

Milieurapportage 1993
I
Integrale rapportage stikstof

Milieurapportage 1993

I

Integrale rapportage stikstof

Colofon

Dit rapport is tot stand gekomen onder leiding van een projectgroep, die was samengesteld uit Jan Aben (LLO), Freek Aldenkamp (LSO), BertJan Heij (LWD), Lowie van Liere (LWD), Roel Thomas (LAE), Wilko Verweij (LWD) en Jaap Willems (LBG).

Auteurs:

Hoofdstuk 1:	BertJan Heij en Wilko Verweij
Hoofdstuk 2:	Lex Bouwman, Klaas van der Hoek, Jos Olivier, Winand Smeets, Roel Thomas, Corine Quarles van Ufford en Govert Verstappen (RIZA)
Hoofdstuk 3:	Jan Aben, Marian Schutter en Hans van der Woerd
<i>paragraaf 3.1:</i>	Monique Bollen, Leo Boumans, Gerard van Drecht, Gé van de Eertwegh,
<i>paragraaf 3.2:</i>	Hans van Grinsven, Kas Makaske, Kees Meinardi, Kees Schotten, Erik van Swinderen, Aaldrik Tiktak, Wim de Vries (SC-DLO) en Jaap Willems
<i>paragraaf 3.3:</i>	Jan Aben, Gerda van Dijk, Annemarie Heinhuis, Hans van Jaarsveld, Roel Kramer, Remi Laane (RIKZ), Rob Leewis, Lowie van Liere, Kees Meinardi, Ton de Nijs, Peter van Puijenbroek, Corine Quarles van Ufford, Kees Schotten, Govert Verstappen (RIZA), Wilko Verweij en Rick Wortelboer
Hoofdstuk 4:	BertJan Heij, Guus de Hollander, Jan Janse, Joris Latour, Rob Leewis, Ton de Nijs, Peter Rombout, Ton Schouten, Gerrit Speijers, Ans Versteegh, Wilko Verweij en Rick Wortelboer
Hoofdstuk 5:	Annemarie Heinhuis, Jiri Hrubec, Frits Kragt, Roland Lieste, Jan Mülschlegel, Rien Pastoors, Ans Versteegh, Wilko Verweij en Ruud van Wuijckhuise
Redactie:	Wilko Verweij en BertJan Heij
Productie:	Studio RIVM (Ronald Wempe)
Druk:	Rink en van Setten bv, Houten
Papier:	chloorvrij geproduceerd

Rapportnummer 482533001
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne
Postbus 1
3720 BA Bilthoven

VOORWOORD

Het RIVM-project Milieubalans/Milieuverkenning (MB/MV), met als uiteindelijk doel het opzetten van een "productielijn" voor het produceren van de jaarlijkse Milieubalans en de vierjaarlijkse Milieuverkenning, is in 1993 opgesplitst in drie deelprojecten, namelijk:

- produktontwikkeling (wat moet er in de MB/MV worden opgenomen en hoe is dat -inhoudelijk-gestructureerd);
- infrastructuur (ontwikkelen, verbeteren, onderling afstemmen etc. van de voorzieningen voor het produceren van de MB/MV);
- preprodukties/pilots (oefenen en testen van processen, concepten etc.).

Het deelproject preprodukties/pilots-1993 heeft geresulteerd in drie soorten produkten, namelijk zogenoemde compartimentsrapporten (Jaaroverzicht Luchtkwaliteit 1992, Integrale Rapportage Straling 1992,

Rapportage Drinkwater 1992 en Jaarboek Bodem- en Grondwaterkwaliteit 1993), integratieve rapporten (Stikstof en Ozon/UV) en een evaluatie van het productieproces. Het totaal aan produkten van dit deelproject heeft de naam "Milieurapportage 1993" (MR'93) gekregen.

Doel van het opstellen van de integratieve rapporten was het oefenen in samenwerking, afstemming en integratie binnen het RIVM, met het oog op het vervaardigen van MB/MV-rapporten. Deze oefening had met name betrekking op informatiestromen en modellen. Het vóórliggende integratieve rapport over stikstof beschrijft de emissies van stikstofverbindingen naar het milieu, het vóórkomen van stikstofverbindingen in de verschillende milieucompartimenten alsmede de effecten daarvan op terrestrische en aquatische ecosystemen en de volksgezondheid.

INHOUDSOPGAVE

1	PROBLEEMSCHEETS	9
2	EMISSIES	13
2.1	De emissie van NO _x naar lucht	13
2.2	De emissie van NH ₃ naar lucht	13
2.3	De emissie van N ₂ O naar lucht	14
2.4	De emissie van N naar oppervlaktewater	14
2.5	De emissie van N in meststoffen	14
3	STIKSTOF IN DE MILIEU-COMPARTIMENTEN	19
3.1	Compartiment lucht	19
3.1.1	Algemeen	19
3.1.2	Situatieschets	21
3.1.2.1	Concentraties	21
3.1.2.2	Depositie	23
3.1.2.3	Kwaliteitsdoelstellingen	26
3.1.3	Herkomst en toedeling naar doelgroep	27
3.1.4	Massabalans voor Nederland	28
3.1.5	Ontwikkeling in de tijd	28
3.1.6	Prognose	30
3.2	Compartiment bodem	31
3.2.1	Natuur- en bosgebieden	31
3.2.1.1	N-kringloop in terrestrische ecosystemen	31
3.2.1.2	N-belasting	31
3.2.1.3	N in de bodem van natuur- en bosterreinen	32
3.2.1.4	N-componenten in bodemvocht	33
3.2.1.5	N-componenten in het ondiepe grondwater	34
3.2.1.6	N-componenten in het diepere grondwater	36
3.2.1.7	Samenvatting N in bodem en in grondwater van bos- en natuurterreinen	38
3.2.1.8	Veranderingen en trends	38
3.2.1.9	Prognose grondwaterkwaliteit onder bossen	38
3.2.2	Landbouwgronden	41
3.2.2.1	N-belasting	41
3.2.2.2	N-kringloop in landbouwgronden	42
3.2.2.3	N in de bodem van landbouwgronden	42
3.2.2.4	N-verliezen uit agro-ecosystemen (cultuurgrond)	43
3.2.2.5	N-componenten in het bovenste grondwater	44
3.2.2.6	N-componenten in het diepere grondwater	47
3.2.2.7	Samenvatting N in grondwater onder landbouwgronden	47
3.2.2.8	Belasting van het kleine oppervlaktewater	47
3.2.2.9	Veranderingen in belasting	49
3.2.2.10	Trends in grondwaterkwaliteit	52
3.2.2.11	Prognose kwaliteit bovenste grondwater onder landbouwgronden	52
3.2.2.12	Prognose kwaliteit van het kleine oppervlaktewater	52
3.3	Compartiment water	59
3.3.1	Zoet oppervlaktewater	59
3.3.1.1	Situatieschets	59
3.3.1.2	Veranderingen	63
3.3.2	Zout oppervlaktewater	64
3.3.2.1	Situatieschets	64
3.3.2.2	Prognoses van (verandering in) concentraties bij verschillende scenario's	68

3.3.2.3	Veranderingen	68
3.3.2.4	Een stikstofbalans voor het zoute water	68
4	EFFECTEN	75
4.1	Ecologische effecten	75
4.1.1	Terrestrische ecosystemen	75
4.1.1.1	Inleiding	75
4.1.1.2	Gevoeligheid voor stikstofbelasting; maximale stikstofbelasting	77
4.1.1.3	Effecten op bosecosystemen	78
4.1.1.4	Effecten op heide	80
4.1.1.5	Effecten op kalkgraslanden	80
4.1.1.6	Effecten op fauna	81
4.1.2	Aquatische ecosystemen	81
4.1.2.1	Zoet oppervlaktewater	81
4.1.2.2	Zout oppervlaktewater	84
4.2	Risico's voor de volksgezondheid	85
4.2.1	Algemeen	85
4.2.2	Gezondheidsrisico's van blootstelling aan stikstofdioxide	86
4.2.2.1	Niveaus in buiten- en binnenlucht	86
4.2.2.2	Gezondheidsrisico's	86
4.2.3	Nitraat in voeding en drinkwater	87
5	GEVOLGEN VOOR DE DRINKWATERVOORZIENING	91
5.1	Stikstof in de bronnen voor de drinkwatervoorziening	91
5.2	Nitraat in drinkwater; toen en nu	92
5.3	Prognose van de ruwwaterkwaliteit op freatische (grondwater-)winplaatsen	94
5.4	De kosten van nitraatzuivering	97
	BELEIDSRELEVANTE CONCLUSIES	99
	AFKORTINGEN	101

1. PROBLEEMSCHETS

Het grootste deel (97.8%) van het element stikstof (chemisch symbool: N) bevindt zich in gesteente (Woldendorp, 1993), terwijl het resterende deel voor het grootste deel als gas in de atmosfeer aanwezig is. Gasvormig stikstof (N_2) is de belangrijkste component in de atmosfeer (ca. 80%). In de aardkorst komt stikstof voor in concentraties van ca. 46 mg kg^{-1} , in zeewater van 0.04 tot 1 mg l^{-1} (exclusief opgeloste gassen).

Boven een grondoppervlak van 1 hectare bevindt zich ca. 70.000 ton N in de lucht (Woldendorp, 1993). Ca. 1.5 tot 5.5 ton N per hectare (mediaanwaarden van 147 bosopstanden in Nederland, bovenste 30 cm) is in de organische stof van de drogere bosbodems vastgelegd (Leeters & De Vries, 1992). In dat licht bezien is het verbazingwekkend dat depositiefluxen van enkele tientallen kg N per hectare per jaar terrestrische ecosystemen permanent kunnen veranderen. Dit toont duidelijk aan dat voor een beoordeling van effecten van een stof niet alleen de hoeveelheid maar vooral de beschikbaarheid bepalend is.

Stikstof is een essentiële stof voor alle levensvormen; het dient niet alleen tot bouwsteen maar functioneert ook als energiedrager. Echter, bepaalde N-verbindingen zijn in te hoge concentraties en/of fluxen schadelijk voor het milieu (vermesting, verzuring) en de mens (NO_2 , smogvorming, NO_3^- in voeding en drinkwater). NH_3 werkt als gasvormige base in de atmosfeer en is als zodanig de voornaamste neutraliserende component van zuren in de atmosfeer. Bij deze neutralisatie worden aerosolen gevormd. In de bodem kan onder bepaalde condities nitrificatie plaatsvinden waarbij oxydatie tot nitraat optreedt. De hierbij optredende protonenproductie betekent per saldo (met vereffening van de neutralisatie in de atmosfeer) een verzurend effect.

In *Figuur 1.1* zijn schematische natuurlijke en verstoorde stikstofkringlopen voor bodem en water gegeven. Van nature is de stikstofkringloop van een ecosysteem een min of meer gesloten systeem; de omzettingsprocessen verlopen gewoonlijk zeer efficiënt en de snelheid van stikstofopname is gelijk aan de snelheid van stikstof-mineralisatie. Deze kringloop kan worden ontwricht indien extra stikstof wordt toegevoegd. Zo vormt de voortdurende ophoping van N in bodem en vegetatie, als gevolg van de overmatige toevoer vanuit de atmosfeer, een potentiële bedreiging voor natuurlijke ecosystemen. N streeft, als alle elementen, naar de hoogst geoxydeerde toestand. Er ontstaan problemen wanneer de

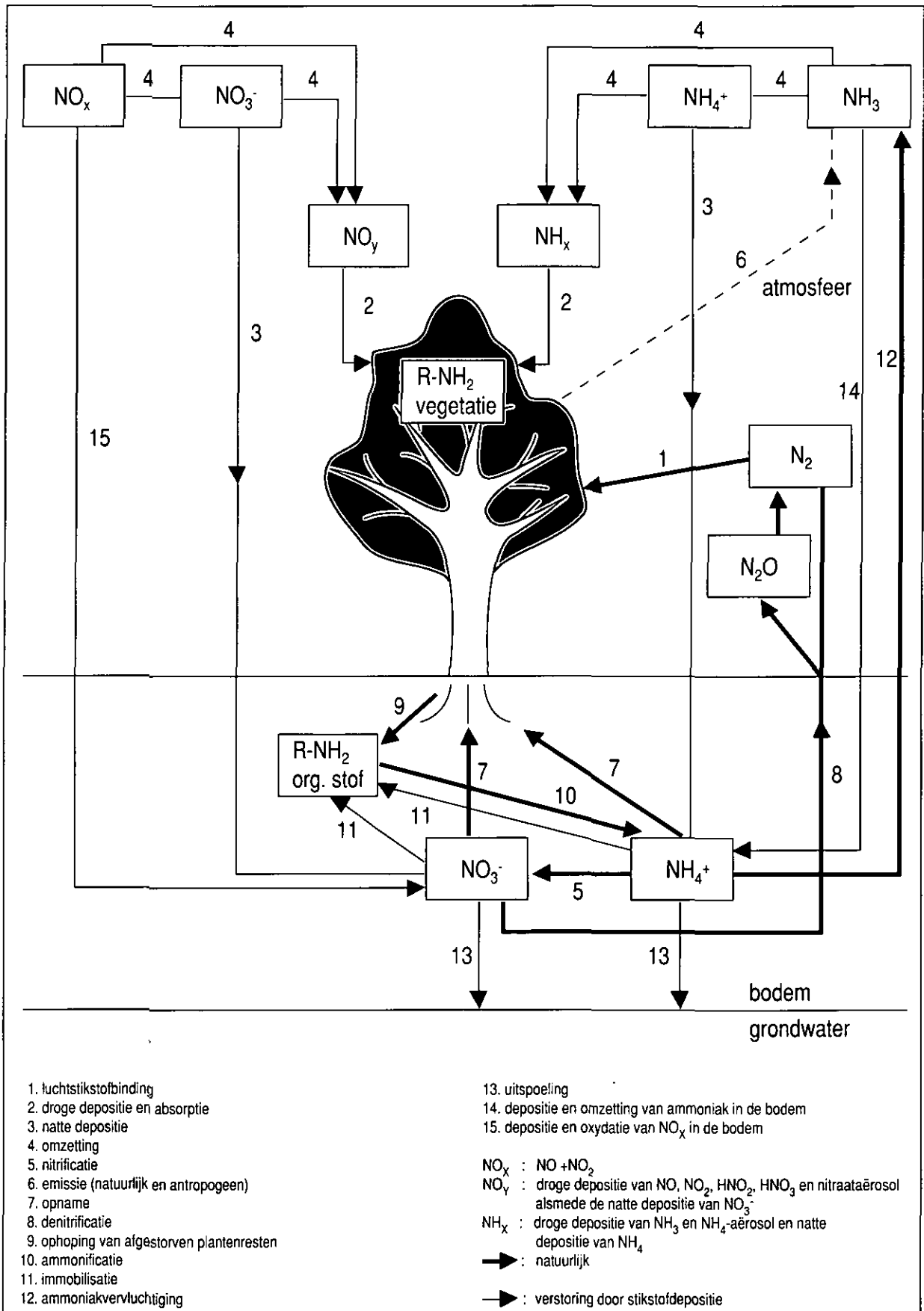
beschikbaarheid van organisch koolstof (= aanvoer van energie, waardoor N in een meer gereduceerde vorm blijft) stagneert. Dit gebeurt bijvoorbeeld wanneer bos wordt gekapt of wanneer een heideveld afsterft als gevolg van vorst of een keverplaag. Hierdoor kunnen bodem en grondwater in korte tijd belast worden met hoge concentraties NO_3^- .

Emissie van N-verbindingen vindt vanuit verschillende bronnen plaats. Belangrijke antropogene bronnen zijn:

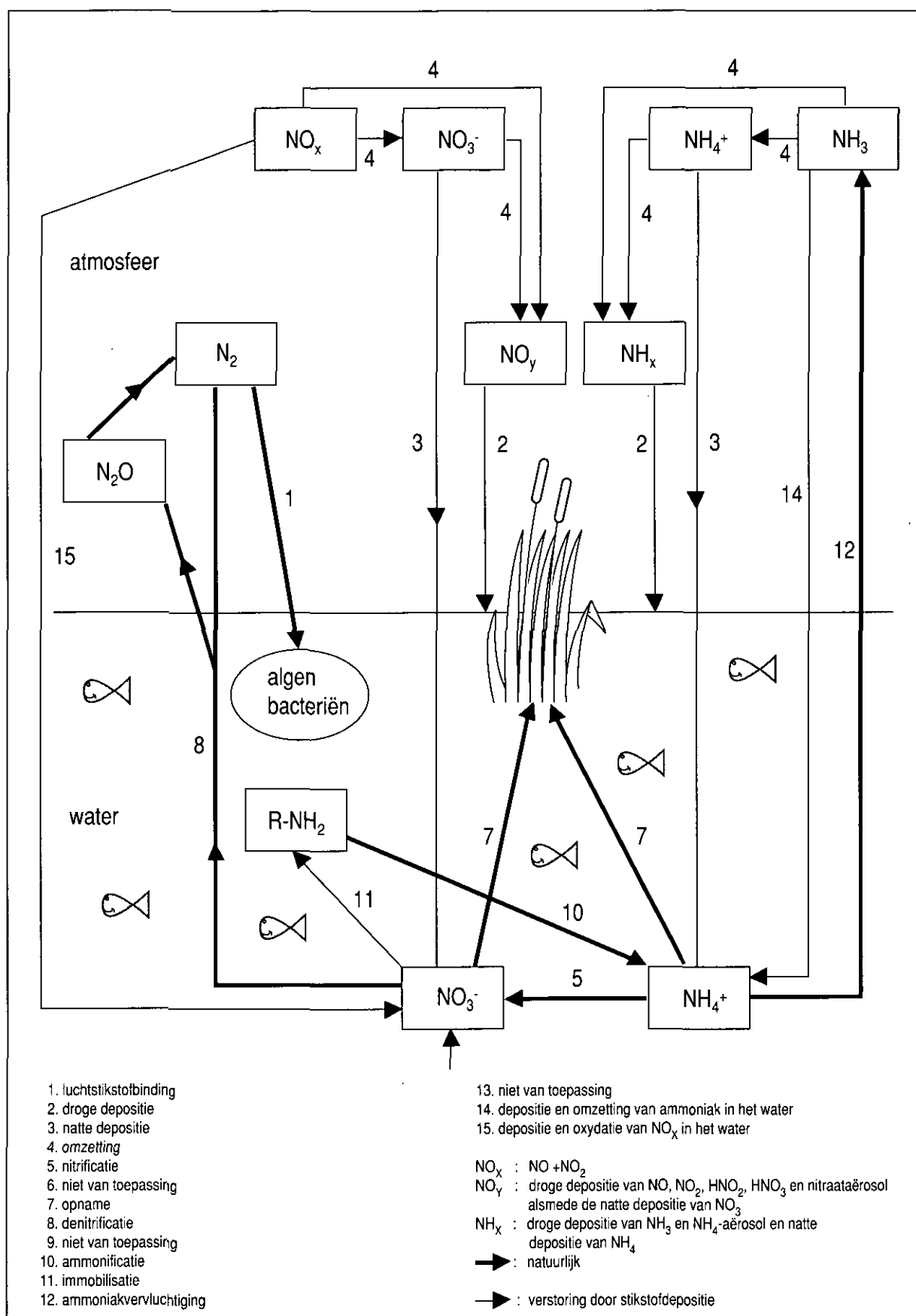
- verbrandingsprocessen (met name verkeer, elektriciteitscentrales en verwarming): NO_x
- landbouw (emissie van N-verbindingen naar lucht (met name NH_3), bodem en water)
- industrie.

Ook treedt er emissie van N-verbindingen op uit natuurlijke bronnen. Door denitrificatie komen N_2O en N_2 in de lucht. Door de toegenomen belasting van bodem en water met N-verbindingen is de N_2O -emissie aan het toenemen.

Er is niet genoeg over stikstof bekend om alle aspecten kwantitatief te kunnen benaderen. In dit rapport worden de mondiale aspecten van de N-problematiek uitsluitend kwalitatief aan de orde gesteld. In hoofdstuk 2 worden de emissies van stikstof besproken, zoveel mogelijk uitgesplitst naar milieu-compartiment en doelgroep. In hoofdstuk 3 wordt informatie gegeven over belastingen (en herkomst ervan) en concentraties, worden eventuele trends gesignaleerd en vindt vergelijking plaats met normen. In hoofdstuk 4 komen de effecten van stikstof op terrestrische en aquatische ecosystemen aan de orde alsmede de effecten op de volksgezondheid. In hoofdstuk 5 tenslotte vindt integratie plaats van informatie, over de verschillende compartimenten, via het bezien van de effecten voor de drinkwatervoorziening. Bij drinkwaterwinning wordt men immers geconfronteerd met de resultaten van de belasting van diverse milieu-compartimenten met stikstof. Een andere wijze van integratie die is toegepast is het opstellen van stikstofbalansen voor de verschillende compartimenten. Hiervoor wordt verwezen naar hoofdstuk 3.



Figuur 1.1a Schematische weergave van de stikstofkringloop op land.



Figuur 1.1b Schematische weergave van de stikstofkringloop in het water.

Referenties

Leeters, E.E.M.J. & De Vries, W. (1992). In: *Milieudiagnose 1991. III. Bodem- en grondwaterkwaliteit*. Rapport nr. 724801003, RIVM, Bilthoven.

Woldendorp, J.W. (1993). Het effect van verzurende stikstofdepositie op terrestrische ecosystemen. In: *Symposium-verslag Uitdagingen in de oecologie: theorie en toepassing*. OK/NEV, 1953-1993

2. EMISSIONS

In dit hoofdstuk worden de stikstofemissies naar lucht, bodem en water besproken.

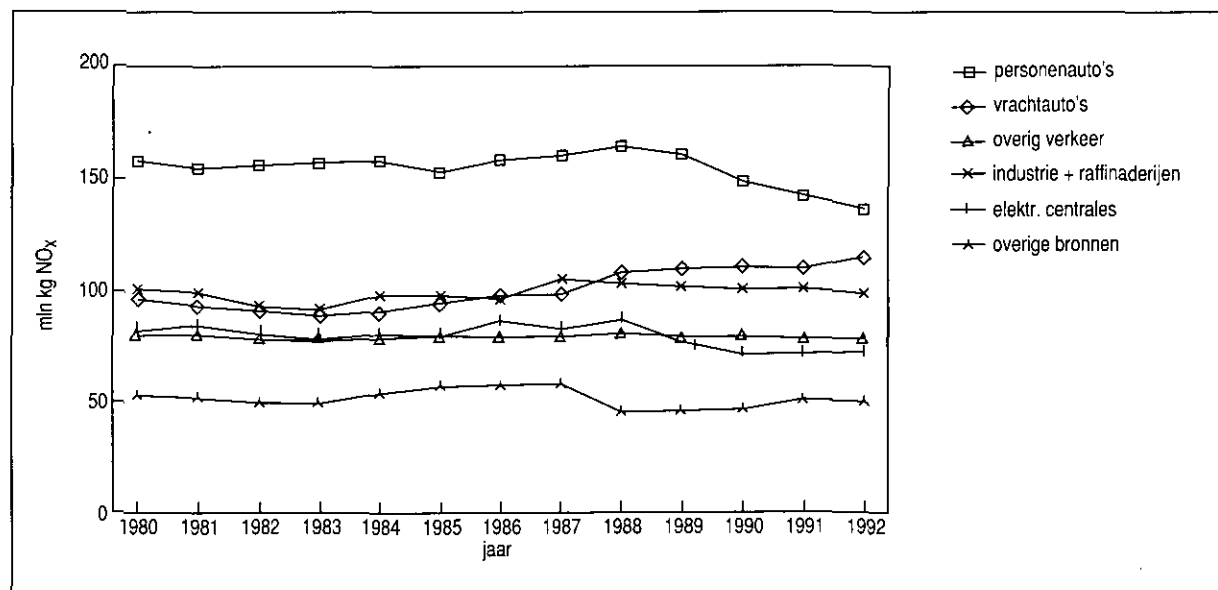
2.1 De emissie van NO_x naar lucht

Uit gegevens van het CBS (CBS, 1993) blijkt, dat de emissie van NO_x ¹ uit antropogene bronnen in Nederland in de periode 1980 - 1992 is afgenomen van 573 tot 552 miljoen kg (Figuur 2.1 en Tabel 2.1). Hoewel bij veel doelgroepen de emissie per eenheid van activiteit is gedaald, is deze verbetering bij een aantal doelgroepen teniet gedaan door een verhoging van de omvang van de activiteiten. Dit geldt met name voor het wegverkeer. Een gevolg hiervan is dat de totale NO_x -emissie in deze periode niet veel is gedaald. Binnen de context van het Europa-scenario in de Nationale Milieuverkenning 3 (MV3 genoemd) wordt een daling verwacht tot 372 miljoen kg in het jaar 2000 (RIVM, 1993).

