meer kwantitatief zijn veldgegevens over het voorkomen van de stoffen metalaxyl en atrazin vergeleken met de modelresultaten, waaruit volgt dat met de berekening een goede benadering wordt verkregen (Balm en van der Linden, 1992; Malkoç *et al.*, 1990).

In een inventariserend, algemeen onderzoek in putten van het landelijk en de provinciale grondwa-

terkwaliteitsmeetnetten is het voorkomen van een aantal stoffen die ook in het specifieke meetprogramma waren gevonden, bevestigd. Dit draagt bij aan de beeldvorming dat in Nederland op vrij grote schaal bestrijdingsmiddelen in het ondiepe grondwater voorkomen, in ieder geval in de landbouwgebieden en dan met name de zandgebieden en het bollengebied.

Vóórkomen bestrijdingsmiddelen in het diepere grondwater

In 42 van de 59 monsters van een grootschalig onderzoek in meetpunten van het landelijke en de provinciale meetnetten voor de grondwaterkwaliteit zijn in de diepere waterlagen (doorgaans > 4 m-mv) bestrijdingsmiddelen of omzettingsprodukten aangetoond (Lagas *et al.*, 1991); in 36 monsters is de drinkwater-



Figuur 5.4: Vergelijking van maximaal waargenomen concentraties (in $\mu\text{g l}^{-1}$) van bestrijdingsmiddelen in ondiep (0-6 m-mv) en diep (> 6 m-mv) grondwater (gegevens afkomstig van KIWA en RIVM).

norm volgens de EG-richtlijn overschreden. De frequentie van positieve waarnemingen is, evenals de concentraties, in het algemeen lager dan bij de monsters van het ondiepe grondwater.

Voor diepere grondwatermonsters is de relatie met het gebruik in de directe omgeving van een bemonsteringspunt veel moeilijker te leggen vanwege de onbekendheid van de grondwaterstroming ter plaatse. Daarenboven is er van slechts enkele middelen iets bekend over het gedrag in de verzadigde zone (gegevens over sorptie en omzetting ontbreken). Op dit moment is het dan ook niet mogelijk meer over

het vóórkomen van bestrijdingsmiddelen in het diepere grondwater te zeggen; extrapolatie van gemeten concentraties naar andere delen van Nederland is niet mogelijk.

Vergelijking concentraties in ondiep en dieper grondwater

Voor een vergelijking van de concentraties in het grondwater op verschillende diepten is elke willekeurige doorsnede mogelijk, maar in dit geval gekozen

voor een vergelijking van de concentraties op 0-6 m-mv en op meer dan 6 m-mv (*Figuur 5.4*). Bovendien is in het streven naar volledigheid in stoffen en het maken van een landelijk beeld gebruik gemaakt van gegevens die beschikbaar zijn uit enkele aanvullende, vooral KIWA-meetprogramma's (Hopman *et al.*, 1990).

Allereerst moet worden opgemerkt dat een zinvolle vergelijking pas echt mogelijk is wanneer een systematisch onderzoek voor alle stoffen op dezelfde wijze, naar diepte gedifferentieerd, is uitgevoerd hetgeen nu zeker nog niet het geval is (zie bv. verschillen in aantallen waarnemingen, *Figuur 5.3b*).

Het aantal overschrijdingen van de drinkwater-norm neemt af met de diepte (0-2 m-mv: 25, 2-6 m-mv: 21, 6-10 m-mv: 13, >10 m-mv: 9), hoewel met interpretatie hiervan ook rekening gehouden moet worden met de slechts beperkt uitgevoerde monitoring en analyse van dieper grondwater.