Uit gegevens van met name de UN-ECE en EMEP blijkt, dat de emissie van NO_x uit antropogene bronnen in Europa in de periode 1980 - 1990

¹ Onder NO_x wordt verstaan NO en NO_2 ; bij de berekening van de emissie is NO omgerekend naar NO_2 .

Figuur 2.1 Emissie van NO_x uit antropogene bronnen in Nederland (miljoen kg als $\text{NO}_2 \text{ j}^{-1}$) voor de jaren 1980-1992.



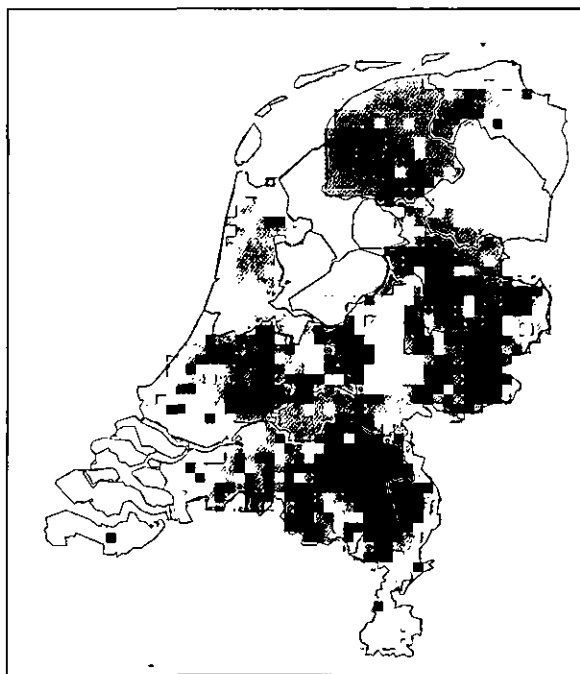
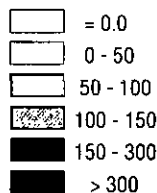
ongeveer 21 miljard kg per jaar was (als NO_2) (Tabel 2.2). Evenals in Nederland is de jaarlijkse emissie in die periode niet veel veranderd. Op basis van de Current Reduction Plans, zoals door de diverse landen opgesteld, wordt verwacht dat in 2000 de emissie zal zijn verminderd tot ca. 18 miljard kg NO_x .

De totale mondiale emissie van NO_x uit antropogene bronnen bedroeg in 1990 27 - 37.5 miljard kg N (dit komt overeen met 89 - 123 miljard kg NO_x als NO_2); de emissie uit natuurlijke bronnen was 7 - 40 miljard kg N (23 - 131 miljard kg NO_x als NO_2) (Houghton et al., 1992) (Tabel 2.3).

De emissie aan het aardoppervlak is 31.5 - 57 miljard kg N (104 - 187 miljard kg NO_x als NO_2), terwijl in de vrije troposfeer 2.6 - 20.6 miljard kg N (8.6 - 68 miljard kg NO_x als NO_2) wordt geëmitteerd. Hiernaast is er een kleine influx vanuit de stratosfeer (ca. 1 miljard kg N / 3 miljard kg NO_x als NO_2).

2.2 De emissie van NH_3 naar lucht

In Tabel 2.4 is weergegeven dat de emissie van NH_3 uit antropogene bronnen in Nederland in de periode 1980 - 1992 is afgenomen van 251 tot 170 miljoen kg NH_3 (RIVM, 1991; Van der Hoek, 1994). In Figuur 2.2 is weergegeven hoe in het jaar 1992 de ruim-

Emissie NH_3 (ton)

Figuur 2.2 Ruimtelijke verdeling van de NH_3 -emissie in 1992.

telijke verdeling van de emissie over Nederland was. De emissievermindering is met name gerealiseerd bij de landbouw. Deze vermindering is onder meer het gevolg van het sneller onderwerken van mest en het afdekken van mestsilo's. Binnen de context van het Europa-scenario in de Nationale Milieuverkenning 3 wordt een verdere daling verwacht tot 94 miljoen kg NH_3 (RIVM, 1993).

Gegevens over de emissie van NH_3 uit antropogene bronnen in Europa zijn nogal schaars. In 1989 was de emissie ruim 9 miljard kg NH_3 (Tabel 2.5) (Asman, 1992). Aangenomen kan worden, dat in de periode 1980 - 1990 de emissie niet veel is veranderd.

2.3 De emissie van N_2O naar lucht

De emissie van N_2O uit biogene en niet-biogene bronnen in Nederland was in de periode 1985 - 1990 ongeveer 62 miljoen kg N_2O (RIVM, 1994). In Tabel 2.6 is aangegeven hoe groot de bijdrage van de diverse bronnen in 1990 was. De grootste bijdragen worden geleverd door industriële bedrijven en de bodem. Tevens is vermeld hoe groot de emissie in 2000 zal zijn; er wordt een toename van de emissie verwacht tot ca. 65 miljoen kg N_2O . Deze toename is met name het gevolg van de introductie van geregelde driewegkatalysatoren bij voertuigen met Ottomotoren (benzine en LPG).

De jaarlijkse emissie van N_2O uit antropogene en biogene bronnen in Europa is ca. 1.3 miljard kg N_2O

(Prather, 1988). De mondiale emissie van N_2O bedroeg in 1990 20.3 (8.2 - 25.3) miljard kg N_2O (Houghton *et al.*, 1992; Pepper *et al.*, 1992)

2.4 De emissie van N naar oppervlaktewater

Gegevens over de emissie in Nederland van totaalstikstof (N_{tot}) naar oppervlaktewater door bedrijven, rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) en overige bronnen in 1985 en 1990 zijn vermeld in Tabel 2.7. Binnen de context van het Europa-scenario uit MV3 wordt een daling verwacht tot 33 miljoen kg N (RIVM, 1993).

Via de grensoverschrijdende grote rivieren werd in 1990 360 miljoen kg N_{tot} aangevoerd (Tabel 2.8). In 1985 was de aanvoer van N_{tot} uit het buitenland 471 miljoen kg.

2.5 De emissie van N in meststoffen

In Tabel 2.9 is weergegeven hoeveel N er ten gevolge van de aanwending van kunstmest en dierlijke mest en via andere stromen, zoals in de vorm van compost en rioolwaterzuiveringslib, in de periode 1989 - 1992 op landbouwgronden werd gebracht.

Tabel 2.1 Emissie van NO_x (miljoen kg als NO_2 j^{-1}) uit antropogene bronnen in Nederland voor de jaren 1980 - 1992 onderverdeeld naar doelgroepen op basis van CBS-overzicht (versie 7/93).

doelgroepen	1980	1982	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
verkeer	335	331	327	325	328	327	335	340	354	349	338	331	330
personenauto's	158	155	156	157	158	153	158	160	164	160	148	142	136
vrachtauto's	97	94	92	89	91	95	98	99	109	110	111	110	115
overig verkeer ¹	81	81	79	79	79	80	80	80	82	79	80	79	79
industrie													
(exclusief raffinaderijen) ²	85	84	79	77	82	85	78	84	85	82	81	80	79
raffinaderijen ²	17	16	14	15	16	14	19	22	19	20	20	21	20
elektriciteitscentrales ²	83	85	81	78	81	80	87	83	87	77	72	72	73
huishoudens ²	26	26	23	24	22	24	22	22	19	19	19	21	20
overige													
stationaire bronnen ^{2,3}	27	26	27	26	32	34	36	37	27	27	28	30	30
totaal	573	568	552	545	562	563	577	588	591	574	558	555	552

¹ inclusief overige mobiele bronnen; deze zijn niet toegedeeld aan sectoren

² exclusief verkeer

³ deze categorie bestaat uit de SBI-activiteiten: gas- en oliewinningsbedrijven, land- en tuinbouw, overige energieafnemers, bouwsector, gasdistributiebedrijven en overige energiebedrijven

Tabel 2.2 Emissie van NO_x (miljoen kg als $\text{NO}_2 \text{ j}^{-1}$) in Europa in de periode 1980 - 1990.

land	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
(OE) Albanië ¹	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
(EG) België ²	442	405	368	332	295	281	292	297	312	317	334
(OE) Bulgarije ²	416	416	416	416	416	416	416	416	415	395	376
(EG) Denemarken ²	273	237	261	254	267	298	310	305	292	270	283
(OE) voormalig Oost-Duitsland ²	590	590	580	580	620	640	640	670	670	670	630
(EG) voormalig West-Duitsland ²	2980	2897	2864	2904	2965	2959	3008	2927	2859	2707	2600
(WE) Finland ²	264	248	246	236	233	262	256	270	276	284	290
(EG) Frankrijk ²	1823	1701	1688	1645	1632	1615	1618	1630	1615	1772	1750
(EG) Griekenland ³	308	308	308	308	308	308	308	308	308	308	308
(EG) Groot-Brittannië ²	2312	2242	2221	2234	2216	2327	2416	2544	2626	2717	2729
(OE) Hongarije ²	273	271	269	267	265	262	268	276	259	249	238
(EG) Ierland ²	73	86	86	85	84	91	100	115	122	127	135
(WE) IJsland ²	13	13	13	13	12	12	12	12	12	12	12
(EG) Italië ²	1480	1502	1524	1546	1568	1595	1607	1700	1755	1761	1761
(OE) voormalig Joegoslavië ²	350	360	370	370	380	400	420	440	480	430	420
Slovenië ¹	63	65	67	67	69	72	75	79	86	77	75
Kroatië ¹	97	101	104	104	106	110	116	121	132	119	116
Bosnië-Herzegovina ¹	43	43	44	44	45	49	51	53	58	52	51
Klein-Joegoslavië ¹	148	151	155	155	160	169	177	186	204	182	177
(EG) Luxemburg ²	23	23	22	21	20	19	19	19	19	19	19
(EG) Nederland ²	548	548	547	546	545	544	559	559	552	551	552
(WE) Noorwegen ²	183	178	176	189	203	211	226	229	229	233	233
(WE) Oostenrijk ²	246	244	243	241	243	245	240	234	226	221	222
(OE) Polen ²	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1590	1530	1550	1480	1280
(EG) Portugal ²	166	175	184	192	144	96	110	116	122	122	122
(OE) Roemenië ¹	390	390	390	390	390	390	390	390	390	390	390
(EG) Spanje ²	950	925	904	883	861	839	839	839	839	839	839
(OE) Tsjechië & Slowakije ²	1204	1162	1120	1078	1036	992	1046	1008	1054	1122	987
(OE) Turkije ⁴	461	461	461	461	461	461	461	461	461	461	461
(OE) voormalige USSR ^{2,5}	3191	3277	3363	3449	3535	3621	3796	3939	3914	4095	4248
Wit-Rusland ²	244	235	235	231	226	220	258	287	262	263	263
Oekraïne ²	1059	1059	1059	1059	1059	1059	1112	1095	1090	1065	1097
Moldavië ¹	38	38	39	39	40	41	40	51	51	53	53
Russische Federatie ^{2,5}	1734	1829	1913	2001	2090	2178	2265	2353	2358	2553	2675
Estland ¹	35	35	36	36	36	37	36	46	46	48	48
Letland ¹	28	28	29	29	29	30	29	37	37	39	39
Litouwen ¹	53	53	54	54	55	56	56	70	70	74	73
(WE) Zweden ²	419	417	412	401	411	426	432	431	423	413	404
(WE) Zwitserland ²	196	200	205	209	214	214	207	200	194	183	184
totaal	21083	20785	20750	20759	20833	21033	21595	21874	21983	22157	21816
(EG): EG-12	11378	11049	10977	10950	10905	10972	11186	11359	11421	11510	11432
(WE): overig West-Europa	1321	1300	1295	1289	1316	1370	1373	1376	1360	1346	1345
(OE): Oost-Europa	8384	8436	8478	8520	8612	8691	9036	9139	9202	9301	9039
totaal	21083	20785	20750	20759	20833	21033	21595	21874	21983	22157	21816
index ten opzichte van 1980:											
EG-12	100	97	96	96	96	96	98	100	100	101	100
overig West-Europa	100	98	98	98	100	104	104	104	103	102	102
Oost-Europa	100	101	101	102	103	104	108	109	110	111	108
totaal	100	99	98	98	99	100	102	104	104	105	103

¹ Sandnes (1993)² Emissietotalen zijn officieel door staten overgedragen aan de Executive Body van de ECE-CLRTAP of zijn geschat door interpolatie of extrapolatie op basis van de officiële data voor wel gerapporteerde jaren.³ CORINAIR-enquête over het jaar 1985⁴ Veldt (1991)⁵ Europees gedeelte Russische Federatie (tot aan de Oeral ofwel tot 60° O.L.)

Tabel 2.3 Mondiale emissie van NO_x (miljard kg N en miljard kg NO_2) in 1990.

antropogeen:	N	NO_2
verbranding van fossiele energiedragers	24	79
verbranding van biomassa	2.5 - 13	8.2 - 43
troposferische luchtvaart	0.6	2
natuurlijk:		
bodems	5 - 20	16 - 66
bliksem	2 - 20	7 - 66
transport vanuit de stratosfeer	ca. 1	ca. 3

Tabel 2.4 Emissie van NH_3 uit antropogene bronnen in Nederland in 1980, 1986, 1990, 1991 en 1992 (miljoen kg NH_3) (Van der Hoek, 1994).

	1980	1986	1990	1991	1992
landbouw	234	242	200	206	155
huishoudens	9	9	10	11	11
bedrijven	8	7	5	5	5
totaal	251	258	215	221	170

Door afronding kan het totaalcijfer afwijken van de opgetelde cijfers per broncategorie.

Tabel 2.6. Emissie van N_2O in Nederland in 1990 en 2000 (in miljoen kg N_2O).

	1990	2000
niet-biogene bronnen		
fossiele brandstoffen:		
energiesector	0.5	0.4
industrie	0.1	0.1
huishoudens en diensten	0.1	0.1
verkeer en vervoer ^a	5.4	11.0
industrie (exclusief energie)	16.4	19.1
vuilverbranding	0.1	0.1
totaal niet-biogene	22.5	30.9
biogene bronnen		
landbouw en natuurlijk terrein	25.2	20.7
binnen- en kustwateren	10.9	6.9
rioolwaterzuiveringsinstallaties	4.0	6.8
totaal biogene	40.1	34.4
totaal alle bronnen	62.6	65.3

^a Deze getallen wijken iets af van de getallen uit MV3 (RIVM, 1993).

Tabel 2.5 Emissie van NH_3 (miljoen kg NH_3) in Europa in 1989.

land	1989
Albanië ¹	32
België ¹	114
Bulgarije ¹	132
Denemarken ¹	119
voormalig Oost-Duitsland ¹	296
voormalig West-Duitsland ¹	553
Finland ¹	52
Frankrijk ¹	784
Griekenland ¹	82
Groot-Brittannië ¹	476
Hongarije ¹	155
Ierland ¹	170
IJsland ¹	0
Italië ¹	419
voormalig Joegoslavië ¹	219
Slovenië ²	21
Kroatië ²	39
Bosnië-Herzegovina ²	38
Klein-Joegoslavië ²	122
Luxemburg ¹	6
Nederland ¹	234
Noorwegen ¹	39
Oostenrijk ¹	90
Polen ¹	507
Portugal ¹	72
Roemenië ¹	385
Spanje ¹	351
Tsjechië & Slowakije ¹	210
Turkije ¹	497
voormalige USSR ^{2,3}	3113
Wit-Rusland ²	257
Oekraïne ²	926
Moldavië ²	50
Russische Federatie ^{2,3}	1699
Estland ²	31
Letland ²	61
Litouwen ²	89
Zweden ¹	64
Zwitserland ¹	61
totaal	9232

¹ Asman (1992)

² Sandnes (1993)

³ Europees gedeelte Russische Federatie (tot aan de Oeral ofwel tot 60° O.L.)

Tabel 2.7 Emissie in Nederland van N_{tot} naar oppervlaktewater in 1985, 1990 en 2000 (miljoen kg N).

	1985	1990	2000
bedrijven	16	12	8
RWZI's	38	39	21
ongezuiverd huishoudelijk afvalwater en overstorten	12	5	4
totaal	66	56	33

Tabel 2.8 Aanvoer van N uit het buitenland (miljoen kg N).

	N_{tot}	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$
Rijn	323	23	245
Maas	29	2.5	21
overige	8	2.5	9
totaal	360	28	275

Tabel 2.9 De emissie van N in meststoffen naar landbouwbodem in Nederland.

	1989	1990	1991	1992
dierlijke excretie	594	585	639	619
emissie $\text{NH}_3\text{-N}$	-171	-155	-161	-120
export	-3	-6	-7	-11
dierlijke mest op bodem	420	424	471	488
kunstmest	455	412	400	392
overige ¹	39	39	39	39
totaal	914	875	910	911

¹ Dit betreft compost, zuiveringsslib e.d.; voor alle jaren is de waarde voor 1990 gebruikt.

Informatie-bronnen:

Dierlijke excretie: LEI-berekeningen ten behoeve van MV2 (RIVM, 1991) en MV3 (RIVM, 1993).

Export: Landelijke Mestbank.

Kunstmest: LEI-statistiek van de Kunstmeststoffen.

Overige: MV3, p. 150 (RIVM, 1993).

Door afronding kan het totaalcijfer afwijken van de opgetelde cijfers per broncategorie.

Referenties

- Asman, W.A.H. (1992). Ammonia emission in Europe: updated emission and emission variations. Rapport nr. 228471008, RIVM, Bilthoven.
- CBS (1993). Luchtverontreiniging. Totale emissies door menselijke activiteiten. Versie 7/93, CBS, Voorburg.
- Hoek, K.W. van der (1994). Berekeningsmethodiek ammoniakemissie in Nederland voor de jaren 1990, 1991, en 1992. Rapport nr. 773004003, RIVM, Bilthoven.
- Houghton, J.T., Callander, B.A. & Varkey, S.K. (1992). Climate Change 1992. The Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment. Cambridge University Press, Cambridge.
- Pepper, W., Legget, J., Swart, R., Wasson, J., Edmonds, J. & Mintzer, I. (1992). Emission scenarios for the IPCC: an update. Assumptions, methodology, and results. Prepared for IPCC Working Group I May 1992.
- Prather, M. (1988). European sources of halocarbons and nitrous oxide: update 1986. J. Atm. Chem., 6, 375 - 406.
- RIVM (1991). Nationale Milieuverkenning 2, 1990 - 2010. Samson, Alphen aan de Rijn.
- RIVM (1993). Nationale Milieuverkenning 3, 1993 - 2015. Samson, Alphen aan de Rijn.
- RIVM (1994). Achtergronddocument bij de MV3 (in voorbereiding).
- Sandnes, H. (1993). Calculated budgets for airborne acidifying components in Europe, 1985, 1987, 1988, 1989, 1990, 1991 and 1992. EMEP-MSC-W-report 1.
- Veldt, C. (1991). Emission of SO_x , NO_x , VOC and CO from East European countries. Atmospheric Environment, 25A, 2683 - 2700.

3. STIKSTOF IN DE MILIEU-COMPARTIMENTEN

3.1 Compartiment lucht

3.1.1 Algemeen

De naar de atmosfeer geloosde stikstofverbindingen veroorzaken een scala van directe en indirecte effecten op mens, dier en vegetatie. Ook leiden deze verbindingen op mondiale schaal tot veranderingen in de atmosfeer, die op hun beurt weer kunnen leiden tot effecten op biota (zie *Figuur 3.1*). Hierna zal in het kort op deze effecten worden ingegaan, waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen geoxydeerde en gereduceerde stikstofverbindingen.

Geoxydeerde stikstofverbindingen (NO, NO₂ en N₂O)

Stikstofdioxyde (NO₂) is een longirriterende stof die bij mens en dier schade kan veroorzaken aan longweefsel. Dit kan optreden bij acute hoge doses, maar ook bij chronische blootstelling aan lagere doses¹. Ook het tijdens atmosferisch-chemische reacties gevormde zure nitraataërosol heeft nadelige effecten op de volksgezondheid. Daarnaast kunnen NO en NO₂ en hun atmosferische reactieproducten directe schade veroorzaken aan materialen, cultuurgooederen en de vegetatie.

NO en NO₂ hebben ook via een indirecte weg nadelige effecten op mens, dier en plant. Ten eerste doordat deze stoffen het ozonniveau op leefniveau beïnvloeden. Blootstelling aan ozon kan leiden tot effecten op de luchtwegen bij mens en dier en kan visuele schade en groeireductie veroorzaken bij gewassen. De beïnvloeding van het ozonniveau door NO en NO₂ vindt plaats langs een tweetal wegen.

Allereerst dragen NO en NO₂ bij aan de fotochemische ozonvorming op leefniveau tijdens zomers weer. Onder dergelijke omstandigheden treedt fotolyse van stikstofdioxyde op, waarbij ozon en stikstofmonoxyde ontstaan. De vorming van ozon via deze fotolyse raakt snel in evenwicht met de ozonafbraak door reactie met stikstofmonoxyde (fotostationair evenwicht). Voor de vorming van extra ozon is het nodig dat stikstofmonoxyde, buiten het fotostationaire evenwicht om, wordt omgezet tot stikstofdioxyde. Hiervoor is de oxydatie van vluch-

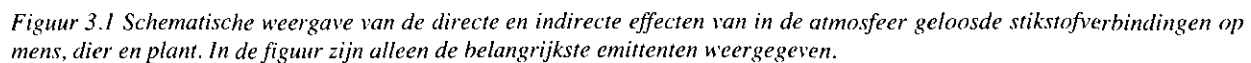
tige organische stoffen van essentieel belang.

Buiten perioden van fotochemische smogvorming wordt de ozonconcentratie op leefniveau bepaald door het ozonniveau in de vrije troposfeer (1-10 km hoogte). NO en NO₂ zijn naast de inmenging van stratosferisch ozon van groot belang voor de ozonvorming in de vrije troposfeer. Ozonvorming uit NO_x treedt op bij concentraties tussen 20 pptv (parts per trillion by volume; 10⁻¹²) en 5-10 ppbv (parts per billion by volume; 10⁻⁹). Bij lagere of hogere NO_x-concentraties treedt juist afbraak van ozon op. In Nederland bevinden we ons in het hogere concentratieregime. Naar schatting zal de mondiale ozonconcentratie met 0.06-0.07% toenemen bij een toename van de NO_x-emissie van 1% (Krol & Van der Woerd, 1993). Deze relatie is sterk geografisch en hoogteafhankelijk. In dit verband gaat speciale aandacht uit naar de NO_x-emissie door vliegverkeer. Hoewel de bijdrage van vliegverkeer aan de mondiale emissie slechts 2% bedraagt, is de bijdrage aan de ozonvorming veel groter (3-12% tussen 8 en 12 km hoogte op het noordelijk halfrond) door de hoogte waarop de emissie plaatsvindt (Beck *et al.*, 1993). Een eenheid NO_x geëmitteerd op kruisvluchthoogte kan een factor 20 effectiever zijn in O₃-productie vergeleken met dezelfde emissie op grondniveau.

Een tweede indirecte weg waarlangs stikstofoxyden leiden tot beïnvloeding van het leefmilieu van mens, dier en plant is via afbraak van de stratosferische ozonlaag. Deze laag bevat ongeveer 90% van al het in de atmosfeer aanwezige ozon en is van groot belang bij het tegenhouden van, voor de biosfeer schadelijke, ultraviolette straling en voor de temperatuuropbouw van de atmosfeer. Door subsoon en in de toekomst mogelijk supersoon vliegverkeer vindt emissie van NO_x in de lage stratosfeer plaats. Modelberekeningen tonen aan dat emissie van NO_x in de lage stratosfeer leidt tot ozonafbraak, in tegenstelling tot de emissie in de troposfeer die, zoals gezegd, juist tot ozonvorming leidt. De afbraak is echter vrij klein (1 tot 2%) doordat NO_x vrij efficiënt wordt verwijderd via heterogene chemische reacties (WMO, 1992).

Ook de emissie van N₂O uit de bodem leidt tot afname van de dikte van de stratosferische ozonlaag. Doordat N₂O niet in de troposfeer wordt afgebroken komt het, met een vertraging van 2-4 jaar, in de stratosfeer. Daar wordt het merendeel door fotolyse omgezet in N₂ en O₂. Een fractie echter (enkele procenten) reageert met O¹D (een zeer reactieve vorm van zuurstof) tot NO. Naast de hiervoor al

¹ Voor een uitgebreidere beschrijving van de effecten van NO₂ op de volksgezondheid wordt verwezen naar paragraaf 4.2.2.



genoemde directe emissie van NO_x in de stratosfeer door subsoon en supersoon vliegverkeer is N_2O de belangrijkste bron van NO_x in de stratosfeer. De relatie tussen NO_x -toename en de afname van de hoeveelheid ozon is een complexe functie van de hoogte in de atmosfeer. Modelberekeningen tonen dat een N_2O -toename van 20% zal leiden tot een afname in de ozonkolom tussen 1.1 tot 2.6%, voornamelijk door afbraak rond 35 km hoogte (WMO, 1985). De bijdrage van N_2O aan de afbraak van de stratosferische ozonlaag is minder dan de bijdrage van actieve Cl- en Br-verbindingen, afkomstig van CFK's en halonen.

Omdat ozon een broeikasgas is, draagt de emissie van NO_x via de ozonvorming in de troposfeer ook bij aan het versterkt broeikaseffect (hierna kortweg broeikaseffect genoemd). De broeikaswerking van ozon is sterk afhankelijk van de hoogte in de atmosfeer, met een maximale werking rondom de tropopauze (10 km). Dit verklaart ook waarom vliegverkeer via NO_x -emissie een relatief sterke invloed kan hebben op de broeikaswerking van de atmosfeer. Berekeningen voor gematigde breedten op het noordelijk halfrond, waar in de periode 1980-1990 een ozontoe name van 10-15% werd waargenomen, tonen aan dat de bijdrage aan de extra stralingsforcering kan oplopen tot 30% (Schwarzkopf & Ramaswamy, 1993). De directe emissie van NO_x in de stratosfeer leidt daarentegen juist door de afbraak van ozon tot een verminderde broeikaswerking van de atmosfeer. N_2O draagt direct bij aan de broeikasproblematiek. De waarde van de 'Global Warming Potential'¹ bedraagt 190 c.q. 270 CO_2 massa-equivalenten voor een periode van 20 respectievelijk 500 jaar. De concentratie van N_2O in de atmosfeer is sinds preïndustriële tijden gestegen met 8% tot 308 ppbv in 1990 (WMO, 1992). De stijging in de laatste decennia bedraagt 0.2-0.3% per jaar overeenkomend met een verschil van 3 tot 4.5 Tg (10^{12}) N per jaar tussen productie en verlies. Het aandeel van N_2O in de toegenomen stralingsforcering in de periode 1980-1990 bedraagt 6%, en volgt daarmee in belang na CO_2 , CH_4 , CFK's en O_3 (IPCC, 1990). Omdat ozon een broeikasgas is, heeft N_2O via beïnvloeding van de dikte van de stratosferische ozonlaag tevens een indirecte broeikaswerking (leidend tot een vermindering van het broeikaseffect).

De depositie van NO en NO_2 en van het bij atmosferische reacties gevormde nitraataërosol draagt bij aan de verzuring en vermisting van bodem en oppervlaktewater. Tevens leidt de depositie van stikstofverbindingen via denitrificatie tot verhoogde emissie van N_2O .

Gereduceerde stikstofverbindingen

Ammoniak is de meest voorkomende basische component in de atmosfeer. Zure atmosferische componenten (bijvoorbeeld HNO_3 en H_2SO_4) in aërosolen of wolkenwater worden door ammoniak geneutraliseerd onder vorming van ammoniumzouten. De depositie van NH_3 en de reactieproducten (samen aangeduid als NH_x) levert een bijdrage aan zowel de vermisting als de verzuring van de bodem. De verzurende werking is het gevolg van de omzetting in de bodem van ammoniak en ammonium in nitraat (nitrificatie) waarbij H^+ gevormd wordt. Directe effecten van ammoniak op planten (o.a. verhoogde vorstgevoeligheid) zijn beschreven door Van der Eerden (1992), maar treden pas op bij hoge concentraties.

Ammoniak levert nauwelijks een bijdrage aan de beïnvloeding van de atmosferische samenstelling op mondiale schaal. Dit is het gevolg van de zeer geringe verblijftijd waardoor ammoniak de vrije troposfeer niet bereikt.

3.1.2 Situatieschets

3.1.2.1 Concentraties

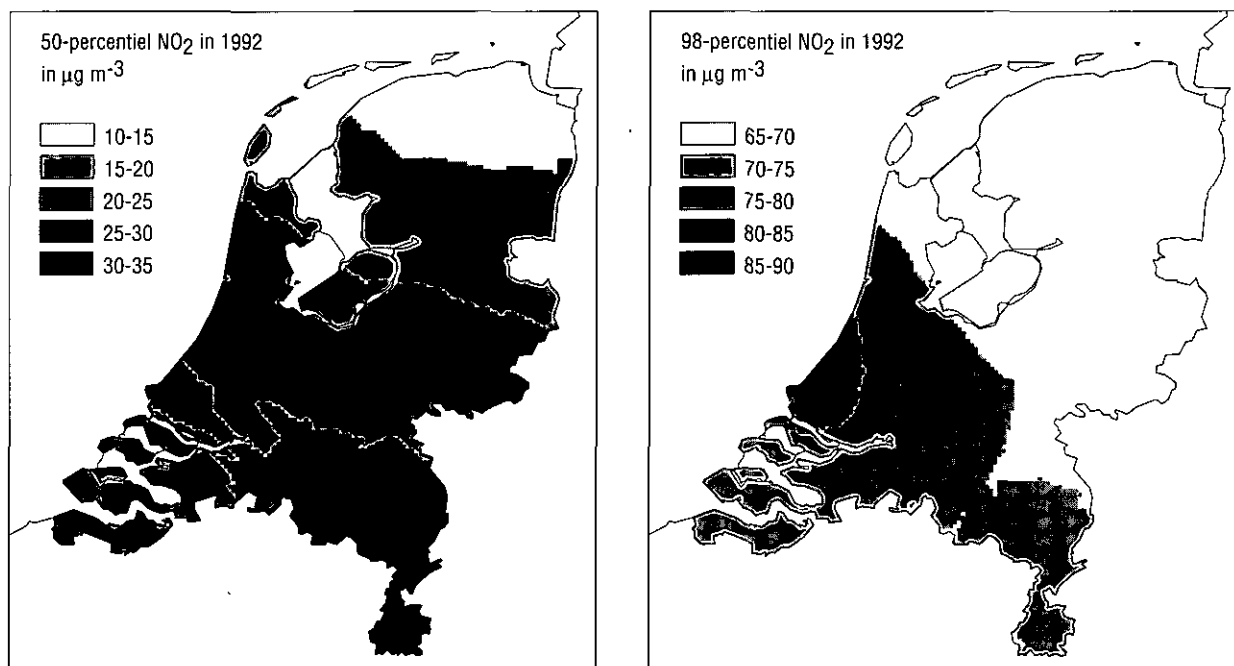
Geoxydeerde stikstofverbindingen

De stations van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) van het RIVM waarop de concentraties van stikstofdioxyde (NO_2) en stikstofoxyden (NO_x) worden gemeten worden onderverdeeld in de categorieën straat-, stads- en regionale stations. De regionale stations geven een indruk van de niveaus zoals die op grotere schaal binnen Nederland voorkomen. De op de stads- en straatstations gemeten concentraties worden representatief geacht voor de situatie in respectievelijk steden en straten in Nederland. De straatstations worden direct belast door de emissie van het verkeer.

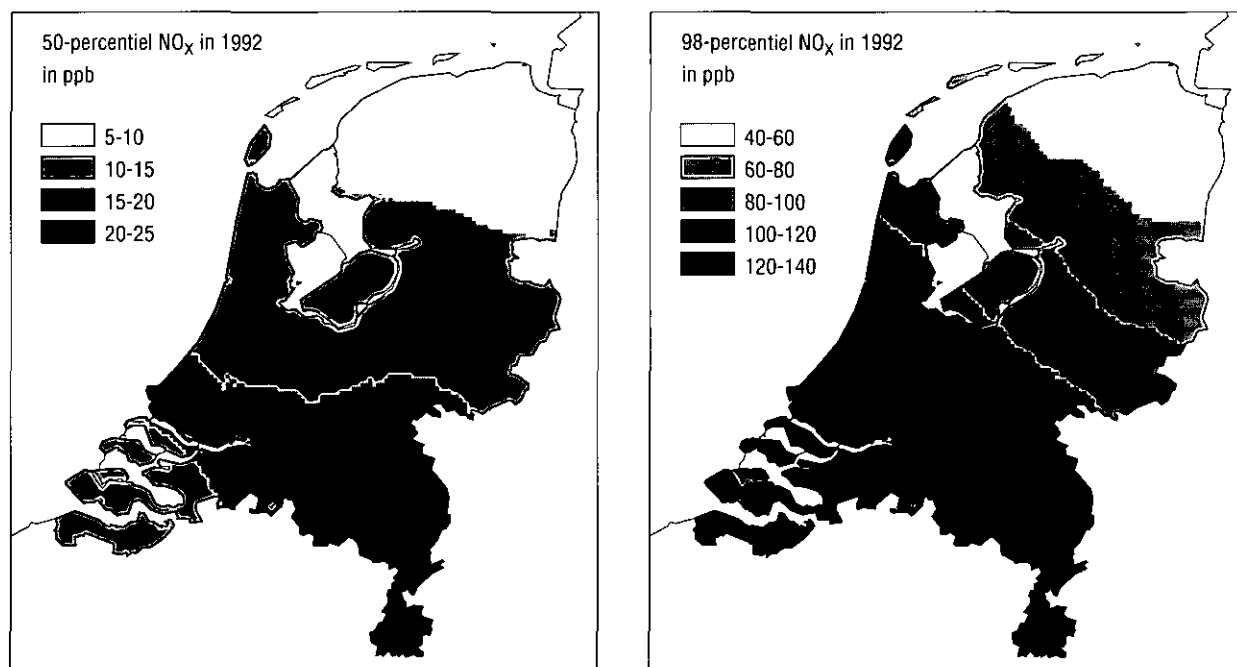
In Tabel 3.1 en 3.2 zijn voor NO_2 en NO_x van een aantal statistische kentallen het gemiddelde, de spreiding en het aantal waarnemingen gegeven per stationscategorie voor het jaar 1992. Duidelijk blijkt dat de hoogste NO_2 - en NO_x -concentraties voorkomen in stedelijke gebieden.

Het 50-percentiel is een maat voor de doorsnee belasting, terwijl het 98-percentiel een indruk geeft van de, vaak onder ongunstige meteorologische omstandigheden, opgetreden piekconcentraties. De ruimtelijke verdeling van het 50- en 98-percentiel wordt gepresenteerd in Figuur 3.2 voor NO_2 en 3.3

¹ Hierin zijn de emissie, de absorptie in het verre infrarood en de atmosferische verblijftijd verdisconteerd.



Figuur 3.2 Ruimtelijke verdeling van (links) het 50-percentiel en (rechts) het 98-percentiel van uurgemiddelde NO₂-concentraties in 1992. Gebaseerd op de gegevens van de regionale stations.



Figuur 3.3 Ruimtelijke verdeling van (links) het 50-percentiel en (rechts) het 98-percentiel van uurgemiddelde NO_x-concentraties in 1992. Gebaseerd op de gegevens van de regionale stations.

Tabel 3.1 De gemiddelde waarde en spreiding voor het jaargemiddelde en het 50- en 98-percentiel van uurgemiddelde NO_2 -concentraties (in $\mu\text{g NO}_2 \text{ m}^{-3}$) in 1992, uitgesplitst naar stationstype.

	regionale stations (n=27)	stads- stations (n=5)	straat- stations (n=12)
jaargemiddelde	25 (15-37)	43 (40- 49)	49 (38- 62)
50-percentiel	22 (12-32)	41 (35- 46)	47 (37- 59)
98-percentiel	67 (50-94)	96 (86-107)	107 (84-147)

Tabel 3.2 De gemiddelde waarde en spreiding voor het jaargemiddelde en het 50- en 98-percentiel van uurgemiddelde NO_x -concentraties (in ppb) in 1992, uitgesplitst naar stationstype.

	regionale stations (n=27)	stads- stations (n=5)	straat- stations (n=12)
jaargemiddelde	21 (11- 35)	43 (38- 50)	90 (56-201)
50-percentiel	13 (7- 21)	29 (23- 34)	68 (40-161)
98-percentiel	98 (47-158)	183 (174-204)	329 (214-629)

voor NO_x . Deze figuren zijn via interpolatie samengesteld op grond van de gegevens van de regionale stations. De invloed van gebieden met hoge emissies, zoals de Randstad en het Roergebied, op de ruimtelijke verdeling is duidelijk zichtbaar.

Stikstofoxiden in lucht reageren na verloop van tijd tot nitraat. Nitraat kan zowel als nitraataërosol als in de vorm van salpeterzuur voorkomen. Beide vormen spelen een rol bij de verzuring. De jaargemiddelde concentratie van nitraataërosol bedroeg in 1992 gemiddeld $5.1 \mu\text{g m}^{-3}$ (gemiddelde van 2 meetpunten).

Tabel 3.3 Percentielwaarden, gemiddelde, maximum en het aantal waarnemingen van de uurgemiddelde NH_3 -concentraties (in $\mu\text{g m}^{-3}$) in 1992.

station	lokatie	p50	p95	p98	gem	max	n
131	Vredepeel	10	51	59	15	123	2023
235	Huijbergen	2	7	9	3	35	2662
538	Wieringerwerf	3	12	16	5	346	2597
540	Leiduin	1	6	10	2	21	1986
633	Zegveld	6	40	60	9	163	3218
722	Eibergen	7	27	46	10	112	2229
734	Lunteren	15	65	82	21	428	1997
928	Witteveen	1	6	7	2	21	2377

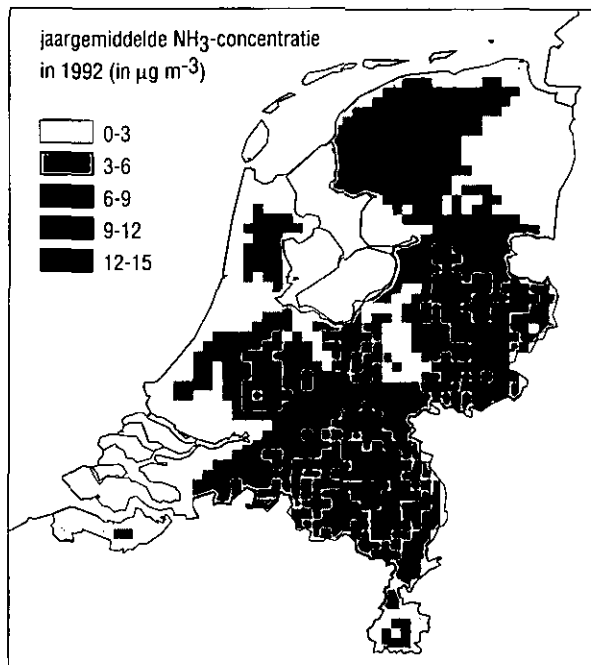
Gereduceerde stikstofverbindingen

In augustus 1992 zijn op acht stations van het LML metingen van NH_3 gestart. In Tabel 3.3 worden een aantal statistische kentallen van de op deze stations gemeten ammoniakconcentraties gepresenteerd. De stations Vredepeel, Lunteren en Eibergen liggen in gebieden met hoge NH_3 -emissies. De metingen op de stations Zegveld en Witteveen geven de voor Nederland gemiddelde situatie weer. De stations Huijbergen, Leiduin en Wieringerwerf zijn zogenoemde achtergrondstations.

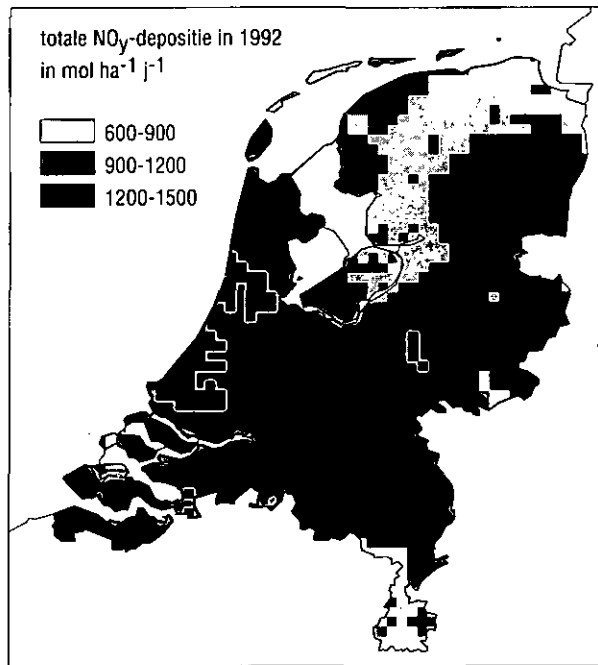
Door de grote ruimtelijke variatie van de ammoniakconcentratie, kan geen landsdekkende uitspraak worden gedaan over de jaargemiddelde ammoniakconcentratie op basis van de concentratie-metingen alléén. Het concentratieveld wordt daarom met een atmosferisch transport- en omzettingsmodel bepaald aan de hand van de ruimtelijke verdeling en de grootte van de ammoniakemissies. Momenteel wordt gewerkt aan een methode om de modeluitkomsten te calibreren met metingen. In Figuur 3.4 wordt de jaargemiddelde NH_3 -concentratie in 1992 gepresenteerd. Ammoniak reageert na verloop van tijd tot ammonium. De jaargemiddelde concentratie van ammoniumaërosol bedroeg in 1992 gemiddeld $3.3 \mu\text{g m}^{-3}$ (gemiddelde van twee meetpunten). Opgemerkt dient te worden dat de twee meetpunten buiten de gebieden met de hoogste emissiedichtheid van ammoniak liggen.

3.1.2.2 Depositie

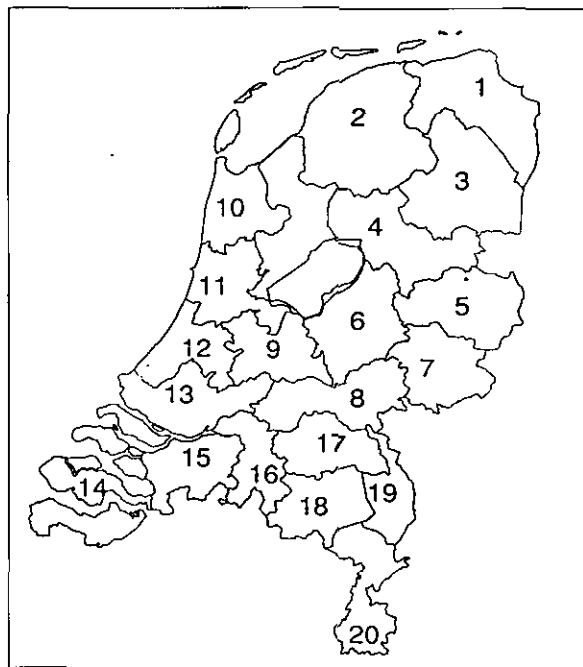
Depositie van stoffen uit de atmosfeer kan plaatsvinden doordat deze stoffen direct vanuit de gasfase of als deeltje op een receptor worden afgezet en/of door de receptor worden geabsorbeerd (droge depositie), of doordat deze stoffen zijn opgenomen in



Figuur 3.4 Ruimtelijke verdeling van de jaargemiddelde NH_3 -concentratie zoals berekend met het TREND-model.



Figuur 3.5 Ruimtelijke verdeling van de NO_y -depositie in 1992.



Figuur 3.6 Ligging van de verzuringsgebieden.

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. Occulte depositie, dit is depositie via mist, speelt in Nederland geen rol van betekenis door de geringe frequentie waarmee mist

optreedt, ondanks de hoge concentratie van diverse stoffen in mist.

Geoxydeerde stikstofverbindingen

De depositie van geoxydeerde stikstofverbindingen (NO_y) omvat de droge depositie van NO , NO_2 , HNO_2 , HNO_3 en NO_3^- -aërosol, alsmede de natte depositie in de vorm van NO_3^- . De droge depositie van NO_y wordt berekend aan de hand van in het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit gemeten concentraties van NO , NO_2 en NO_3^- -aërosol en schattingen van de gemiddelde HNO_3 - en HNO_2 -concentratie over Nederland. De hierbij gehanteerde depositiesnelheid wordt berekend uit uurlijkse metingen van wind en globale straling alsmede gebruikmakend van literatuurgegevens. Een uitgebreide beschrijving van de berekeningsmethode wordt gegeven in Erisman (1991). De natte depositie wordt berekend aan de hand van de waarnemingen op de stations van het Landelijk Meetnet Regenwatersamenstelling.

Gemiddeld over Nederland bedroeg de droge NO_y -depositie in 1992 $670 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. De flux per gebied van $5 \text{ bij } 5 \text{ km}^2$ liep uiteen van ca. $500 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ in noordoost Nederland tot ca. $900 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ in west Nederland. De natte depositieflux bedroeg in 1992 gemiddeld $330 \text{ mol NO}_y \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. De verschillen

¹ Er vindt ook natte depositie van nitriet (NO_2^-) plaats. Zonder speciale voorzorgsmaatregelen wordt nitriet in het regenwatermonster echter snel geoxydeerd tot nitraat en als zodanig gemeten.