In het algemeen blijkt, dat de concentraties in het diepere grondwater lager zijn dan in het ondiepe grondwater. De allerhoogste concentraties worden

gevonden in het allerbovenste grondwater, terwijl deze op enige diepte al weer genormaliseerd lijken. De mogelijke reden voor deze hoge concentraties is dat precies in een concentratiepiek gemeten wordt, terwijl dieper een meer uitgemiddelde concentratie wordt gemeten. Bovendien kan op korte afstanden sprake zijn van een hoge mate van omzetting (aldicarb, 1,3-dichloorpropeen, dichlobenil). De enige uitzondering op een verschil in concentraties diep en ondiep vormt 1,2-dichloorpropaan, dat niet of nauwelijks wordt omgezet in het grondwater en al vele jaren (sinds midden zestiger jaren) via het gebruik van 1,3-dichloorpropeen in de bodem is gebracht. Overigens is het in steeds geringere mate deel gaan uitmaken van de dosering. Systematisch onderzoek in gebieden naar diepte en stoffen zal moeten bewijzen in welke mate processen als omzetting (onder aerobe en anaerobe omstandigheden) en verdunning een rol spelen bij de bepaling van de concentraties in het diepere grondwater dat uiteindelijk voor de drinkwaterbereiding gebruikt kan worden.

6. LITERATUURLIJST

- Aalst, van en J.W. Erisman (1991). Atmospheric input fluxes. In: G.J. Heij and T. Schneider (eds). Acidification research in the Netherlands. Final report of the dutch priority programme on acidification. Studies in Environmental Sciences 48. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands.
- Annema, J.-A., J.A. Janus, J.M.M. Aben en W. Sloof (1993). Evaluatiedocument Lood. RIVM-rapport (in voorbereiding).
- Baart, A.C. en H.S.M.A. van Dieren (1991). Calculation of the atmospheric deposition of 29 contaminants to the Rhine catchment area. TNO Environmental and Energy Research, report R 91/219. Delft.
- Balm, A.C. en A.M.A. van der Linden (1992). Simulatie van twee veldexperimenten naar de uitspoeling van metalaxyl met het model PESTLA. RIVM-rapport 725801005.
- Boehncke, A., J. Siebers, H.G. Nolting (1990). Investigations of the evaporation of selected pesticides from natural and model surfaces in field and laboratory. *Chemosphere*, 21, 1109-1124.
- Boesten, J.J.T.I. en A.M.A. van der Linden (1991). Modelling the influence of sorption and transformation on pesticide leaching and persistence. *J. Environ. Qual.*, 20, 425-435.
- Braun, F., W. Schüssler, M. Wanziger en R. Wehrle von Borzyskowski (1990). Neue Untersuchungen zur Analytik und Verbreitung von Polychlorbiphenylen (PCB) und Pflanzenbehandlungsmitteln. Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung.
- Boumans, L.J.M. en W.H.J. Beltman (1991). Kwaliteit van het bovenste grondwater in de zandgebieden van Nederland onder bossen en heidevelden. RIVM rep. 724901001.
- Breemen, N. van, P.A. Burrough, E.J. Velthorst, H.F. van Dobben, Toke de Wit, T.B. de Ridder en H.F.R. Reijnders (1982). Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. *Nature* 299: 548-550.
- Breemen, N. van en J.M. Verstraten (1991). Soil acidification and N cycling. In: G.J. Heij and T. Schneider (eds). Acidification research in the Netherlands. Final report of the dutch priority programme on acidification. Studies in Environmental Sciences 48. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands.
- Breimer T. en K.W. Smilde (1986). De effecten van organische mestdoseringen op de zware-metaalgehalten in de bouwvoor van akkerbouwgronden. In: Themaboekje organische stof in de akkerbouw; 54-67. Proefstation en Consultantschap in Algemene Dienst voor de Akkerbouw en de Groenteteelt in de Vollegrond.
- CBS (1985). De Nederlandse Bosstatistiek. Deel 1: de oppervlakte bos, 1980 tot 1983. CBS publicaties, Staatsdrukkerij, 's-Gravenhage.
- Denneman, C.A.J. en C.A.M. van Gestel (1990). Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's. RIVM-rapport 725201001.
- Denneman, C.A.J., and C.A.M. van Gestel (1991). Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's. RIVM-rapport 725201008.
- Draayers, G.P.J., R. van Ek, W. Bleuten en R. Meijers (1992). Measuring and modelling atmospheric dry deposition in complex forest terrain. In: T. Schneider (ed.). Acidification research: evaluation and policy applications. Studies in Environmental Science 50: 295-294. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands.
- Driel W. van en K.W. Smilde (1981). Heavy metal contents of Dutch arable soils. *Landwirtschaftliche Forschung. Konressband; Sonderheft* 38, 305-313.
- Duijvenbouden, W. van en W. van Driel (1992). Verslaglegging inrichtingsfase Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit. RIVM-rapport (in voorbereiding).
- Edelman, Th. (1983). Achtergrondgehalten van een aantal anorganische en organische stoffen in de bodem van Nederland. Reeks Bodembescherming, 34. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Eerens, H.C. (1991). Luchtverontreiniging in steden. In: Nationale Milieuverkenning 2: 1990-2010. Samson H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan de Rijn.
- Erisman, J.W. (1991). Acid deposition in the Netherlands. Report 723001002. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, the Netherlands.
- Erisman, J.W. (1990). Atmospheric deposition of acidifying compounds onto forests in the Netherlands: throughfall measurements compared to deposition estimates from inference. Report 723001001. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, the Netherlands.
- Erisman, J.W. en G.J. Heij (1991). Concentration and deposition of acidifying compounds. In: G.J. Heij and T. Schneider (eds). Acidification research in the Netherlands. Final report of the dutch priority programme on acidification. Studies in Environmental Sciences 48. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands.
- Fraters B.J.G., J.G. Nienhuis en N.J.P. Hoogervorst (1992). Achtergrondrapportage bij Nationale Milieuverkenning 2 (in voorbereiding).
- Fraters B.J.G. (1991). Verontreiniging door zware metalen. In: Nationale Milieuverkenning 2: 1990-2010: 331-346. Samson H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan de Rijn.
- Heij, G.J., W. de Vries, A.C. Posthumus en G.M.J. Mohren (1991). Effects of air pollution and acid deposition on forests and forest soils. In: G.J. Heij and T. Schneider (eds). Acidification research in the Netherlands. Final report of the dutch priority programme on acidification. Studies in Environmental Sciences 48. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands.
- Hopman, R., C.G.E.M. van Beek, H.M.J. Jansen en L.M. Puijker (1990). Bestrijdingsmiddelen en drinkwatervoorziening in Nederland. KIWA-mededeling nr. 113. KIWA, Nieuwegein.
- Houdijk, A.L.F.M. (1990). Effecten van zwavel- en stikstof-depositie op bos- en heidevegetaties. Katholieke Universiteit Nijmegen, The Netherlands.