Tabel 3.4 Depositie van NO_y , NH_x en totaal stikstof (in $\text{mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) in 1992 per verzuringsgebied en over Nederland gemiddeld.

verzuringsgebied	NO_y			NH_x			totaal N		
	droog	nat	totaal	droog	nat	totaal	droog	nat	totaal
1 Groningen	600	300	890	940	690	1630	1540	990	2500
2 Friesland	640	270	910	1170	590	1760	1810	860	2700
3 Drenthe	580	350	930	1040	680	1720	1620	1030	2700
4 West/NO Overijssel	560	340	890	1280	600	1880	1840	930	2800
5 Zuidoost Overijssel	640	310	960	1800	760	2560	2440	1080	3500
6 NW Gelderland	720	320	1040	1670	620	2280	2390	940	3300
7 Noordoost Gelderland	660	310	960	1850	810	2650	2500	1110	3600
8 Zuid Gelderland	720	330	1050	1520	730	2250	2240	1060	3300
9 Utrecht	720	360	1090	1660	640	2300	2380	1000	3400
10 Noord Noord-Holland	700	380	1080	800	560	1350	1490	940	2400
11 Zuid Noord-Holland+Flevoland	680	380	1060	940	520	1460	1620	900	2500
12 Noord Zuid-Holland	800	390	1190	1290	520	1810	2080	910	3000
13 Zuid Zuid-Holland	750	360	1110	1060	570	1630	1810	940	2700
14 Zeeland	690	280	970	740	610	1340	1430	890	2300
15 West Noord-Brabant	730	360	1090	1270	660	1940	2000	1030	3000
16 Midden Noord-Brabant	690	320	1010	1750	760	2520	2440	1090	3500
17 NO Noord-Brabant	680	310	990	2250	810	3060	2920	1120	4000
18 ZO Noord-Brabant	650	300	960	1950	840	2780	2600	1140	3700
19 Noord Limburg	660	300	960	1760	870	2640	2430	1170	3600
20 Zuid en Midden Limburg	620	260	870	1110	650	1760	1730	910	2600
Nederland gemiddeld	670	320	990	1300	660	1960	1970	980	2900

over Nederland zijn gering. De totale NO_y -depositie, bepaald uit de droge en natte depositie, bedroeg in 1992 landelijk gemiddeld $990 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$, waarvan ca. 70% in de vorm van droge depositie. De ruimtelijke verdeling van de totale NO_y -depositie in 1992 is weergegeven in *Figuur 3.5*. De onzekerheid in de totale NO_y -depositie wordt geschat op ca. 60% voor de waarden per gebied van $5 \times 5 \text{ km}^2$ en op ca. 25% voor Nederland gemiddeld (Erisman, 1991). In *Tabel 3.4* wordt de NO_y -depositie per verzuringsgebied gegeven. De ligging van de verzuringsgebieden is gegeven in *Figuur 3.6*. In 1992 droegen de stikstof-oxyden gemiddeld over Nederland ca. 24% bij aan de totale potentiële zure depositie; de bijdrage aan de totale stikstofdepositie was in dat jaar gemiddeld over Nederland ca. 34%.

Gereduceerde stikstofverbindingen

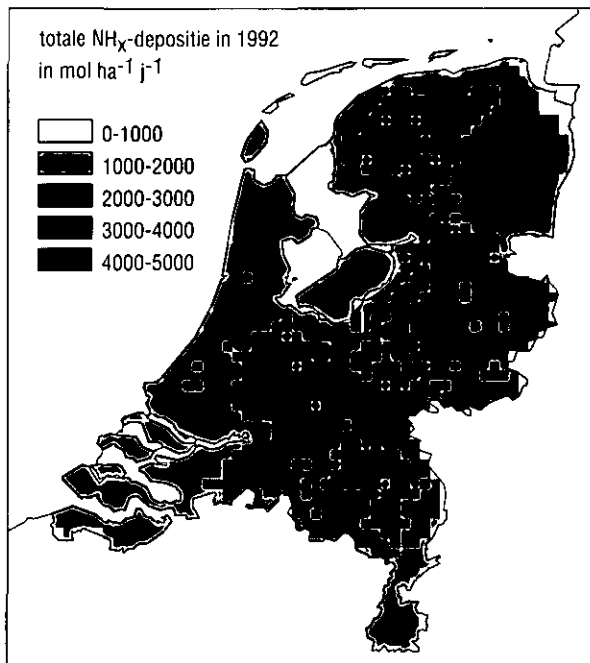
De NH_3 - en NH_4 -concentratievelden, gemiddeld voor 1992, zijn berekend met het TREND-model (Asman & Van Jaarsveld, 1990, 1992). De ruimtelijke verdeling van de NH_3 -concentratie is weergegeven in *Figuur 3.4*. De modelresultaten voor de 8 lokaties waar ammoniak wordt gemeten, komen in redelijke mate overeen met het gemiddelde van de metingen in de periode september 1992 tot en met augustus 1993;

de resultaten van deze berekeningen zijn echter nog niet definitief getoetst aan uit metingen afgeleide concentraties omdat voor een te korte periode in 1992 meetresultaten beschikbaar zijn.

De landelijk gemiddelde droge NH_x -depositie in 1992 bedroeg $1300 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (zie ook RIVM, 1993a). De hoogste droge depositie is berekend voor het verzuringsgebied noordoost Noord-Brabant, namelijk $2250 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Ten opzichte van 1991¹ is de landelijk gemiddelde droge NH_x -depositie met 23% gedaald. De grootste daling heeft zich voorgedaan in het verzuringsgebied noordoost Noord-Brabant: ruim $750 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. De substantiële reductie van de ammoniakemissie uit dierlijke mest (25% ten opzichte van 1991) ligt hoofdzakelijk aan de vermindering van de droge ammoniakdepositie ten grondslag. De landelijk gemiddelde natte depositie in 1992 bedroeg $650 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. In 1991 was dit $530 \text{ mol NH}_x \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$.

De landelijk gemiddelde totale NH_x -depositie bedroeg in 1992 ca. $1950 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$, waarvan ca. 65% in de vorm van droge depositie. De ruimtelijke

¹ De in het Jaaroverzicht 1991 (RIVM, 1992b) gegeven schattingen van de droge NH_x -depositie voor 1990 en 1991 zijn aan de hand van medio 1992 beschikbaar gekomen gedetailleerde emissiebestanden bijgesteld (zie Van der Hoek, 1994 en RIVM, 1993a).



Figuur 3.7 Ruimtelijke verdeling van de NH_x -depositie in 1992.

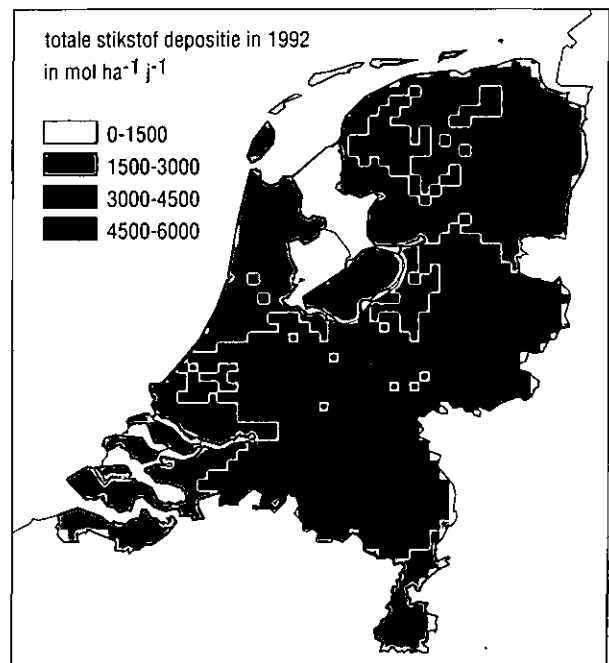
verdeling van de totale NH_x -depositie in 1992 is weergegeven in *Figuur 3.7*. Hoge NH_x -depositie treedt op in de Peel, de Achterhoek en de Gelderse vallei. Voor een groot deel wordt dit verklaard door de hoge NH_3 -emissie in deze gebieden. In *Tabel 3.4* wordt de totale NH_x -depositie per verzuringsgebied gegeven.

In 1992 droegen de gereduceerde stikstofverbindingen gemiddeld over Nederland *ca.* 47% bij aan de totale potentiële zure depositie; de bijdrage aan de depositie van totaal-stikstof was in dat jaar gemiddeld over Nederland *ca.* 66%.

Totaal stikstof (exclusief organisch stikstof)

In *Figuur 3.8* is de ruimtelijke verdeling van de totale depositie van stikstofverbindingen in 1992 gegeven. Gemiddeld over Nederland bedroeg de totale N-depositie $2900 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. De hoogste depositiewaarden treden op in gedeelten van Overijssel, Gelderland, Noord-Brabant en Limburg met waarden tussen 3500 en $4000 \text{ mol N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. De hoge N-depositie is vooral aan een verhoogde NH_x -depositie toe te schrijven. Gemiddeld vindt de N-depositie voor *ca.* 65% plaats in de vorm van NH_x ; in gebieden met verhoogde N-depositie loopt de bijdrage van NH_x op tot *ca.* 75%. Lokaal kan deze bijdrage nog hoger liggen. De totale stikstof-depositie per verzuringsgebied wordt gegeven in *Tabel 3.4*.

De bijdrage van totaal stikstof aan de totale potentiële zure depositie bedroeg in 1992 gemiddeld over Nederland *ca.* 70%.



Figuur 3.8 Ruimtelijke verdeling van de totale N-depositie in 1992.

3.1.2.3 Kwaliteitsdoelstellingen

Geoxydeerde stikstofverbindingen

De in 1992 waargenomen concentraties van stikstofdioxide zijn getoetst aan Nederlandse (Staatsblad, 1987), en Europese kwaliteitsdoelstellingen (EG, 1985) alsmede aan gezondheidskundige richtlijnen van de WHO (WHO, 1987). Voor stikstofdioxide in zijn algemeenheid zijn geen kwaliteitsdoelstellingen geformuleerd. De waarnemingen gedaan op in totaal 44 stations zijn aan de hiervoor genoemde doelstellingen getoetst. Hierna worden deze 44 stations besproken. Overschrijding van de Nederlandse grenswaarde voor het 98-percentiel en het 99.5-percentiel van uurgemiddelde NO_2 -concentraties (resp. 135 en $175 \mu\text{g m}^{-3}$) is alleen waargenomen op straatstation 637 (Utrecht-Wittevrouwenstraat). Voor dit station bedroeg het 98- en 99.5-percentiel resp. 147 en $180 \mu\text{g m}^{-3}$. Voor station 637 geldt echter de uitzonderingsgrenswaarde voor het 98-percentiel ($150 \mu\text{g m}^{-3}$). Deze is niet overschreden. Het station Wittevrouwenstraat is gelegen in een drukke smalle straat met aan weerszijden bebouwing in een grotere stad. Het station wordt representatief geacht voor *ca.* 100 vergelijkbare straten in Nederland. Op grond van modelberekeningen wordt aangenomen dat de grens-

¹ De voor station 637 berekende percentielen voldoen, door een lange periode met uitval in juli, niet aan de in de AMvB gestelde eisen ten aanzien van de maximaal toegestane uitval van waarnemingen.

waarde voor het 98-percentiel in 1992 langs ca. 350 km weg in grote steden is overschreden (RIVM, 1994). Voor dit type straten geldt tot 2000 echter de uitzonderingsgrenswaarde voor het 98-percentiel ($150 \mu\text{g m}^{-3}$). De uitzonderingsgrenswaarde is op station Utrecht-Wittevrouwenstraat niet overschreden.

Zowel de Nederlandse richtwaarde voor het 50-percentiel als de richtwaarde voor het 98-percentiel is op alle stads- en straatstations overschreden. Daarnaast is ook op ca. 30% van de regionale stations de richtwaarde voor het 50-percentiel overschreden. De richtwaarde voor het 98-percentiel is slechts op 2 regionale stations overschreden. Beide stations liggen in de nabijheid van een stedelijke omgeving.

Overschrijding van de EG-grenswaarde voor het 98-percentiel van uurwaarden ($200 \mu\text{g m}^{-3}$) is op geen enkel station waargenomen. De EG-richtwaarde voor het 50-percentiel van uurwaarden ($50 \mu\text{g m}^{-3}$) is alleen op een drietal straatstations overschreden. Het 50-percentiel op deze stations bedroeg resp. 51, 59 en $56 \mu\text{g m}^{-3}$. Op een van deze stations (Utrecht-Wittevrouwenstraat) is tevens de EG-richtwaarde voor het 98-percentiel ($135 \mu\text{g m}^{-3}$) overschreden. Het 98-percentiel voor dit station bedroeg $147 \mu\text{g m}^{-3}$.

Overschrijding van de WHO-richtlijn voor het 24-uursmaximum ($150 \mu\text{g m}^{-3}$) is op één dag waargenomen op het straatstation Utrecht-Wittevrouwenstraat ($164 \mu\text{g m}^{-3}$). Overschrijding van de richtlijn voor het 1-uursmaximum ($400 \mu\text{g m}^{-3}$) is niet waargenomen.

Gereduceerde stikstofverbindingen

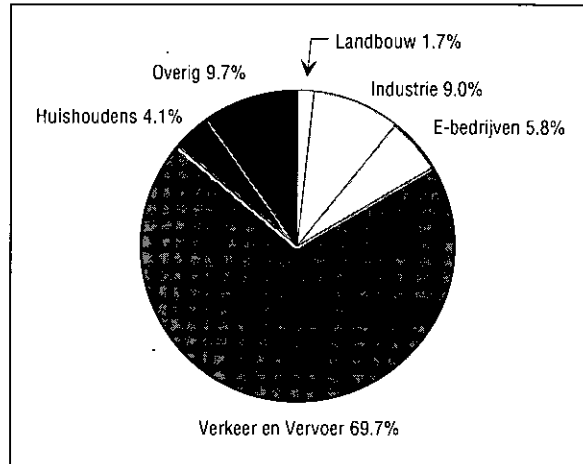
Er zijn geen kwaliteitsdoelstellingen voor de concentratie en depositie van gereduceerde stikstofverbindingen.

Totaal stikstof

De depositiedoelstelling voor totaal stikstof (NO_y en NH_x) bedraagt $1600 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ voor het jaar 2000 en $1000 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ voor het jaar 2010 (Bestrijdingsplan Verzuring, 1989). *Figuur 3.8* en

Tabel 3.5 De bijdragen (in %) van de verschillende doelgroepen aan het Nederlandse aandeel in de NH_x -depositie in 1991. De bijdragen zijn berekend met het TREND-model (Asman & Van Jaarsveld, 1990).

doelgroep	bijdrage NH_x
landbouw	94
dierlijke mest	89
toepassing kunstmest	5
industrie	1
huishoudens	5



Figuur 3.9 Bijdrage (%) van de verschillende doelgroepen aan het Nederlandse aandeel in de NO_y -depositie in Nederland. E-bedrijven staat voor elektriciteitsproduktiebedrijven.

Tabel 3.4 laten zien dat de depositie in het grootste gedeelte van Nederland nog ruim boven deze doelstellingen ligt.

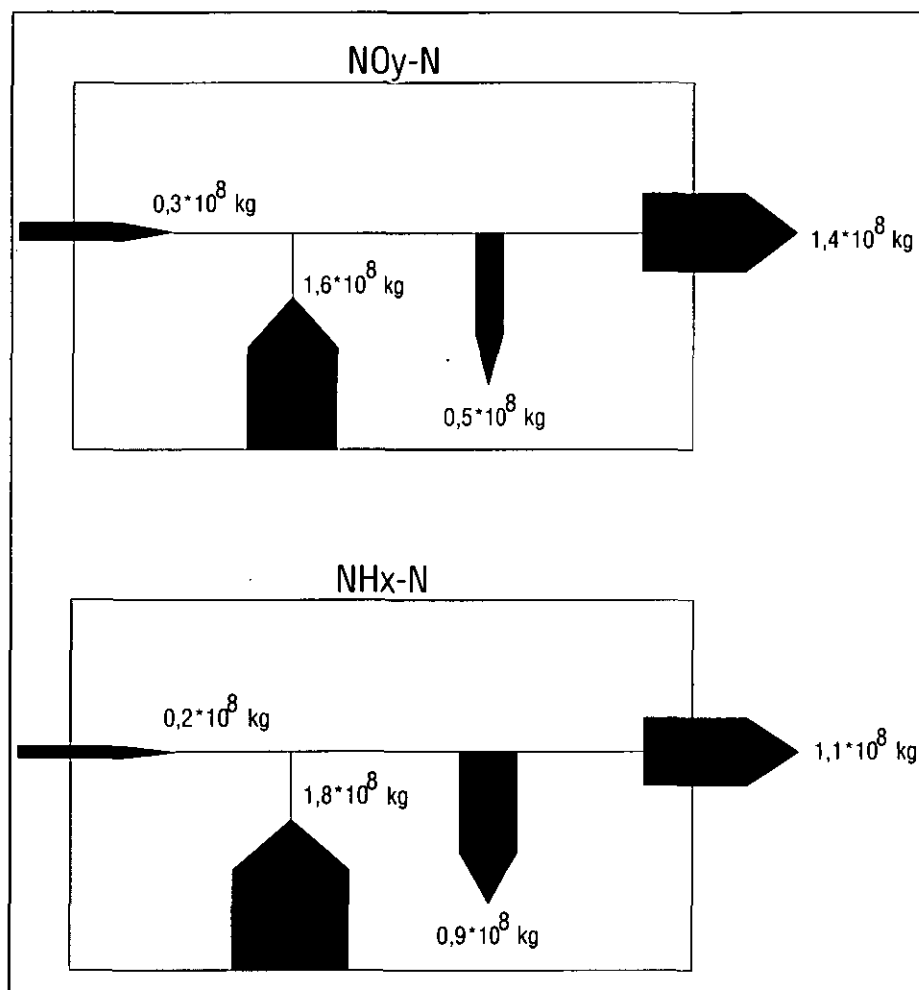
3.1.3 Herkomst en toedeling naar doelgroep

Geoxydeerde stikstofverbindingen

Berekeningen met het DAS-model (Olsthoorn & De Leeuw, 1988) laten zien dat de bijdrage van het buitenland aan de totale NO_y -depositie gemiddeld over Nederland en voor een gemiddeld meteorologisch jaar ca. 60% bedraagt, uitgaande van NO_x -emissies voor het jaar 1990. Met hetzelfde model is de bijdrage van de onderscheiden doelgroepen aan het Nederlandse aandeel in de NO_y -depositie berekend (zie *Figuur 3.9*).

Gereduceerde stikstofverbindingen

Met het DAS-model is berekend dat de buitenlandse bijdrage aan de NH_x -depositie in Nederland in 1990 gemiddeld ca. 20% bedroeg. Deze lage bijdrage is te verklaren uit de relatief hoge emissiedichtheid in Nederland en het feit dat een groot deel van de in Nederland geëmitteerde ammoniak dichtbij de bron deponiert. In *Tabel 3.5* zijn de bijdragen van de verschillende doelgroepen aan het Nederlandse aandeel in de NH_x -depositie gegeven, zoals voor 1991 berekend met het TREND-model.



Figuur 3.10 Stikstofbalans voor het Nederlandse luchtcompartiment, afzonderlijk voor $\text{NO}_y\text{-N}$ en $\text{NH}_x\text{-N}$. De dikte van de pijlen reflecteert de grootte van de massastromen. De getallen voor depositie en import uit buitenland zijn berekend met het DAS-model met emissiegegevens van 1990, uitgaande van lange-termijn-meteorologische omstandigheden.

Totaal stikstof

Uit de bijdragen van het buitenland aan de $\text{NO}_y\text{-N}$ en de $\text{NH}_x\text{-N}$ -depositie en uit de verhouding van de $\text{NO}_y\text{-N}$ en de $\text{NH}_x\text{-N}$ -depositie kan worden berekend dat het buitenland gemiddeld over Nederland ca. 30% bijdraagt aan de totale stikstofdepositie.

3.1.4 Massabalans voor Nederland

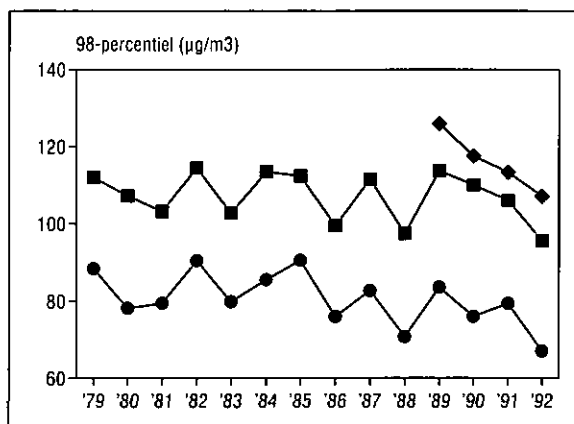
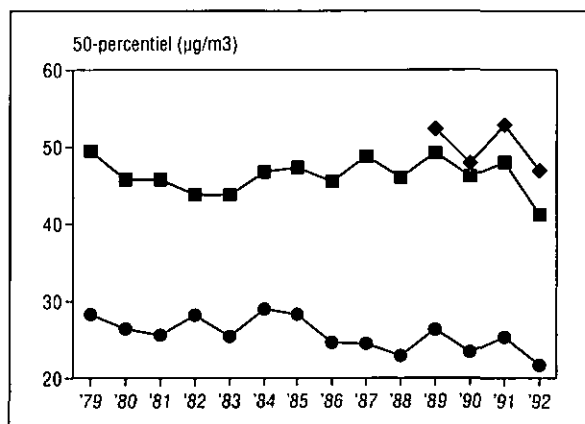
Uit de emissie van NO_x en NH_3 in 1990, de met het DAS-model berekende $\text{NO}_y\text{-N}$ en $\text{NH}_x\text{-N}$ -depositie in 1990 en de buitenlandse bijdrage aan deze depositie laat zich de in Figuur 3.10 getoonde stikstofbalans opstellen. Zowel voor $\text{NO}_y\text{-N}$ als voor $\text{NH}_x\text{-N}$ is Nederland een netto exporteur.

3.1.5 Ontwikkeling in de tijd

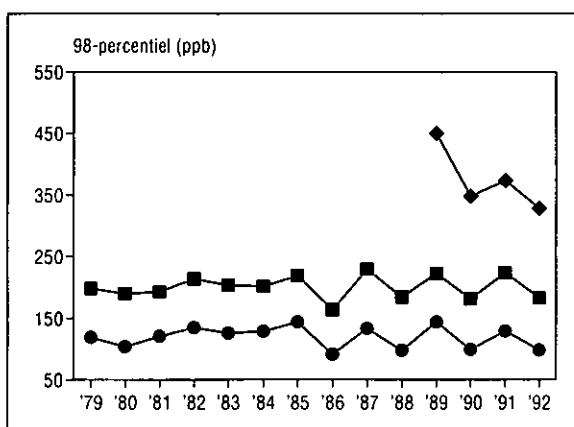
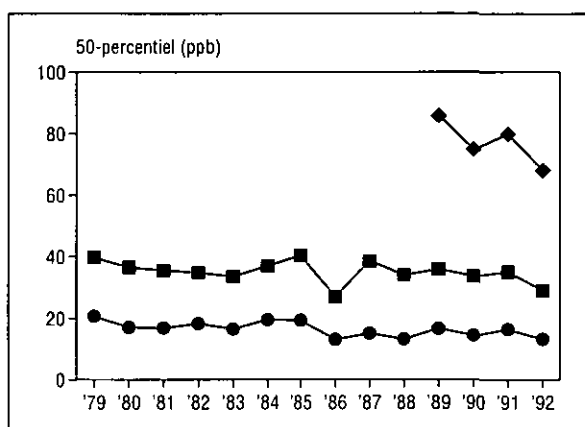
Geoxydeerde stikstofverbindingen

Het verloop van het gemiddelde 50- en 98-percentiel (op basis van uurgemiddelden) in de periode 1979-1992 is gegeven in Figuur 3.11 voor NO_2 en Figuur 3.12 voor NO_x . Het gemiddelde is berekend voor de regionale stations, de stadsstations en de straatstations. Het aantal straatstations is pas vanaf 1989 voldoende om een representatief gemiddelde te berekenen.

Met name het 98-percentiel van NO_2 voor straatstations lijkt een dalende trend te vertonen. Alhoewel de van jaar tot jaar variërende meteorologische omstandigheden grote fluctuaties in de concentraties kunnen veroorzaken (Van Jaarsveld, 1990), is het toch waarschijnlijk dat een reductie van de emissie hieraan ten grondslag ligt, gezien de continu dalende



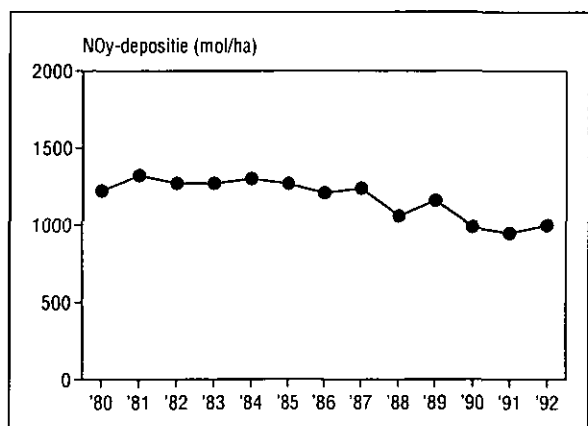
Figuur 3.11 Verloop van (links) het gemiddelde 50-percentiel en (rechts) het gemiddelde 98-percentiel van uurgemiddelde NO_2 -concentraties in de periode 1979-1992. (●) regionaal; (■) stad; (◆) straat.



Figuur 3.12 Verloop van (links) het gemiddelde 50-percentiel en (rechts) het gemiddelde 98-percentiel van uurgemiddelde NO_x -concentraties in de periode 1979-1992. (●) regionaal; (■) stad; (◆) straat.

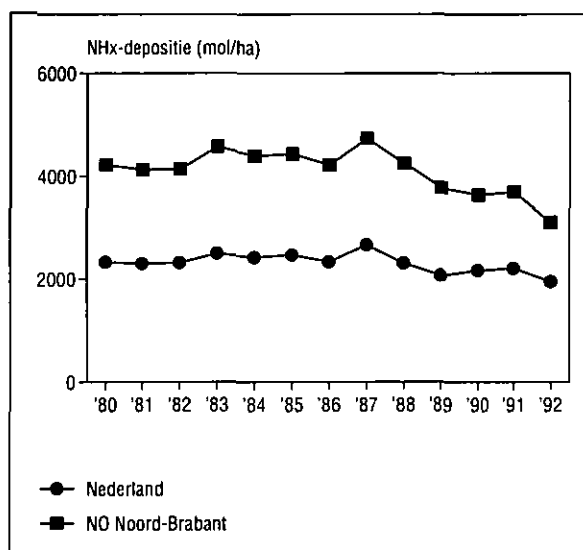
lijn sinds de invoering van de katalysator. De ontwikkeling van de over Nederland gemiddelde NO_y -depositie in de periode 1980-1992 is weergegeven in Figuur 3.13. De NO_y -depositie is ten opzichte van 1980 met ca. 18% gedaald.

Figuur 3.13 Ontwikkeling van de voor Nederland gemiddelde NO_y -depositie in de periode 1980-1992.

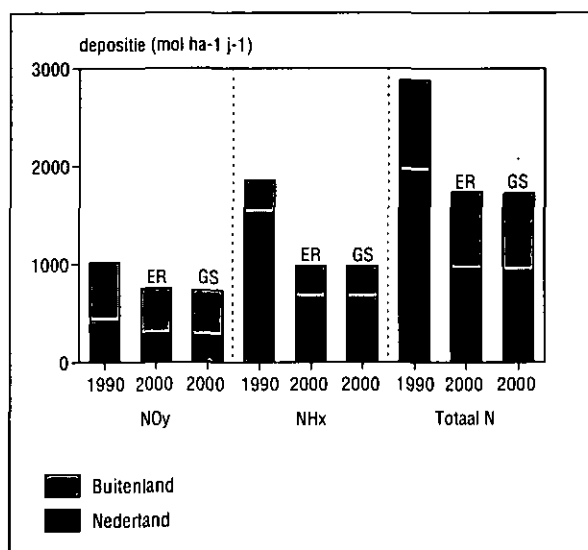


Gereduceerde stikstofverbindingen

De ontwikkeling van de landelijk gemiddelde NH_x -depositie in de periode 1980-1992 is weergegeven in Figuur 3.14. Tot 1987 lag de totale NH_x -depositie op een vrij constant niveau. Daarna is een dalende lijn ingezet die in 1990 en 1991 is onderbroken, vanwege de in die jaren ongunstige meteorologische omstandigheden. In 1992 is de depositie, met name de droge depositie (niet getoond in figuur) sterk gedaald. Een substantiële reductie van de dierlijke emissie (25% ten opzichte van 1991) ligt hieraan ten grondslag. In Figuur 3.14 is eveneens het verloop van de totale NH_x -depositie in het verzuringsgebied noordoost Noord-Brabant gepresenteerd. In vergelijking met het landelijk gemiddelde lijkt zich in dit gebied de laatste jaren een meer uitgesproken afnemende trend voor te doen. Dit heeft mogelijk zijn oorzaak in mesttransporten. Daarnaast zullen emissie-reducerende maatregelen het meeste effect sorteren in gebieden met hoge emissie.



Figuur 3.14 Ontwikkeling van de voor Nederland en noordoost Noord-Brabant gemiddelde NH_x -depositie in de periode 1980-1992.



Figuur 3.16 Depositie van NO_y , NH_x en totaal stikstof in 1990 en de prognose voor 2000 bij een tweetal emissie-scenario's (ER-en het 'Global Shift'-scenario uit de Nationale Milieuverkenning 3). De deposities zijn berekend met het DAS-model.

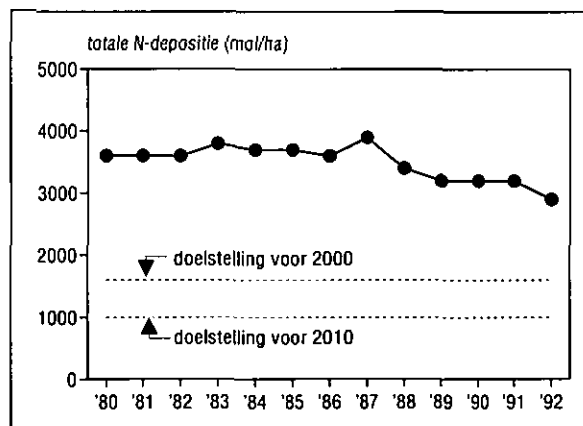
Totaal stikstof

Het in *Figuur 3.15* weergegeven verloop over de periode 1980-1992 laat zien dat de N-depositie tot 1987 op een vrijwel constant niveau lag. Daarna begon zich een dalende lijn af te tekenen. Ten opzichte van 1980 is de depositie met ongeveer 20% gedaald.

3.1.6 Prognose

Met het DAS-model is een schatting gemaakt van de NO_y - en NH_x -depositie op Nederland voor het jaar

Figuur 3.15 Ontwikkeling van de voor Nederland gemiddelde totale N-depositie in de periode 1980-1992.



2000. Hierbij zijn dezelfde emissiescenario's gehanteerd als in de Nationale Milieuverkenning 3 (RIVM, 1993b). Dit is voor Nederland het 'European Renaissance'-scenario en het 'Global shift'-scenario en voor het buitenland de momenteel bij de ECE aangemelde reductieplannen ('Current Reduction Plans'). De resultaten van deze berekeningen worden getoond in *Figuur 3.16*. De prognose is dat met name de NH_x -depositie de komende jaren zal dalen tot een niveau van ca. 1000 mol ha⁻¹ j⁻¹ in 2000. Deze daling komt voornamelijk door in Nederland genomen en nog te nemen maatregelen tot stand. De NO_y -depositie zal naar verwachting minder veranderen. Voor 2000 wordt een niveau van ca. 800 mol ha⁻¹ j⁻¹ verwacht tegen ca. 1000 mol ha⁻¹ j⁻¹ in 1990 (berekend met DAS-model). Nederland en het buitenland dragen gelijkelijk aan deze vermindering bij. Door de vermindering van de NH_x -depositie neemt ook de depositie van totaal stikstof af. Voor 2000 wordt een niveau van ca. 1700 mol ha⁻¹ j⁻¹ verwacht tegen ca. 2900 mol ha⁻¹ j⁻¹ in 1990 (berekend met DAS-model). De verwachting voor 2000 is nog altijd net boven de depositiedoelstelling voor het jaar 2000 (1600 mol ha⁻¹ j⁻¹). Tot slot kan nog worden opgemerkt dat met betrekking tot vermessing de twee voor Nederland gehanteerde scenario's weinig verschil uitmaken.

3.2 Compartiment bodem

3.2.1 Natuur- en bosgebieden

3.2.1.1 N-kringloop in terrestrische ecosystemen

De vereenvoudigde N-kringloop voor het compartiment bodem is in *Figuur 3.17* schematisch weergegeven. De aanvoer van N vindt plaats in de vorm van atmosferische depositie en fixatie door bodembacteriën. De afvoer vindt plaats in de vorm van verliezen naar de atmosfeer (NH_3 -vervluchtiging en emissie van N_2 en N_2O als gevolg van denitrificatie) en naar het grondwater (voornamelijk als NO_3^-). In de bodem vindt zowel mineralisatie van organisch gebonden N plaats als vastlegging (immobilisatie). Wanneer de immobilisatie groter is dan de mineralisatie, is er sprake van vastlegging. Als de mineralisatie overheerst treedt er afbraak op.

In ecosystemen van koude en gematigde klimaatzones is een groot deel (20 - 80%) van de voedingsstoffen vastgelegd in de organische lagen (strooisel) en de humus in de minerale horizont. Bodemfauna speelt een belangrijke katalyserende rol bij de afbraak van het organische materiaal en de gelijktijdige mineralisatie van essentiële voedingsstoffen. Uit voedselwebstudies en modelberekeningen is komen vast te staan dat de bodemfauna verantwoordelijk is voor 30 tot 40% van de stikstofmineralisatie (Hunt *et al.*, 1987; Verhoef & Brussaard, 1990; De Ruiter *et al.*, 1993). In kwantitatieve zin lijken vooral ééncelligen en nematoden van belang. Zonder de predatoren van deze organismen (o.a. regenwormen, springstaarten) ontstaat er echter een onvolledige voedselwebstructuur en vindt geen optimale recycling plaats. De vegetatie onttrekt de aldus vrijgekomen voedingsstoffen vervolgens via de plantewortels aan de bodem voor de productie van biomassa (zowel in

Tabel 3.6 Karakteristieken van de N-kringloop in een loofbos op zandgrond. Lokatie: Tenkink-bos Winterswijk (Tietema, 1992). N-voorraden en N-stromen zijn weergegeven in kg ha^{-1} .

vegetatie	eiken/beukenbos
leeftijd	110/55 jaar
N-voorraad in strooisel/humuslaag	1040
N-toevoer (depositie)	47 (NH_4 34; NO_3 13)
N-opname vegetatie	132
N retour via blad-/strooiselval	94
N retour via wortels	19
mineralisatie	115
uitspoeling	10 (NH_4 1; NO_3 9)

bovengrondse als in ondergrondse delen). Een deel hiervan komt door afsterven (blad, strooisel) weer terug op de bodem en kan worden geïmmobiliseerd dan wel gemineraliseerd.

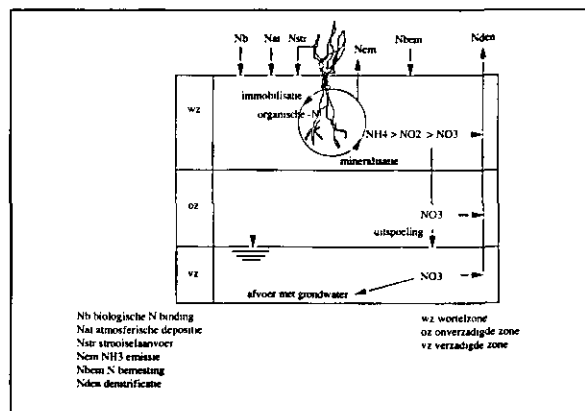
In geval van productiebos wordt een deel van de in het hout vastgelegde N aan het systeem onttrokken. In het algemeen geldt dat de N-fluxen klein zijn ten opzichte van de voorraad in de bodem.

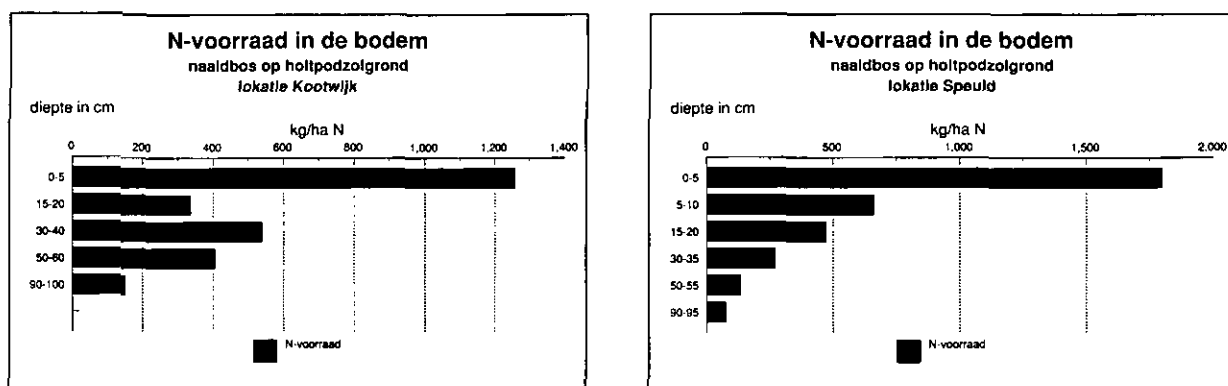
In natuurlijke, niet-beïnvloede bosesystemen, is N de beperkende factor voor de groei (Tietema, 1992). Door de toegenomen N-depositie in de laatste decennia is dit veranderd en is het N-tekort overgegaan in een N-surplus (Mohren, 1991). In dit verband wordt gesproken van N-verzadigde bosesystemen, hetgeen op verschillende manieren gedefinieerd kan worden: als een ecosysteem waarin de beschikbaarheid aan anorganisch N de N-behoefte van planten en micro-organismen te boven gaat of als een ecosysteem waarbij de afvoer groter is dan de aanvoer (Tietema, 1992). Een illustratie van N-stromen in loofbos op arme zure zandgrond is het bos dat in *Tabel 3.6* is weergegeven. De N-aanvoer uit de lucht is hier gemiddeld voor Nederlandse begrippen namelijk 47 kg ha^{-1} . Op deze lokatie bedraagt de uitspoeling ca. 21% (10 kg ha^{-1}). In paragraaf 4.1.1 worden de effecten op terrestrische ecosystemen behandeld.

3.2.1.2 N-belasting

De N-binding uit de lucht treedt met name op in niet-bemeste graslanden en in bosvegetaties met els en gagel (tot ca. 25 kg ha^{-1}). De N-depositie is beschreven in paragraaf 3.1. Deze bedroeg in 1992 gemiddeld ca. $41 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ ($2900 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$). Binnen Nederland is sprake van grote regionale en lokale verschillen in depositie. Voor de regionale verdeling wordt verwezen naar *Figuur 3.8* in die paragraaf.

Figuur 3.17 De N-kringloop voor het bodemcompartiment.





Figuur 3.18 Het verloop van de N-voorraad met de diepte in twee boslokaties.

3.2.1.3 N in de bodem van natuur- en bosterreinen

In de bodem komt N in verschillende vormen voor: als organisch gebonden N in de strooisellaag en de minerale bodem, als ammonium en nitraat in oplossing in de waterfase en in de gasfase als ammoniak, stikstofgas dan wel lachgas. Over de hoeveelheid en samenstelling van de gasfase zijn weinig gegevens beschikbaar. De meeste gegevens over N-voorraden in de bodem van bos- en natuurterreinen hebben betrekking op bosgebieden en heidevegetaties. In Tabel 3.7 is de voorraad N in de bovenste 30 cm van de bodem (alleen minerale laag) weergegeven van 147 bosopstanden in kalkloze zandgronden in het midden, noorden, oosten en zuiden van het land. Het betreft hier mediaanwaarden van de N-voorraad, het N-gehalte en de organische-stofvoorraad van de bodem (Leeters & De Vries, 1992). De N-voorraad is duidelijk gekoppeld aan de organische-stofvoorraad van de bodem. Deze is het laagst bij duinvaaggronden en het hoogst bij beekerdgronden.

Het verloop van de N-voorraad met de diepte kan worden geïllustreerd met Figuur 3.18 voor de boslokaties Speuld en Kootwijk die in het kader van het verzuringsonderzoek intensief zijn onderzocht. De N-voorraad die in organische stof aanwezig is neemt sterk af met toenemende diepte. Dit hangt eveneens

samen met de afname van de organische-stofgehalten met groter wordende diepte.

Een maat voor het N-gehalte van de bodem is het C/N-quotiënt van de organische stof. Omdat het organisch-koolstofgehalte van organische stof ongeveer 50% bedraagt, betekent een hoog quotiënt een laag N-gehalte. De meeste bodemeenheden hebben een C/N-waarde die tussen 10 en 15 ligt. Kleigronden zijn rijk aan stikstof en hebben een C/N-waarde van 8-10. Zandgronden (podzolen) hebben een waarde groter dan 20. In zandgronden zijn de C/N-quotiënten groter bij bosbodems dan bij agrarisch gebruikte bodems. Dit geldt met name voor naaldbos. Onder naaldbos is dit quotiënt meestal groter dan 20 (De Vries, 1994).

In het kader van bodemecologisch onderzoek bij het RIVM is in 1990 op een 30-tal plaatsen onder meer de hoeveelheid N bepaald die in de bovenste 10 cm minerale bovengrond voorkomt. Het betreft hier bodemonsters van 16 boslokaties (13 loofbos en 3 naaldbos) op zandgrond. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 3.8. Hoewel de minerale N-hoeveelheden in de bodem aan sterke seizoensfluctuaties onderhevig zijn illustreren de cijfers uit Tabel 3.8 dat de stikstof in bosbodems voor meer dan 95% uit organische N bestaat. De hoogste waarden werden gevonden in berkenbroekbos. Deze stikstof is niet

Tabel 3.7 Mediaanwaarden van N-voorraad, N-gehalte en organische-stofvoorraad in de bodem (0-30 cm) van 147 bosopstanden (naaldbos en loofbos) op zandgrond.

bodemtype	N-gehalte (%)	N-voorraad (kg ha ⁻¹)	organische-stofvoorraad (kg ha ⁻¹)
duinvaag	2.2	1545	70.000
holtpodzol	1.9	2727	126.000
veldpodzol	1.9	3425	182.000
enkeerd	2.7	3760	143.000
beekerd	2.1	5555	218.000

Tabel 3.8 Voorkomen van N in de minerale bovengrond (dikte 10 cm) van bosterreinen op zandgrond (Van den Berg et al., 1990).

totaal N (range)	100-30000 kg ha ⁻¹
gemiddeld	2600 kg ha ⁻¹
gemiddeld naaldbos	410 kg ha ⁻¹
gemiddeld loofbos	2865 kg ha ⁻¹
gemiddeld percentage anorganisch-N	0.8%
gemiddeld percentage organisch-N	99.2%

Tabel 3.9 Mediane nitraat-N- en ammonium-N-concentraties in het bodemvocht op 2 diepten van 147 bosopstanden in het zandgebied (kalkarme zandgronden) alsmede mediane NH_4/NO_3 -ratio's. Concentraties in mg N l^{-1} ; ratio's in mol mol^{-1} (bron: W. de Vries, persoonlijke mededeling).

bostype	0-30 cm			60-100 cm		
	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	NH_4/NO_3 (mol mol^{-1})	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	NH_4/NO_3 (mol mol^{-1})
eik	7.9	1.8	0.25	3.6	1.0	0.25
beuk	2.8	1.9	0.74	2.4	1.3	0.57
Corsicaanse den	3.8	2.8	0.74	4.2	1.4	0.32
grove den	6.6	2.5	0.42	7.4	1.4	0.18
larix	8.7	3.2	0.49	6.7	1.3	0.19
Douglas spar	15.0	8.8	0.64	17.9	1.4	0.07
fijspar	6.9	6.9	1.30	8.5	1.3	0.24

direct voor plantengroei beschikbaar. Planten nemen stikstof alleen in anorganische vorm op. Door mineralisatie van organische stof wordt ammonium-stikstof gevormd dat vervolgens kan worden geoxydeerd tot nitraat (nitrificatie).

3.2.1.4 N-componenten in bodemvocht

Bij de bovengenoemde boskartering uit 1989/1990 op 147 boslokaties in de zandgebieden (kalkarme zandgronden) zijn analyses van het bodemvocht uitgevoerd. Uit deze cijfers kan de verdeling tussen ammonium en nitraat afgeleid worden welke is vermeld in Tabel 3.9 (W. de Vries, persoonlijke mededeling).

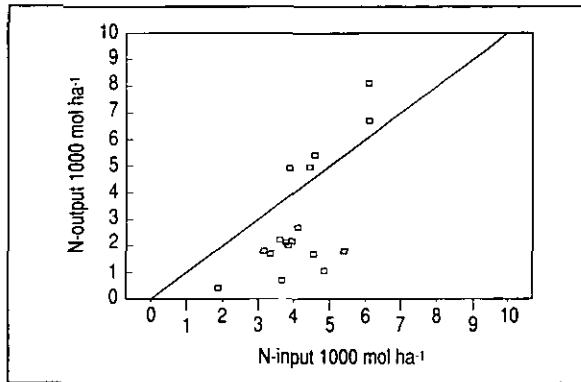
Nitraat is de belangrijkste vorm waarin N in de bodem voorkomt. De mediane NH_4/NO_3 -verhouding ligt met uitzondering van de fijspar-opstanden beneden de waarde van 1. Met uitzondering van de opstanden met eik blijft de nitraatconcentratie met toenemende diepte gelijk of neemt toe. Van Breemen & Verstraten (1991) geven data over ammonium-N en nitraat-N in het bodemvocht van 17 boslokaties in Nederland welke in het kader van het verzurings-onderzoek intensief zijn onderzocht in de periode

1981 - 1990. De resultaten op basis van gemiddelden per lokatie zijn weergegeven in Tabel 3.10. Hierin is het bereik en de mediane nitraat-N-concentratie vermeld (mg N l^{-1}), het aantal lokaties per concentratieklasse en de mediane NH_4/NO_3 -ratio.