- Hove, L. van (1989). The mechanism of NH₃ and SO₂ uptake by leaves and its physiological effects. Proefschrift, Landbouwniversiteit Wageningen.
- Jaarsveld, J.A. van en D. Onderdelinden (1986). Modelmatige beschrijving van concentraties en depositie van kolen relevante componenten in Nederland veroorzaakt door emissies in Europa. RIVM-rapport 228202002.
- Jaarsveld, J.A. van en D. Onderdelinden (1993). TREND; An analytical long term deposition model for multi-scale applications. RIVM-rapport 228603009 (in voorbereiding).
- Jaarsveld, J.A. (1991). Zware Metalen. In: Nationale Milieu-verkenning 2; 1990-2010. Samson H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.
- Kaasenbrood, P.G.M. en P.L. Karssemeijer (1989). Milieukwaliteit van het streekplangebied Noord- en Midden-Limburg. Deel B: Zware metalen, arseen en pesticiden in het bovenste grondwater. Instituut voor Ruimtelijk Onderzoek, Faculteit der Ruimtelijke Wetenschappen, Rijksuniversiteit Utrecht.
- Kaasenbrood, P.G.M., H.J.T. Weerts, M.A. Giesberts en P.P.M. van der Helm (1989). Milieukwaliteit van het streekplangebied Noord- en Midden-Limburg. Deel C: Zware metalen in de toplaag van de bodem. Instituut voor Ruimtelijk Onderzoek, Faculteit der Ruimtelijke Wetenschappen, Rijksuniversiteit Utrecht.
- Klijn, F. en P.K. Koster (1988). Milieubeheersgebieden ten behoeve van nationaal gebiedsgericht milieubeleid. RIVM-rapport 758702003.
- Koops, R. (1993). Inventarisatie en voorkomen van bestrijdingsmiddelen in de bodem. RIVM-rapport 725801009 (in voorbereiding).
- Kwaadsteniet, J.W. de (1992). Statistische databewerking. In: Verslaglegging inrichtingsfase Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit. RIVM-rapport in voorbereiding.
- La Bastide, J.G.A. and P.J. Faber (1972). Revised yield tables for six tree species in the Netherlands. Report 11(1). Research Institute for Forestry and Urban Ecology, Wageningen, the Netherlands.
- Lagas, P., H.L.J. van Maaren, P. van Zoonen, R.A. Baumann en H.A.G. Heusinkveld (1991). Onderzoek naar het voorkomen van bestrijdingsmiddelen in het grondwater in Nederland. RIVM-rapport 725803003.
- Malkoç, N., A.A. Cornelese, F.A. Swartjes en A.M.A. van der Linden (1992). Vergelijking van berekende en gemeten uitspoeling en accumulatie van atrazin. RIVM-rapport 725801008.
- Meent, D. van der, T. Aldenberg, J.H. Canton, C.A.M. van Gestel en W. Slooff (1990). Streven naar waarden. Achtergrondstudie ten behoeve van de nota 'Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water'. RIVM-rapport 670101001.
- Mina (1989). MINA-PLAN 2000. Analyse en voorstellen voor een vernieuwd Vlaams Milieu en Natuurbeleid. Persdienst van de Gemeenschapsminister van Leefmilieu, Natuurbehoud en Landinrichting, Brussel.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbehoud en Visserij (1991). De regeringsbeslissing over het Meerjarenplan Gewasbescherming. Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21 667, nrs. 3 en 4. SDU, Den Haag.
- Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (1991). Notitie milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21 990, nr. 1.
- Nilsson, J. en P. Grennfelt (1988). Critical Loads for sulphur and nitrogen, Report from a workshop held at Skokloster, Sweden. 19 - 24 March, 1988, Nord 1988:15.
- PIMM, Project Integratie Milieumetingen (1989). Het Westland. Provincie Zuid-Holland, Dienst Water en Milieu, 's-Gravenhage.
- Raad van Europa (1991). Niet gepubliceerde notities vanuit Zweden en Nederland.
- RIVM (1991). Nationale Milieuverkenning 2 1990-2010. Samson H.D. Tjeenk Willink B.V., Alphen aan de Rijn. ISBN-nr. 90 6092 522 X.
- RIVM/RIZA (1991). Sustainable Use of Groundwater. Problems and threats in the European Communities. RIVM-rapport 600025001. ISBN-nr. 90-6960-020X.
- Schuit, N.B.E. van der (1988). Variabiliteit van zware metalen in het ondiepe grondwater; simulatie van een indicatief bouwplaatsonderzoek. TNO-rapport OS 88-31. Dienst Grondwaterverkenning-TNO, Oosterwolde.
- Siebers, J., D. Gottschild en H.G. Nolting (1991). Untersuchungen ausgewählter Pflanzenschutzmittel und polyaromatischer Kohlenwasserstoffe in Niederschlägen Südost-Niedersachsens - Erste Ergebnisse aus den Jahren 1990/91. Nachrichtenb. Deut. Pflanzenschutzd. 43: 191-200.
- Slooff, W., B.J.A. Haring, J.M. Hesse, J.A. Janus en R. Thomas (1990). Basisdocument Arseen. RIVM-rapport 758701002.
- Toor, C.H. van en C.W.J.M. van der Vleuten (1990). Rapport van het onderzoek naar de gehalten aan cadmium, koper, lood en zink in de Nederlandse landbouwgronden. Bedrijfslaboratorium voor Grond- en Gewasonderzoek, Oosterbeek.
- Tweede Kamer (1989). Bestrijdingsplan Verzuring. Kamerstukken 1988 - 1989, 18225 no. 31. SDU, Den Haag.
- Tweede Kamer (1990). Nationaal Milieubeleidsplan - plus. Kamerstukken 1989 - 1990, 21137 no. 21. SDU, Den Haag.
- US Geological Survey (1991). Study shows samples of rain contain traces of herbicides. Persbericht 19/04/91 US GS (Department of the interior).
- Vermeire, T.G., M.E. Apeldoorn, J.C. de Fouw en P.J.C.M. Janssen (1991). Voorstel voor de humaan toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden. RIVM-rapport 725201005.
- Vogelaar, A.J. (1991). Sporenelementen in het onttrokken grondwater. In: C.G.E.M. Beek en P.J. Stuyfzand (eds.). Sporenelementen in grondwater. KIWA mededeling 118, Nieuwegein.
- Vries, W. de en G.J. Heij (1991). Critical loads and critical levels for the environmental effects of air pollutants. In: G.J. Heij en T. Schneider (eds). Dutch Priority Programme on Acidification. Final report second phase Dutch Priority Programme on Acidification. Rapport nr. 200-09, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Bilthoven.
- Vries, W. de, A. Breeuwsma en F. de Vries (1989). Kwetsbaarheid van de Nederlandse bodem voor verzuring. Rapport 29. Staring Centrum, Wageningen.
- Vries, W. de, en J. Kros (1989). Lange-termijn effecten van verschillende depositiescenario's op representatieve bodems in Nederland. Rapport 30. Staring Centrum, Wageningen.