De nitraatconcentraties van de 17 lokaties vertonen een grote variatie welke nog toeneemt met grotere diepte. De mediaanwaarde is echter vrijwel gelijk. Bij bijna de helft van de lokaties ligt de nitraatconcentratie in het bodemvocht boven de 11.3 mg N l^{-1} . Bij 14 van de 17 lokaties ligt de gemiddelde NH_4/NO_3 -verhouding beneden de waarde van 1. Als gevolg van nitrificatie van $\text{NH}_4\text{-N}$ neemt de ammoniumconcentratie op grotere diepte verder af zoals blijkt uit de mediaanwaarde voor het NH_4/NO_3 -verhoudingsgetal. Van deze boslokaties is ook de N-balans opgesteld. Uit Figuur 3.19 kan worden afgelezen dat bij N-belastingen groter dan 4 kmol ha^{-1} (56 kg ha^{-1}) er sprake kan zijn van een afvoer die groter is dan de aanvoer. Volgens de definitie van N-verzadiging waarbij de N-uitspoeling groter is dan N-aanvoer, is hier sprake van verzadigde systemen. Voor de overige boslokaties is sprake van berging van N (netto accumulatie).

Tabel 3.10 Mediane nitraat-N-concentraties in het bodemvocht op 2 diepten en mediane NH_4/NO_3 -ratio's van 17 intensief onderzochte boslokaties (Van Breemen & Verstraten, 1991). Concentraties in mg N l^{-1} .

diepte (cm)	n	range (mg l^{-1})	mediaan (mg l^{-1})	nitraatklasse			NH_4/NO_3 mol mol^{-1}
				< 5.6	5.6-11.3	> 11.3	
0- 10	17	0-59	10	4	5	8	0.72
50-100	17	0-90	11	3	6	8	0.08



Figuur 3.19 De N-balans van 17 intensief onderzochte boslokalities.

3.2.1.5 N-componenten in het ondiepe grondwater

Meetresultaten

In het kader van de eerder genoemde boskartering is naast de chemische toestand van bosbodem en bodemvocht ook onderzoek gedaan naar de samenstelling van het bovenste grondwater (Boumans & Beltman, 1991). Voor 71 lokaties is sprake van een 'overlap' tussen de lokaties waar bodemvochtmetingen zijn verricht en waar het grondwater is bemonsterd. In de grondwaterkartering zijn bijvoorbeeld ook monsters onder heideveld genomen. Uit dit onderzoek bleek dat in 37% van de waarnemingen de streefwaarde voor nitraat van 5.6 mg N l^{-1} en in 20% van de waarnemingen de grenswaarde voor nitraat van 11.3 mg N l^{-1} werd overschreden (aantal: 1526). De gemiddelde nitraatconcentratie was 7 mg N l^{-1} .

Voor ammonium-N is alleen een streefwaarde geformuleerd van 2 mg l^{-1} als N, welke geldig is voor grondwater in zandgebieden. Deze waarde werd in het onderzoek niet overschreden: de 90 percentielwaarde was kleiner dan 0.63 mg N l^{-1} . Uit deze waarnemingen blijkt dat de uitspoeling van ammonium niet van betekenis is. In Tabel 3.11 zijn de

Tabel 3.11 Percentielwaarden voor nitraat-N-concentraties in het bovenste grondwater als functie van gewastype c.q. boomsoort op kalkarme zandgrond. Concentraties in mg N l^{-1} .

bos-/gewastype	10%	25%	50%	75%	90%	gemiddeld
eik	0	0	0.3	6.0	16.0	5.2
Corsicaanse den	0	0.2	2.2	7.8	21.0	7.1
grove den	0.3	2.1	6.9	14.0	22.0	10.0
larix	0	0.4	2.8	6.4	12.0	4.5
Douglas spar	0.2	2.0	6.7	15.0	24.0	11.0
fijnspar	0	0.1	1.7	9.8	20.0	6.5
heide	0	0	0.3	2.8	6.4	2.5
overige soorten	0	0.1	1.5	8.3	17.0	7.0

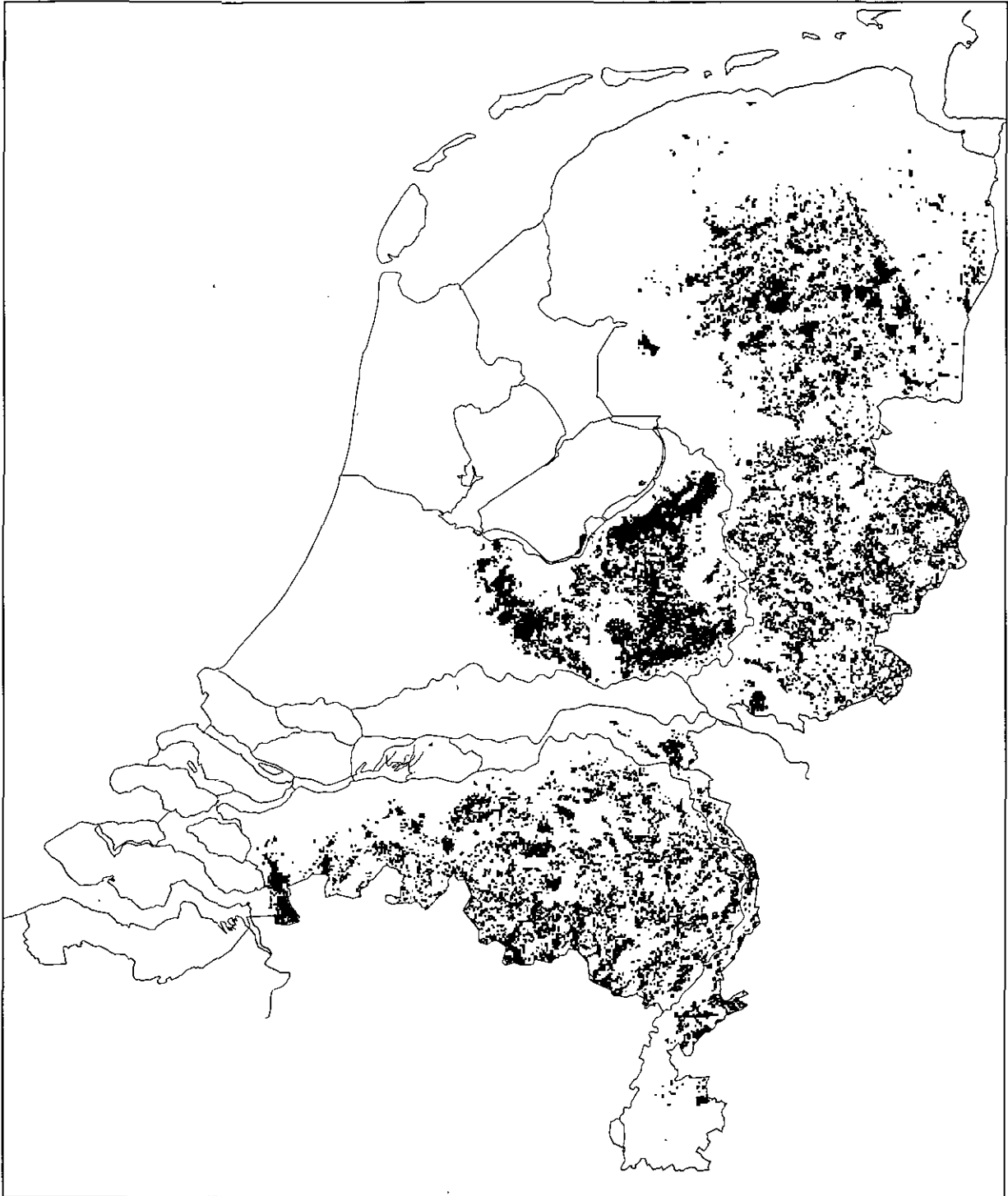
resultaten van dit onderzoek in relatie tot het vegetatietype weergegeven. De concentraties onder grove den en Douglas spar zijn hoger dan onder de andere boomsoorten. De concentraties in grondwater onder heide zijn laag. De hoge waarden die in het bodemvocht onder eik en larix zijn gevonden (zie Tabel 3.9) komen niet tot uiting in de grondwaterconcentraties. Bedacht moet worden dat de grondwaterstand en de grootte van het neerslagoverschot invloed hebben op de concentraties in het grondwater. Bovendien geldt dat het grondwater ouder is dan het daarboven bemonsterde bodemvocht.

Met ingang van 1992 wordt op een selectie van 12 lokaties uit de genoemde boskartering jaarlijks de samenstelling van het bodemvocht en het bovenste grondwater gemeten. In dit "trendmeetnet verzuring" kunnen de bodemvochtconcentraties worden vergeleken met de grondwaterconcentraties. Per boomsoort (grove den, Douglas spar en eik) zijn vier lokaties geselecteerd die, uitgezonderd twee Douglas-opstanden, worden gekenmerkt door diepe grondwaterstanden. De gemiddeld hoogste grondwaterstand op deze lokaties ligt dieper dan 1.40 m. De eerste resultaten van deze metingen per bostype zijn weergegeven in Tabel 3.12. Het verloop van de N-concentraties met de diepte is hier goed uit af te leiden.

In de laag 0 - 10 cm liggen bij de naaldbos-lokalities de gemiddelde nitraat- en ammoniumconcentraties op een vergelijkbaar niveau. Met toenemende diepte in het traject bodemvocht-grondwater nemen de nitraatconcentraties af met uitzondering van de grove den-lokalities. Dit kan wijzen op denitrificatie. Bij zowel grove den als Douglas spar wordt de streefwaarde voor nitraat (5.6 mg N l^{-1}) in grondwater overschreden. De ammoniumconcentraties nemen nog sterker af met groter wordende diepte. In het grondwater zijn de NH_4 -concentraties zeer laag. Uitspoeling van ammonium is hier niet van betekenis: in het bovenste grondwater komt minerale stikstof vrijwel alleen als nitraat voor. Vergelijking van de concentraties op 0 - 10 cm diepte met 10 - 30 cm diepte duidt op nitrificatie: ammonium neemt af en nitraat neemt vrijwel in dezelfde mate toe. Dit geldt met name voor de naaldbos-lokalities.

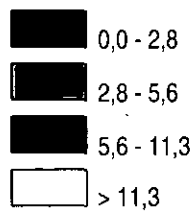
Landelijk beeld op basis van modelberekeningen

Met behulp van het datamateriaal van de boskartering (gegevens over de vegetatie en de grondwaterkwaliteit) is een model ontwikkeld op basis van verbanden tussen gemeten nitraatconcentraties (zie Tabel 3.11) en factoren als bodemtype, boomsoort, boomhoogte, afstand tot landbouwgrond (bosrandeffect) en N-depositie (Boumans, in voorbereiding). Op basis van dit model is de nitraatconcentratie in grondwater onder bos en heide op zandgrond berekend (zie Figuur 3.20). Met dit model kan 44% van de variatie



Figuur 3.20 Landelijk beeld van de nitraatuitspoeling bij bos en heide op zandgrond.

$\text{NO}_3\text{-N g.m}^{-3}$



Tabel 3.12 Gemiddelde concentratie in 1992 van N-componenten in het bodemvocht en het bovenste grondwater voor drie boomsoorten op 12 boslokalities van het trendmeetnet. Concentraties weergegeven in mg N l⁻¹ (De Vries et al., in voorbereiding).

laag (cm)	NO ₃ -N concentratie			NH ₄ -N concentratie		
	grove den	Douglas spar	eik	grove den	Douglas spar	eik
0 - 10	5.5	7.8	10.9	5.5	9.5	2.2
10 - 30	7.7	10.4	10.2	2.7	5.2	2.2
30 - 60	8.9	13.2	10.1	0.8	3.1	1.7
60 - 100	7.8	13.6	9.8	0.7	1.5	1.4
grondwater	8.0	5.0	4.2	0.0	0.0	0.1

in nitraatconcentratie worden verklaard. Als externe N-bron is alleen de NH_x-depositie beschouwd.

Op basis van berekeningen met dit model wordt voor 48% van het areaal bos en heideveld op zand een mediane nitraatconcentratie groter dan de streefwaarde van 5.6 mg N l⁻¹ verwacht. Overschrijding van de grenswaarde wordt voor 23% van het areaal verwacht. De ruimtelijke verdeling van de nitraatconcentratie komt redelijk overeen met de verdeling van de NH_x-depositie. Naarmate het oppervlak van het bos groter is zijn de concentraties lager. De combinatie van hoge depositie en kleine bosopstanden levert de hoogste concentraties in het grondwater (oostelijk Noord-Brabant en de Achterhoek). In Drenthe komen eveneens veel kleine bospartijen voor maar hier ligt de N-depositie op een lager niveau.

3.2.1.6 N-componenten in het diepere grondwater

In de grondwatermonsters uit het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG) en de Provinciale Meetnetten Grondwaterkwaliteit (PMG's) worden alleen de nitraat- en ammoniumconcentraties bepaald. Over opgelost organisch gebonden N in het diepere grondwater is geen informatie bekend. Er staan weinig meetpunten in bos/natuurterrein op klei- en veengrond. Voor combinaties van bos/natuur met andere grondsoorten zijn te weinig meetpunten aanwezig om een statistisch betrouwbare uitspraak te kunnen doen. De bespreking van de kwaliteit van het diepere grondwater beperkt zich daarom tot de gebieden met zandgrond.

Nitraat

In *Figuur 3.21a* is op basis van de gegevens voor 1992 uit het LMG en de PMG's voor de filters op diepteniveau 1 (5 - 15 m -maaiveld) en op diepteniveau 2 (15 - 30 m -maaiveld) de gemiddelde nitraat-N-concentratie per combinatie van bodemgebruik en grondsoort weergegeven. In de figuur zijn de 95% betrouwbaarheidsintervallen van het landelijk gemiddelde uitgezet. Voor bos en natuur op

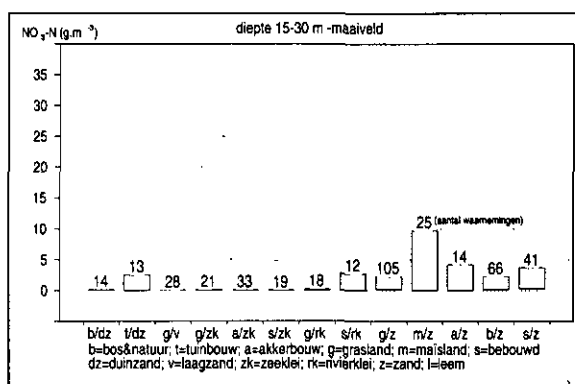
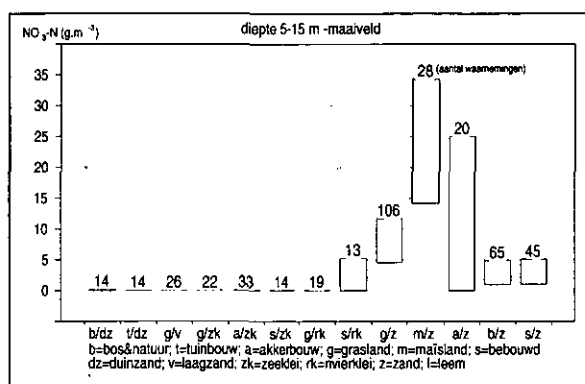
zandgrond (b/z; diepteniveau 1) ligt het gemiddelde lager dan de streefwaarde van 5.6 mg N l⁻¹. Voor bos- en natuur op duinzand (b/dz) ligt het gemiddelde ver daar onder (0.1 mg N l⁻¹). Op diepteniveau 2 worden in algemene zin lagere gemiddelden gevonden dan op diepteniveau 1.

In welke mate er sprake is van overschrijding van de kwaliteitsdoelstellingen kan worden afgeleid uit *Figuur 3.22a*. Hierin is aangegeven voor welk percentage van het oppervlak bos/natuur op zandgrond sprake is van overschrijding van de streefwaarden voor nitraat. Het gaat hier om landelijk gemiddelde waarden. Voor diepteniveau 1 wordt de streefwaarde met 95% betrouwbaarheid overschreden tussen 8% en 25% van het bodemoppervlak bos/natuur op zand. Voor diepteniveau 2 ligt het gebied met overschrijding lager, namelijk tussen 2 en 17% van het betreffende areaal. Voor bos/natuur op duinzand (b/dz) is de betrouwbaarheid geringer: op niveau 1 en 2 ligt de gemiddelde overschrijding tussen 0 en 22% (p=95%).

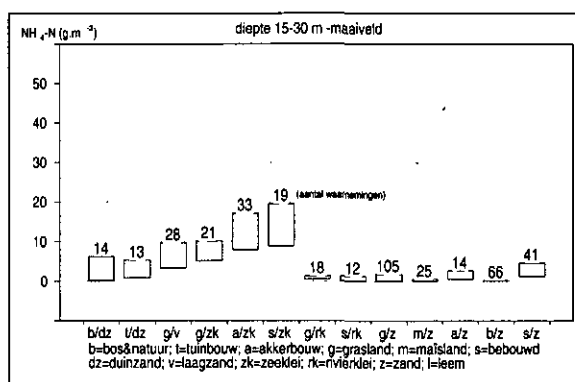
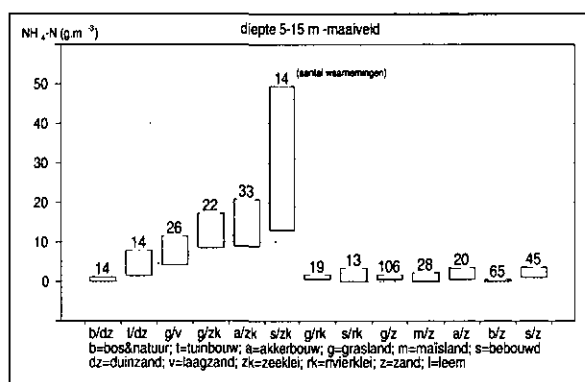
Ammonium

Onder bos op zandgrond zijn de ammoniumconcentraties in het algemeen laag. Bij de meetpunten in het duingebied worden enigszins hogere waarden gemeten. Er zijn weinig verschillen in concentratie wanneer de beide diepteniveaus worden vergeleken (*Figuur 3.21b*).

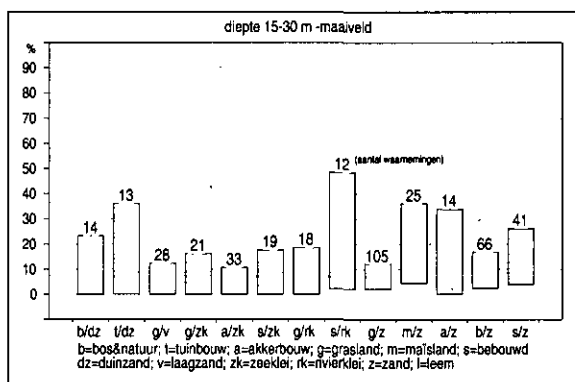
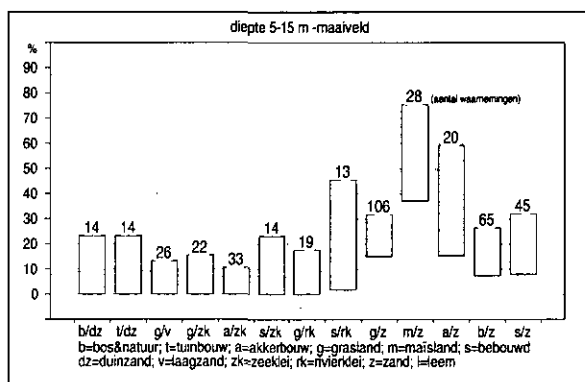
De mate waarin de streefwaarde wordt overschreden is weergegeven in *Figuur 3.22b*. Voor de combinatie bos en duinzand (diepteniveau 2) is in meer dan 8% van het areaal sprake van overschrijding van de streefwaarde (2 mg l⁻¹ als N). Voor bos/natuur op zand (b/z) is niet sprake van een significante overschrijding van de streefwaarde.



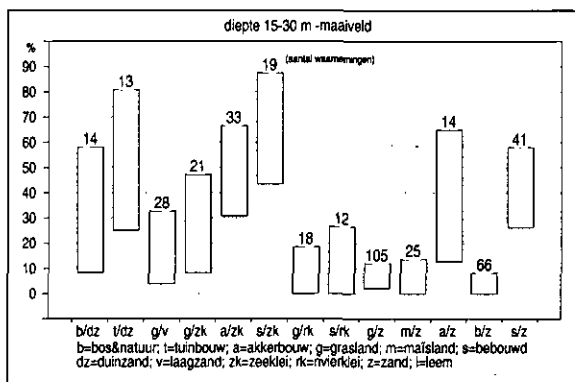
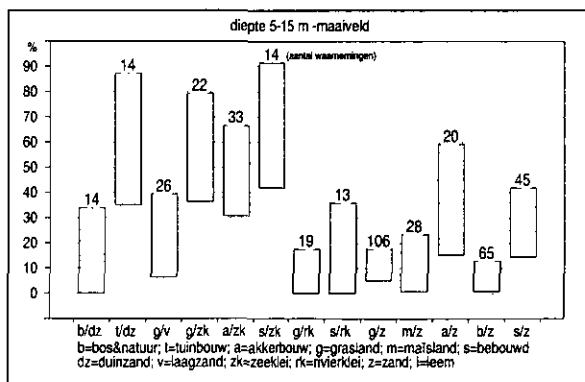
Figuur 3.21a Nitraatconcentraties in het diepere grondwater bij verschillende combinaties van bodemgebruik en grondsoort.



Figuur 3.21b Ammoniumconcentraties in het diepere grondwater bij verschillende combinaties van bodemgebruik en grondsoort.



Figuur 3.22a Overschrijding van de streefwaarde voor nitraat in het diepere grondwater bij verschillende combinaties van bodemgebruik en grondsoort.



Figuur 3.22b Overschrijding van de streefwaarde voor ammonium in het diepere grondwater bij verschillende combinaties van bodemgebruik en grondsoort.

3.2.1.7 Samenvatting N in bodem en in grondwater van bos- en natuurterreinen

In de bodem komt stikstof voornamelijk in organisch gebonden vorm voor. De organische-stofgehaltes van de bodem zijn bepalend voor de grootte van de stikstofvoorraad welke met toenemende diepte afneemt. Atmosferische depositie is de belangrijkste externe bron van stikstofverbindingen. De bijdrage van ammonium is hierin dominant. In het bodemvocht onder bossen is stikstof echter voornamelijk aanwezig in de vorm van nitraat. De mediane NH_4/NO_3 -verhouding ligt in de meeste gevallen beneden de waarde van 1 (op mol/mol-basis). In bossen met een grote N-depositie worden hogere waarden voor dit verhoudingsgetal gevonden. Door nitrificatie van ammonium neemt de ammoniumconcentratie in het bodemvocht af en stijgt de nitraatconcentratie: de mediane NH_4/NO_3 -verhouding daalt met toenemende diepte tot waarden in de orde van 0,1. In het bovenste grondwater worden met name onder naaldbos hoge nitraatconcentraties gemeten. Met name bij kleine naaldbosopstanden in de omgeving van landbouwgronden worden de hoogste waarden gevonden. Ammoniumconcentraties zijn in het bovenste grondwater onder bos zeer laag met uitzondering van bos/natuur in het duingebied. Met groter wordende diepte nemen de nitraatconcentraties in het grondwater af. De invloed van depositie is op het diepteniveau van 15 - 30 meter niet meer merkbaar.

3.2.1.8 Veranderingen en trends

Veranderingen in belasting

In paragraaf 3.1 is de ontwikkeling in de landelijk gemiddelde totaal-N-depositie in de periode 1980 - 1992 vermeld. Deze was in 1980 $3700 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ ($52 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$). In 1992 was de depositie 2900 mol ha^{-1} ($41 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$). Er lijkt sprake te zijn van een licht dalende trend.

Trends in de kwaliteit van bodemvocht en grondwater

Zowel voor wat betreft het bodemvocht als het bovenste grondwater kan vanwege de korte meetreeks nog geen trendanalyse worden uitgevoerd. Van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit zijn sinds 1984 resultaten beschikbaar. Op grond hiervan zijn er aanwijzingen dat ammoniumconcentraties onder bos op zandgrond dalen en nitraatconcentraties daar toenemen (diepteniveau 1). Een nadere statistische analyse moet uitwijzen of deze tendens significant is.

3.2.1.9 Prognose grondwaterkwaliteit onder bossen

Methode en scenario's

Met behulp van het model RESAM (bodemverzuringmodule van het DAS-model) dat is ontwikkeld

bij SC-DLO (De Vries & Kros, 1989) zijn concentratieniveaus in het bodemvocht onder bos en de uitspoeling van nitraat en ammonium naar het grondwater berekend. De uitspoelingsfluxen geven een indruk van de grondwaterbelasting. Het model beschrijft de nutriëntenkringloop van een bos en berekent de jaarlijkse gemiddelde flux en de concentratie van de belangrijkste ionen in de bodemoplossing van bosbodems. De volgende scenario's zijn genomen.

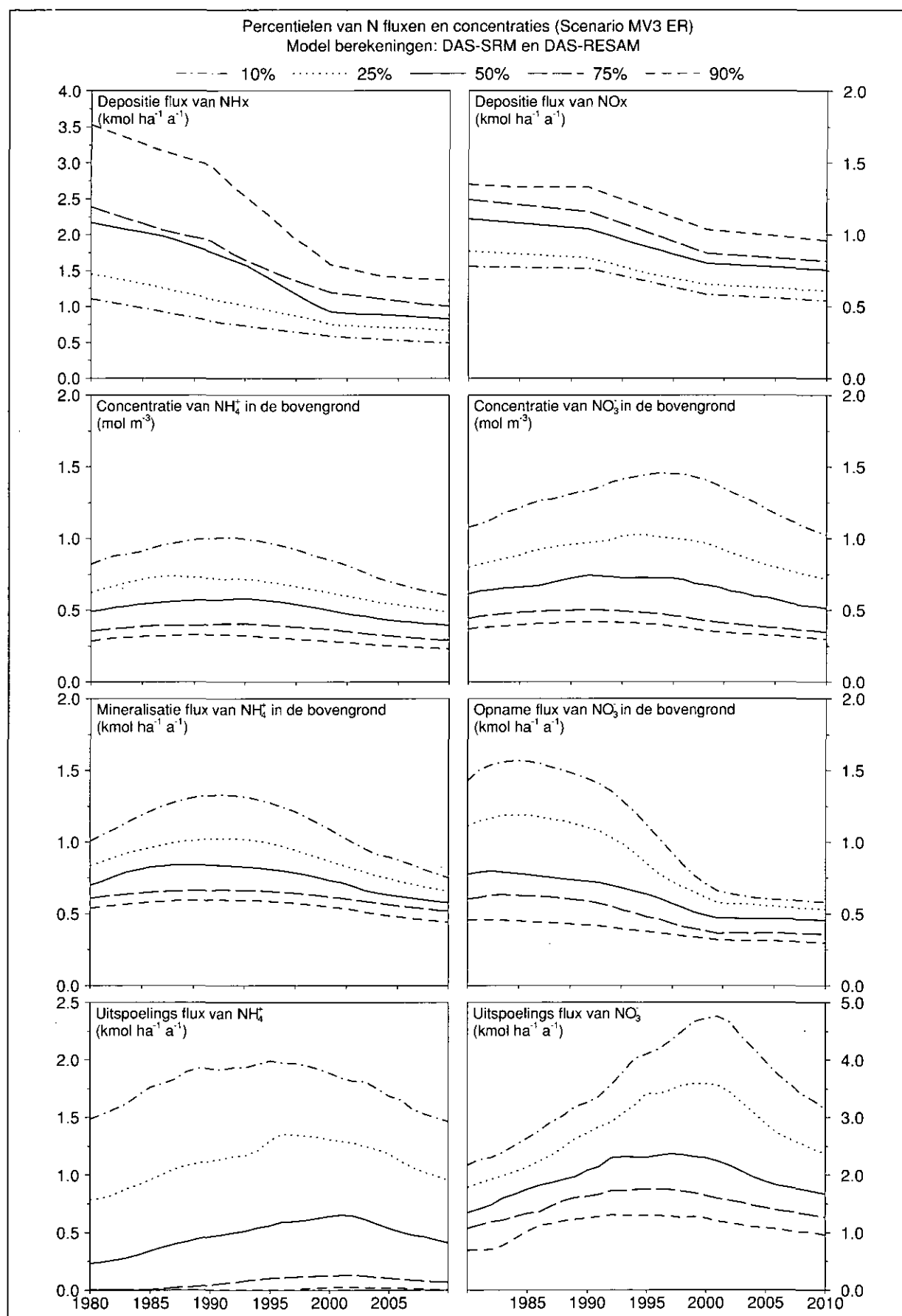
a. Het 2000ER (European Renaissance) scenario van de Nationale Milieuverkenning 3 (RIVM, 1993b) waarin het voorgenomen beleid is gekarakteriseerd. De verwachte ontwikkeling van de N-depositie is weergegeven in *Figuur 3.23*.

b. Een scenario (2000LAAG) waarbij de N-depositie op een niveau van $500 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ ($7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) wordt gelegd op 1 januari 1990. Bij dit depositieniveau wordt verondersteld dat geen nadelige effecten meer optreden voor bos, heide en grondwater. Dit is het laagste critical-load-niveau voor N-depositie (Heij & Schneider, 1991). Dit scenario is doorgerekend om een indruk te krijgen van de snelheid van verandering in de samenstelling van het bodemvocht en de uitspoeling (*Figuur 3.24*).

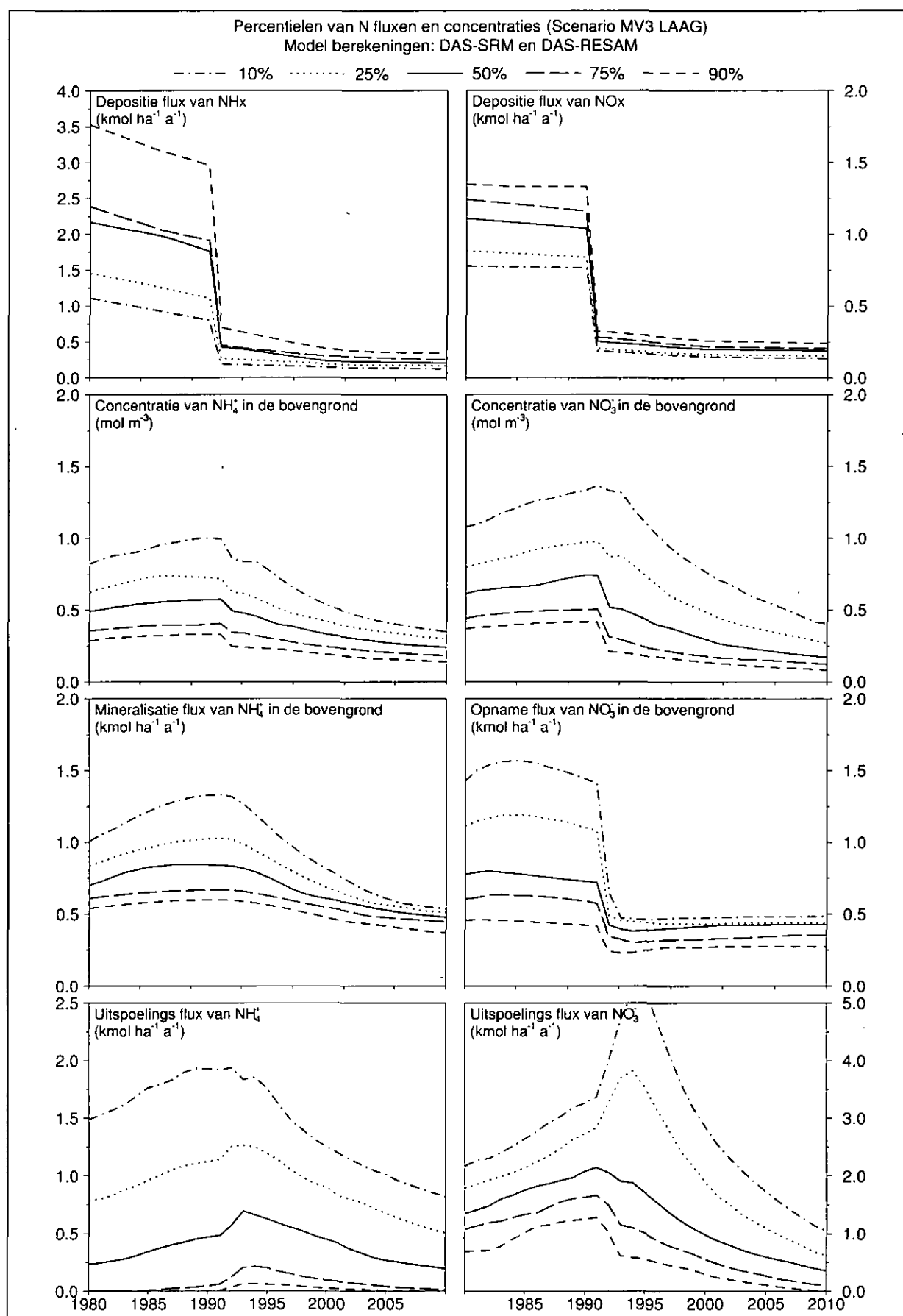
Resultaten

De resultaten worden gepresenteerd in de vorm van naar bosoppervlakte gewogen percentielen als functie van de tijd (*Figuur 3.23* en *3.24*). Het beschouwde bosoppervlak bedraagt ongeveer 85% van het Nederlandse bosareaal.

a. De resultaten van het 2000ER scenario staan in *Figuur 3.23*. In dit scenario neemt het mediane depositieniveau van N met 39% af van $2800 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ in 1990 tot $1700 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ in 2000. De mediane concentraties van ammonium en nitraat in het bodemvocht vertonen een geleidelijke daling vanaf 1995. In zwaar belaste bossen (in de figuur aangegeven met het 90% percentiel) begint de daling van de nitraatconcentratie later. In alle systemen treedt de daling van het concentratieniveau later op dan de daling van de depositie. Deze faseverschuiving is het grootst bij de hoge depositieniveaus. Dit gedrag wordt met name verklaard door de verhouding tussen de mineralisatieflux en de opnameflux. De mineralisatieflux van N is vooral afhankelijk van de voorraad geaccumuleerd N in het strooisel. De opnameflux is in het bodemverzuringmodel RESAM direct gerelateerd aan het depositieniveau. Deze relatie is gebaseerd op een empirische relatie tussen de opname en depositie. In zwaar belaste bossen is de N-voorraad groter, waardoor de nalevering van N door mineralisatie langer door gaat. Bij een dalend N-depositiescenario zal daarom de mineralisatie langzaam terug-



Figuur 3.23 Berekende fluxen en concentraties voor een aantal stikstofcomponenten volgens het 2000ER-scenario.



Figuur 3.24 Berekende fluxen en concentraties voor een aantal stikstofcomponenten volgens het 2000LAAG-scenario.

lopen en de N-opname onmiddellijk teruglopen waardoor de bodemvochtconcentraties van nitraat aanvankelijk stijgen. In de zwaar belaste systemen stijgen de uitspoelingsfluxen tot na het jaar 2000. Het tijdsverloop van ammonium en nitraat in de uitspoelingsfluxen is wezenlijk anders. Het merendeel van de N uit depositie en mineralisatie komt als NH_4 in de bodemoplossing maar wordt door nitrificatie in nitraat omgezet. Aangezien ammonium wordt gesorbeerd aan de bodem wordt de mineralisatiepiek, die wel bij nitraat duidelijk naar voren komt, voor ammonium onderdrukt.

b. De resultaten van het scenario 2000LAAG zijn in *Figuur 3.24* weergegeven. Hierbij valt op dat de reactie op het verlagen van de depositieniveaus bij de lage percentielen (de minst belaste systemen) vrijwel instantaan is. Bij de hoge depositieniveaus nemen de concentraties veel minder af. Ook bij dit scenario is de verhouding tussen de opnameflux en de mineralisatieflux van belang. De opnamefluxen dalen onmiddellijk, terwijl de mineralisatiefluxen veel trager reageren. Hierdoor ontstaat, vooral bij de hoge percentielen, een sterke piek in de nitraatuitspoeling een aantal jaren na reductie van de depositie. Er moet op gewezen worden dat de resultaten in deze berekening sterk gestuurd worden door de empirische relatie tussen depositie en opname. Aangezien het model hier buiten het traject van deze empirische relatie wordt toegepast, moeten de resultaten met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden.

Conclusie

De uitspoeling van stikstof neemt in de zwaarder belaste bossen pas af na het jaar 2000. Dit wordt veroorzaakt doordat in deze systemen een grote hoeveelheid stikstof is geaccumuleerd. Deze conclusie wordt bevestigd door de uitkomsten van de simulatie waarbij de depositie op een bepaald tijdstip direct verlaagd wordt (2000LAAG-scenario). Hoe langer de stikstof-accumulatie doorgaat (met andere woorden hoe langer het depositieniveau hoog blijft) des te langer zal het duren voordat de uitspoeling daalt. Deze conclusie wordt sterk bepaald door gebruik van een directe, en op recente waarnemingen gebaseerde relatie tussen N-depositie en opname. Bij een sterke afname van de N-beschikbaarheid in de bodem mag op termijn een meer efficiënte N-opname verwacht worden. Dergelijke effecten dienen nog bevestigd te worden met modellen waarin een meer realistische aanname tussen N-beschikbaarheid en N-opname is opgenomen (o.a. het DAS-SOILVEG model).

3.2.2 Landbouwgronden

3.2.2.1 N-belasting

Bemesting van landbouwgronden

Door het LEI-DLO is ten behoeve van de Nationale Milieuverkenning 2 (RIVM, 1991) 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 het gebruik van dierlijke mest, bemestingsadviezen en de distributie van dierlijke mest van overschotbedrijven binnen de eigen regio en naar elders. Deze belasting is vervolgens verdeeld over combinaties van bodem- en gewastype per gemeente. In 1989 is 442 miljoen kg N in de vorm van dierlijke mest aangevoerd naar landbouwgrond. Daarnaast is nog eens 449 miljoen kg als kunstmest gegeven.

De verdeling van de N-gift per bodemtype is vermeld in *Tabel 3.13*. Hierbij is rekening gehouden met ammoniakvervluchtiging. Uit *Tabel 3.13* kan worden afgeleid dat landbouwgronden op zandgrond gelet op hun oppervlakte-aandeel (39% van totale areaal) zwaar bemest worden: bijna de helft van alle N uit mest wordt hier aangewend. 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 gebracht wordt op grasland gegeven.

Overige bronnen

Naast deze hoeveelheid moet nog gerekend worden met de toevoer van stikstof uit atmosferische depositie (ca. 80 miljoen kg N) en met ca. 39 miljoen kg die in de vorm van compost c.q. zuiveringsslib, bestrijdingsmiddelen, zaaigoed en dergelijke op landbouwgrond wordt gebracht. Echter, ook wanneer rekening wordt gehouden met de ruimtelijke verdeling van de depositie, is de bijdrage van de overige bronnen klein vergeleken met de toevoer door middel van bemesting.

Tabel 3.13 N-bemesting per bodemtype voor het jaar 1989. Bron: LEI-DLO (RIVM, 1991).

bodemtype	gem. N-gift (kg ha ⁻¹)	areaal (miljoen ha)	N-belasting (miljoen kg)
veen	409	0.24 (12%)	97 (11%)
zand	581	0.74 (39%)	432 (49%)
klei	390	0.82 (43%)	320 (36%)
leem	465	0.02 (1%)	10 (1%)
dalgrond	316	0.10 (5%)	31 (3%)
totaal	464	1.92 (100%)	890 (100%)

Tabel 3.14 Karakteristieken van de N-kringloop van cultuurgrond van een gemiddeld melkveebedrijf op zandgrond met 10% snijmaïs en 90% grasland (bronnen: Aarts et al., 1988; Neeteson et al., 1991). N-voorraden en N-stromen in kg ha⁻¹.

vegetatie	grasland (90%) snijmaïs (10%)
voorraad organische N in bodem (0-30 cm)	5000
N-toevoer (totaal)	784
- bijdrage bemesting	
• kunstmest, zaaigoed, bestrijdingsmiddelen	330
• uitgereden dierlijke mest	198
• mest/urine als gevolg van beweiding	210
- bijdrage depositie	46
N-opname door gewas	562
N retour via	
- wortels, stoppels, beweidings- en maaiverliezen	165
mineralisatie (schatting)	525
- oude organische stof	100
- verse organische stof	425
N-verliezen	361
- vervluchtiging (aanwending, beweiding)	80
- uitspoeling + denitrificatie	281

3.2.2.2 N-kringloop in landbouwgronden

In *Figuur 3.17* is de N-kringloop voor landbouwgronden in vereenvoudigde vorm weergegeven. Belangrijke aanvoerposten zijn dierlijke mest en kunstmest, terwijl de afvoer met het gewas (geoogst produkt) een grote afvoerpost is. In *Tabel 3.14* zijn voor de bodem van een gemiddeld melkveebedrijf op zandgrond de N-stromen weergegeven. De omvang van de N-flux door landbouwgrond is beduidend groter dan in gronden met bos/natuur, zoals kan worden afgeleid uit een vergelijking met *Tabel 3.6*. In weidesystemen is de N-kringloop complex doordat via weidend vee een groot deel van de opgenomen N weer terugkomt op de bodem. De mineralisatie van N in de bodem ligt op een veel hoger niveau dan bij boscossystemen.

3.2.2.3 N in de bodem van landbouwgronden

De N-voorraad in de bodem van landbouwgronden hangt nauw samen met het organische-stofgehalte van de bodem en het C-N-quotiënt van de organische stof. Deze factoren worden bepaald door het bodemgebruik (gewas), de hoogte van de bemesting in het verleden en het bodemtype. In het algemeen zijn de N-hoeveelheden hier groter dan in bos- en natuurterreinen (De Vries, 1994).

In grasland komen de hoogste N-voorraden voor. Deze variëren van 5000 tot 25000 kg ha⁻¹ in de bovenste 25 cm. Het grootste deel hiervan bevindt zich in de eerste 5 - 10 cm (Neeteson et al., 1991). Voor bouwland gelden in het algemeen lagere waarden. De hoeveelheden in de bouwvoor (bovenste 30 cm) variëren van 3000 - 10000 kg ha⁻¹. Bij een vergelijkbaar bodemgebruik is er een toename in de N-voorraad in de reeks zand-klei-veen. *Tabel 3.15* geeft een indicatie van N-voorraden in landbouwgronden op basis van literatuurgegevens.

De grootste hoeveelheden N in de bodem komen voor in veengronden. In de bovenste meter van een veengrasland kan zeker 50 ton organisch gebonden N per hectare voorkomen (Neeteson et al., 1991). Op intensief gebruikt grasland treedt jaarlijks een accumulatie van organisch gebonden N op in de orde van 50 kg ha⁻¹ (zie o.a. *Tabel 3.14*). Dit geldt voor zand- en kleigronden. Bij diep ontwaterd grasland op veen is daarentegen sprake van een jaarlijkse afname van organisch gebonden N welke 100 - 200 kg ha⁻¹ kan bedragen. Ook bij het scheuren van grasland komt een belangrijk deel van de organisch gebonden N weer vrij. Bij continueelt van snijmaïs op zandgrond is zelfs bij een relatief laag bemestingsniveau accumulatie van organisch gebonden N waargenomen (Schröder, 1991). Bij akkerbouw en vollegrondsgroenteteelt hangt het van de organische-stofvoorziening welke samenhangt met bemesting (aard en niveau) en bouwplan (hoeveelheid, aard en lotgevallen van oogstresten) af of accumulatie dan wel vermindering van organisch gebonden N optreedt.

Ook in landbouwgronden heersen zodanige condities dat nitraat-N vrijwel altijd de belangrijkste anorganische N-vorm is. Van nature kan de bodem 50 - 150 kg N ha⁻¹ door mineralisatie leveren, zij het niet altijd op het moment dat de gewassen dit nodig hebben. De N-behoefte van cultuurgewassen varieert van 50 kg ha⁻¹ voor bepaalde groentegewassen tot ca. 400 kg ha⁻¹ voor grasland. Door bemesting wordt in deze behoefte voorzien, zowel naar hoeveelheid als naar tijdstip.

Tabel 3.15 Indicatie van N-voorraden (kg ha⁻¹) in de organische stof van landbouwgronden (grasland 0 - 25 cm; bouwland 0 - 30 cm); "g.g." is geen gegevens.

bodemgebruik	grondsoort			
	zand	leem	klei	veen
grasland	5300-6500 ^a	4500-5600 ^a	g.g.	12000 ^a -25000 ^b
bouwland	3000-6000 ^b	4200 ^b	4500-10000 ^b	-
snijmaïs	4200-5700 ^c	g.g.	g.g.	-

Bronnen:

a Hassink & Neeteson, 1991 (lokaties Achterberg en Swifterbant).

b Afgeleid uit Bodemkunde van Nederland (deel I. h.8: SC-DLO, 1990).

c Schröder & Dilz, 1987: hogere waarden na 7 jaar zware bemesting met dierlijke mest; lokatie Maarheeze.

3.2.2.4 N-verliezen uit agro-ecosystemen (cultuurgrond)

De belangrijkste verliezen vanuit cultuurgrond naar het milieu zijn emissie van NH₃ (bij het uitrijden van dierlijke mest en tijdens beweiding), uitspoeling uit de wortelzone en denitrificatie.

Ammoniakemissie als gevolg van mesttoediening hangt af van de manier waarop de mest wordt toegediend: bovengrondse aanwending of direct onder- of inwerken. Ook bij kunstmesttoediening treedt enige ammoniakemissie op (ca. 9 miljoen kg N in 1991). Door beweiding komt stikstof in de vorm van urine en mest ongelijk verdeeld op de bodem terecht. Van deze stikstof komt maar een beperkt deel ten goede aan de gewasgroei. De omvang van deze emissie hangt samen met het beweidingssysteem variërend van onbeperkte beweiding tot geen beweiding (zomerstalvoeding). In dat laatste geval verschuift de NH₃-emissie van de weide naar de stal.

Denitrificatie en uitspoeling zijn resp. mede oorzaak en gevolg van het feit dat bij de plantaardige productie de toegediende minerale N (100% in kunstmest, ca. 50% in dierlijke mest) in het groeiseizoen niet volledig benut wordt: uit proefveld-onderzoek blijkt dat het percentage N dat bij gebruik van kunstmest in het gewas wordt teruggevonden altijd kleiner is dan 100% (range voor gemaaid grasland: 50 - 90%; Van der Meer, 1991). Hiervoor zijn verschillende redenen aan te voeren. Allereerst zijn aanbod en opname van N door het gewas niet altijd goed op elkaar afgestemd zowel in de ruimte als in de tijd: alleen in het ideale geval kan het transport van N naar de wortels te allen tijde ongehinderd plaatsvinden. Voorts kan een deel van de nitraat-N worden gedenitrificeerd met name in natte omstandigheden tijdens het groeiseizoen.