- Vries, W. de, M. Posch and J. Kämäri (1989). Simulation of the longterm soil response to acid deposition in various buffer ranges. *Water, Air and Soil Pollution*, 48; 349-390.
- Vries, W. de en J. Kros (1991). Assessment of critical loads and the impact of deposition scenarios by steady state and dynamic acidification models. Report 36, the Winand Staring Centrum, Wageningen, the Netherlands.
- Vries, W. de (1991). Methodologies for the assessment and mapping of critical loads and of the impact of abatement strategies on forest soils. Report 46, the Winand Staring Centre, Wageningen, the Netherlands.
- VROM (1984) Besluit van 2 april 1984, houdende wijziging van het Waterleidingbesluit, (Stb 1960,345), 's-Gravenhage, nr. 220, 1984.
- VROM (1990). Leidraad Bodembescherming deel II afl. 6, 's-Gravenhage 1990.
- VROM (1988). Notitie 'Omgaan met risico's'. De risicobenadering in het milieubeleid. Bijlage bij het Nationaal Milieu Beleidsplan. Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 137, nr. 5. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Den Haag.
- VROM (1990). Deel III. Begrippenkader van het milieubeleid. Milieuprogramma 1991-1994. Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21 802, nrs. 1-2.
- VROM, 1991. Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21 990, nr. 1.
- VROM (1992). Beleidsstandpunt over de Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. Tweede Kamer, vergaderjaar 1991-1992, 21 990, nr. 3.
- V&W (1988). Derde Nota Waterhuishouding. Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 250, nrs. 1-2.
- WHO (1987). Air quality guide lines. World Health Organization, Geneva.
- Wiersma, D., B.J. van Goor en N.G. van Veen (1986). Cadmium, lead, mercury and arsenic concentrations in crops and corresponding soils in The Netherlands. *J. Agric. Food Chem.* 34; 1067-1074.
- Wiersma, D., B.J. van Goor en N.G. van de Veen (1985). Inventarisatie van cadmium, lood, kwik en arseen in Nederlandse gewassen en bijbehorende gronden. Rapport 8-85. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid.

Verantwoording

Auteurs

hoofdstuk 2	Marian Schutter (LLO), Hans van Grinsven, Leo Boumans (LBG), E.E.M.J. Leeters*, W. de Vries*
hoofdstuk 3	Marian Schutter (LLO), Jaap Willems, Gerard van Drecht, Leo Boumans, Kees Meinardi, Theo Thewessen (LBG)
hoofdstuk 4	Jan Aben (LLO), Wil van Duijvenbooden, Leo Boumans, Gerard van Drecht, Dico Fraters (LBG)
hoofdstuk 5	Reinier v.d. Berg, Ton van der Linden (LBG)
Redactie	Dirk Onderdelinden en Jan Aben (LLO), Luc Kohsiek, Wil van Duijvenbooden, Harry Snelting (LBG)
Ontwikkeling en toepassing geografische informatiesystemen	Rob v.d. Velde, Hans Verlouw, . Theo Thewessen, Jan Kunst, Hans Breukers (LBG), Jan Aben (LLO)

*) DLO-Staring Centrum