Daarnaast wordt de benutting van toegediende N nog verder verlaagd bij toepassing van organische mest (tot maximaal ca. 80% ten opzichte van kunstmest-

stikstof). Een deel van de organisch gebonden N mineraliseert buiten het groeiseizoen en verdwijnt door uitspoeling uit de bovengrond. Om een optimale gewasproductie te realiseren wordt daarom meer N gegeven dan het gewas nodig heeft. Omdat binnen percelen vaak sprake is van een grote variatie in N-levering door de bodem, leidt dit in de praktijk tot nog grotere giften dan uit oogpunt van optimale gewasproductie nodig is.

Algemeen geldt dat het "gat" tussen gift en behoefte toeneemt bij een toename van de bemesting. Het zal duidelijk zijn dat dit nog versterkt wordt als van overbemesting sprake is, of als dierlijke mest in het najaar of in de winter wordt aangewend. Verliezen treden voorts op als gevolg van mineralisatie van gewasresten in de akker- en tuinbouw, wanneer er geen gewas meer op het land staat dat deze stikstof kan opnemen.

Door de Commissie Stikstof (Cie. Stikstof, 1990) is geadviseerd om als maat voor de uitspoeling de hoeveelheid minerale stikstof in de bodem te nemen die in het najaar in de bodem (onverzadigde zone) aanwezig is. Bij de teelt van bepaalde landbouwgewassen blijkt niet of nauwelijks sprake van uitspoeling (granen, suikerbieten). Bij deze teelten wordt in het najaar na de oogst in het algemeen weinig minerale-N in de onverzadigde zone meer aangetroffen. Bij gewassen als aardappelen, groenten (vollegrondsteelt), snijmaïs en (beweid) grasland zijn bij de thans gangbare bemestingsniveaus de uitspoelingsverliezen groot tot zeer groot.

Regionaal treden grote verschillen op in grootte en lotgevallen van uit landbouwpercelen uitgespoelde N, die te maken hebben met de waterhuishouding, het bodemtype en het mestgebruik. Hogere zandgronden zijn in eerste instantie gevoelig voor uitspoeling naar het grondwater. In lagere zandgronden en in klei- en veengebieden is de route naar het oppervlaktewater van meer belang.

3.2.2.5 N-componenten in het bovenste grondwater

Meetresultaten

In de tweede helft van de jaren tachtig zijn in verschillende provincies regionale karteringen uitgevoerd om een beeld te krijgen van de kwaliteit van het bovenste grondwater. De belangrijkste bevindingen zijn samengevat in Van Duijvenbooden (1989). De resultaten hiervan zijn vermeld in *Tabel 3.16*. De mate waarin de kwaliteitsdoelstelling van 11.3 mg N l^{-1} ($50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$) wordt overschreden is weergegeven in *Tabel 3.17*. Hierbij is onderscheid gemaakt naar grondsoort.

In 1992 is gestart met een systematisch onderzoek naar de kwaliteit van het bovenste grondwater onder landbouwgrond in het noordelijke, centrale, oostelijke en zuidelijke zandgebied alsmede in de veenkoloniën (RIVM en LEI-DLO, in voorbereiding). Het betreft hier een onderzoek naar de grondwaterkwaliteit in gebieden met een voorjaarsgrondwaterstand dieper dan 40 cm -maaiveld. Hierbij zijn 93 landbouwbedrijven, onderverdeeld in 5 categorieën of bedrijfstypen, bemonsterd (48 grondwatermonsters per bedrijf opgewerkt tot 4 mengmonsters). In 1992 is wat betreft stikstof alleen op nitraat geanalyseerd. In 1993 is ook ammonium meegenomen in het analysepakket. De resultaten voor 1992 zijn in *Tabel 3.18* weergegeven. De bedrijven representeren ongeveer 65% van het areaal landbouwgrond in het betreffende deel van Nederland.

Voor de akkerbouwbedrijven en de qua veebezetting meer extensieve melkveehouderijbedrijven verschilt de gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater weinig. Voor de meer intensieve categorieën op basis van veebezetting en dierlijke mestproductie, ligt de gemiddelde concentratie op een duidelijk hoger niveau.

De mediane ammoniumconcentratie ligt voor alle onderzochte bedrijfstypen beneden de waarde van $1 \text{ mg ammonium l}^{-1}$ (op basis van de bemonstering 1993).

De resultaten van deze kartering kunnen ook

worden gepresenteerd in de vorm van bedrijfsgemiddelde nitraatconcentraties als functie van het bodemgebruik. Dit is gebeurd in *Tabel 3.19*. Hierin is tevens aangegeven in welke mate de kwaliteitsdoelstelling voor nitraat is overschreden. De belangrijkste overschrijding op bedrijfsniveau kan worden waargenomen onder snijmaïs en onder grasland.

Uit de resultaten van dit meetprogramma is een gebiedsgewogen nitraatconcentratie voor het betreffende deel van het zandgebied berekend van 40.2 mg N l^{-1} . Voor het drogere deel van het zandgebied is de gemiddelde nitraatconcentratie ruim driemaal hoger dan de kwaliteitsdoelstelling voor nitraat.

Landelijk beeld op basis van modelberekeningen

Omdat het niet mogelijk is door metingen een volledig landsdekkend beeld te verkrijgen van de kwaliteit van het bovenste grondwater is, om toch een ruimtelijk beeld te kunnen geven, gebruik gemaakt van een uitspoelingsmodel. Hiertoe is voor landbouwgronden gebruik gemaakt van het model NLOAD (Van Drecht, 1994a). Dit model is met behulp van proefveldonderzoek gevalideerd voor grasland en bouwland op zandgrond. Voor grasland voldoet het model goed, voor bouwland (inclusief snijmaïs) berekent het model een lagere concentratie dan in veldonderzoeken is gemeten. Voor klei- en veengronden is door gebrek aan voldoende goede proefveldgegevens niet of beperkt validatie mogelijk. De berekeningen voor deze bodemtypen moeten dan ook als een benadering worden beschouwd. Zo wordt geen rekening wordt gehouden met een snelle afvoer via drainage. Het totale beeld is waarschijnlijk een onderschatting van de werkelijkheid. Het model houdt geen rekening met de bijdrage van het actuele niveau van atmosferische N-depositie. De bijdrage van de depositie zit verwerkt in de zogenaamde basisuitspoeling. Voor de bodembelasting is gebruik gemaakt van de situatie in 1989. De uitkomsten van de berekeningen staan vermeld in *Tabel 3.20* en *3.21*. In *Tabel 3.20* is de uitspoeling in relatie tot de N-belasting per bodemtype gegeven.

Tabel 3.16 Gemiddelde waargenomen nitraatconcentraties in het bovenste grondwater onder landbouwgrond (concentraties in mg N l^{-1}).

bodemgebruik	Utrecht	Gelderland	Limburg
grasland	24	26	20
maïs	*	112	44
bouwland	63	27	39
tuinbouw	-	-	27

* maïs bij bouwland gerekend

Tabel 3.17 Percentage van de waarnemingen met nitraatconcentraties boven de kwaliteitsdoelstelling (11.3 mg N l^{-1}) in het bovenste grondwater.

provincie	grondsoort			
	veen	klei	zand	leem
Utrecht	0%	10%	70%	-
Gelderland	4%	4%	65%	-
Limburg	10%	38%	63%	58%

Tabel 3.18 Gemiddelde, 25- en 75-percentielen van bedrijfs-gemiddelde nitraat-N-concentraties in het bovenste grondwater onder landbouwbedrijven op zandgrond (inclusief veenkoloniën) verdeeld naar bedrijfstype. Concentraties in mg N l⁻¹; bemonstering in 1992 (bron: RIVM en LEI-DLO, in voorbereiding).

bedrijfstype	n	gemiddelde	25%	75%
akkerbouw	18	30.3	20.8	42.7
melkveehouderij extensief	18	30.5	20.8	39.3
melkveehouderij intensief	17	54.9	37.5	70.7
melkveehouderij met enige intensieve veehouderij	21	42.7	33.2	51.5
melkveehouderij met veel intensieve veehouderij	19	53.3	32.7	63.7

De totale bruto nitraatuitspoeling van landbouwgronden bedraagt landelijk gezien ongeveer 20% van de bemesting. Voor zandgronden is dit percentage wat hoger (bijna 30%), voor veengronden wordt een veel lager bedrag gevonden (4%). De netto uitspoeling bedraagt gemiddeld 10% van de met bemesting aangevoerde N. Per bodemtype is evenwel sprake van grote verschillen (variërend van gemiddeld 15% voor zandgrond tot gemiddeld ca. 1% voor veengrond). Ongeveer 73% van de berekende totale netto uitspoeling in Nederland (86 miljoen kg) vindt plaats op zandgronden (RIVM, 1992a).

De mate waarin voor de verschillende gewassen sprake is van overschrijding van de kwaliteitsdoelstelling voor nitraat is weergegeven in Tabel 3.21. De berekende overschrijdingspercentages zijn in overeenstemming met veldwaarnemingen (zie Tabel 3.19). Vooral onder snijmaïs zijn de nitraatconcentraties hoog. Uit Tabel 3.21 blijkt voorts dat voor ruim 38%

Tabel 3.20 Uitspoeling van nitraat per bodemtype in relatie tot N-belasting van landbouwgronden door bemesting (belasting voor het jaar 1989).

bodemtype	N-belasting (miljoen kg)	bruto uitspoeling ^a (miljoen kg)	netto uitspoeling ^b (miljoen 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%)

a Bruto uitspoeling is uitspoeling zonder correctie voor de grondwatertrap. Uit veldonderzoek blijkt dat gronden met ondiepe grondwaterstanden bij gelijke maaiveldbelasting lagere nitraatconcentraties hebben. Dit "grondwatertrap-effect" wordt toegeschreven aan denitrificatie (zie voor correctiefactoren: Boumans *et al.*, 1989).

b Netto uitspoeling is uitspoeling rekening houdend met een correctie voor de grondwatertrap.

Tabel 3.19 Gemiddelde nitraatconcentraties in het bovenste grondwater in de zandgebieden en in de veenkoloniën en de mate waarin de kwaliteitsdoelstelling van 11.3 mg N l⁻¹ in 1992 werd overschreden. Concentraties in mg N l⁻¹ (bron: RIVM en LEI-DLO, in voorbereiding).

grondgebruik	nitraatconcen. (mg N l ⁻¹) (bedrijfs-gemiddeld)	% bedrijfsgem. waarden groter dan de grenswaarde van 11.3 mg N l ⁻¹
bouwland	30.3	63%
grasland	37.5	75%
snijmaïs	72.7	95%

van het graslandareaal nitraatconcentraties worden berekend die hoger zijn dan de kwaliteitsdoelstelling van 11.3 mg N l⁻¹. Voor snijmaïs en bouwland zijn deze percentages resp. 75% en 21%. Wanneer gekeken wordt naar de streefwaarde van 5.6 mg N l⁻¹ dan volgt uit Tabel 3.20 een overschrijdingspercentage van 57% voor grasland, 84% voor snijmaïs en 71% voor bouwland. Ook bij de categorie overig (fruitteelt, handelsgewassen, vollegronds-groenten) is bij ca. 36% van het areaal sprake van te hoge concentraties.

Wanneer het gehele areaal cultuurgrond wordt beschouwd dan is het oppervlaktepercentage met nitraatconcentraties boven de kwaliteitsdoelstelling ongeveer 36% terwijl voor 62% van het gebied sprake is van een overschrijding van de streefwaarde. De regionale verdeling van de gebieden met berekende nitraatconcentraties boven de streef- en grenswaarde kan worden afgelezen uit de kaart van Figuur 3.25.

Tabel 3.21 Procentuele verdeling van de berekende nitraatconcentraties in het bovenste grondwater onder landbouwgronden per gewas (in mg nitraat-N l⁻¹). Cijfers gebaseerd op de bodembelasting van 1989.

gewas	0-5.6	5.6-11.3	11.3-22.6	> 22.6	totaal
gras	43.2	18.3	17.4	21.1	100
snijmaïs	15.7	9.0	1.0	74.4	100
bouwland ^a	28.4	50.2	21.0	0.4	100
overige ^b	63.5	33.3	3.3	0	100

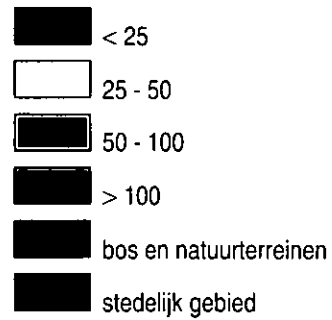
^a aardappelen + suikerbieten + graan

^b glastuinbouw niet meegerekend



Figuur 3.25 Landelijk beeld van nitraatconcentraties in het bovenste grondwater voor 1989.

Milligram per liter als NO_3



3.2.2.6 N-componenten in het diepere grondwater

Zoals in paragraaf 3.2.1 is uiteengezet worden in de grondwatermonsters uit het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG) en de Provinciale meetnetten (PMG's) alleen de nitraat- en ammoniumconcentraties bepaald.

Nitraat

In *Figuur 3.21a* is op basis van de gegevens voor 1992 uit het LMG en de PMG's voor de beide filterdiepten (5 - 15 m en 15 - 30 m -maaiveld) de gemiddelde nitraatconcentratie per combinatie van bodemgebruik en grondsoort weergegeven. Het landelijk gemiddelde voor nitraat onder grasland op zandgrond (diepteniveau 1) ligt op 8.1 mg N l⁻¹. Voor bouwland en snijmaïs ligt de gemiddelde concentratie resp. op 11.9 mg N l⁻¹ en op 24.3 mg N l⁻¹. Op diepteniveau 2 werkt de hoge N-belasting aan maaiveld alleen door bij snijmaïs: de gemiddelde waarde bedraagt 4.4 mg N l⁻¹. Voor combinaties van grasland, bouwland en snijmaïs met andere grondsoorten dan zandgrond wijken de gemiddelde concentraties nauwelijks van 0 mg N l⁻¹ af.

In welke mate de landelijk gemiddelde waarden de streefwaarde voor nitraat in grondwater onder landbouwgrond overschrijden, is voor de twee diepteniveaus uit *Figuur 3.22a* af te lezen. In meer dan 10% van het areaal grasland en bouwland en in meer dan 30% van het areaal snijmaïs op zandgrond is sprake van overschrijding van de streefwaarde voor nitraat (diepteniveau 1). Voor diepteniveau 2 ligt de ondergrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval voor het gemiddelde nergens boven 10% van de genoemde gewasarealen.

Ammonium

Uit *Figuur 3.21b* blijkt dat zeer hoge ammoniumconcentraties kunnen voorkomen in klei- en veengebieden. De streefwaarde ligt voor deze gebieden op 10 mg N l⁻¹. Deze waarde wordt hier niettemin regelmatig overschreden, met name op diepteniveau 1. Deze hoge waarden hebben een natuurlijke oorzaak (afbraak van organisch materiaal). Overschrijding van de streefwaarde voor zandgebieden (2 mg N l⁻¹) wordt onder landbouwgrond met name bij akkerbouw (a/z) waargenomen.

Ruimtelijk beeld

Uit de lokale informatie van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit aangevuld met data uit de provinciale meetnetten is een vertaling gemaakt naar regionale waarden teneinde een ruimtelijk beeld te verkrijgen. Hiërtoe is Nederland in 9 fysisch-geografische regio's ingedeeld. Per regio is het percentage oppervlak berekend met een ammonium- dan wel een nitraatconcentratie boven de streefwaarde. Hierbij zijn

gegevens over de grondwaterkwaliteit van alle combinaties van bodemgebruik en bodemtype geïntegreerd (Van Drecht, 1994b).

Nitraat

In *Figuur 3.26a* zijn de regio's aangegeven waar de afwijking van de streefwaarde significant groter of kleiner is dan 10% resp. 20% ($p=95\%$). In het centrale, oostelijke en zuidelijke zandgebied is dit duidelijk het geval. Hier geldt dat meer dan 17 resp. 15 en 19% van het oppervlak boven de streefwaarde ligt (Van Drecht, 1994b). In het noorden en westen van het land is het percentage overschrijding duidelijk lager, namelijk 5%.

Ammonium

Het ruimtelijk beeld van ammonium in het diepere grondwater is weergegeven in *Figuur 3.26b*. Overschrijdingen van de streefwaarde blijken met name in de klei- en veengebieden op te treden (38% resp. 25%).

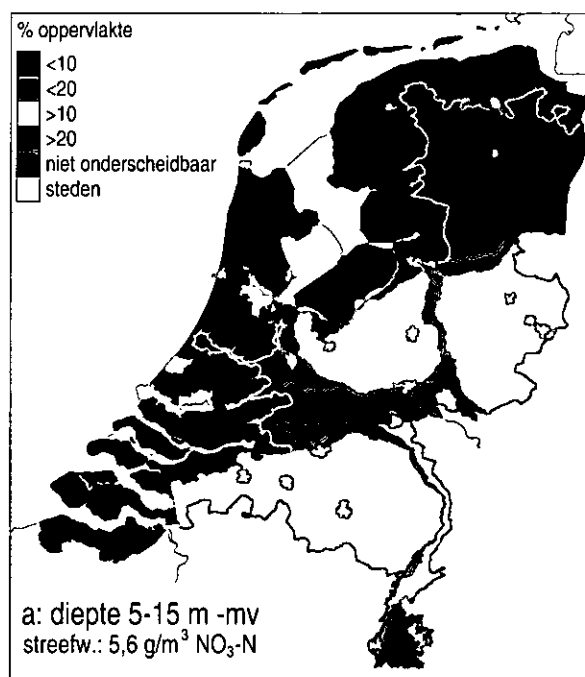
3.2.2.7 Samenvatting N in grondwater onder landbouwgronden

De belasting van landbouwgronden is door het gebruik van kunstmest, dierlijke mest en als gevolg van beweiding veel groter dan die van bos en natuurterreinen. Dit weerspiegelt zich vooral in hoge nitraatconcentraties in het grondwater onder landbouwgronden, met name in de zandgebieden. Uit de metingen blijkt dat met toenemende diepte de nitraatconcentraties lager zijn. Onder grasland is de nitraatafname groter dan onder akkerbouw (inclusief snijmaïs). Dit is zowel het gevolg van denitrificatie als van afvoer van het bovenste grondwater naar het oppervlaktewater. Voor verhoogde ammoniumconcentraties als gevolg van het bodemgebruik zijn geen duidelijke aanwijzingen aanwezig. De bijdrage van natuurlijke oorzaken (de bodemsamenstelling) is hiervan niet goed te onderscheiden.

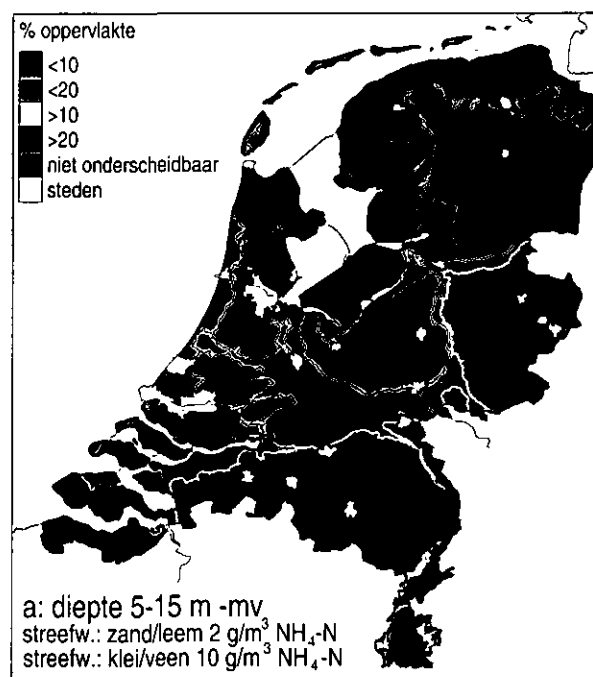
3.2.2.8 Belasting van het kleine oppervlaktewater

Meetgegevens (zand- en kleigebieden)

Door de vaak aanwezige drainage in lager gelegen zandgebieden en in klei- en veengebieden (ca. 15% van het zandgebied en ca. 80% van het klei- en veengebied is gedraineerd) is er sprake van een relatief snelle afvoer van het neerslagoverschot naar het oppervlaktewater. Voor deze gebieden is de relatie bodembelasting - grondwaterafvoer via drains - kwaliteit van oppervlaktewater niet goed onderzocht. Alleen op lokale schaal is hiernaar tot nu toe enig onderzoek verricht. Een landsdekkend beeld op basis van metingen is dan ook nog niet te geven. Al vele jaren worden hydrologische metingen uitgevoerd in



Figuur 3.26a Ruimtelijk beeld NO₃ in diepere grondwater; weergegeven is het percentage oppervlak boven de streefwaarde; gegevens afkomstig uit LMG en PMG's; diepte 5 - 15 meter.



Figuur 3.26b Ruimtelijk beeld NH₄ in diepere grondwater; weergegeven is het percentage oppervlak boven de streefwaarde; gegevens afkomstig uit LMG en PMG's; diepte 5 - 15 meter.

het stroomgebied van de Hupselse Beek (in de Achterhoek). Sinds ongeveer 1985 wordt ook aandacht besteed aan de nutriëntenhuishouding van het gebied. Recentelijk is hier een studie gestart naar de afvoer van water en nutriënten via drains. Tevens is een dergelijk veldonderzoek in het kleigebied begonnen (Oost-Flevoland waar sprake is van een gescheurde kleigrond; Van de Eertwegh, 1994). Uit de eerste resultaten blijkt dat op deze lokaties resp. 50 - 70% en 75 - 80% van het neerslagoverschot via drains naar het oppervlaktewater wordt afgevoerd. De afvoer van N vindt voor meer dan 85% in de winterperiode plaats. De N-concentraties in het drainwater varieerden in de winter van 1992 - 1993 van 25 - 55 mg N l⁻¹ (Hupselse beek) en van 15 - 40 mg N l⁻¹ (Flevoland) en bestaan voor beide lokaties voor meer dan 95% uit minerale N (voornamelijk nitraat). De gemiddelde N-concentraties in het water van de Hupselse beek bedroegen in de periode 1985 - 1992 37.6 mg totaal-N l⁻¹, waarvan gemiddeld 35 mg l⁻¹ als nitraat-N (Meinardi & Van de Eertwegh, 1993).

In beide gebieden vormt de aanvoer van N met bemesting de dominante bron en komt 15 - 20% hiervan tot belasting van het oppervlaktewater, voornamelijk via drains. Uit een N-balans voor het Hupselse-beekgebied (1985 - 1992) blijkt dat de belasting van het oppervlaktewater met N overeenkomt met de berekende uitspoeling naar het grondwater.

Voor kleigronden is de voor Flevoland gemeten uitspoeling echter groter dan hierboven met het model is berekend. Omdat hier sprake is van een gescheurd kleiprofiel hoeven deze resultaten niet representatief te zijn voor het gehele West- en Noordnederlandse kleigebied.

Vanaf 1990 worden op een aantal plaatsen metingen gedaan naar de N-concentraties in drainwater van kleigronden (met name bij akkerbouwbedrijven). In 1992 is het RIVM met een verkennend onderzoek begonnen om een globaal landelijk beeld te verkrijgen. Uit de eerste metingen blijkt dat de N-afvoer via drainwater voornamelijk uit nitraat bestaat. De gemiddelde concentratie van 88 mengmonsters van drainwater bedroeg 10.5 mg N l⁻¹. In procenten uitgedrukt had 75% van de monsters een nitraatconcentratie groter dan 2.2 mg N l⁻¹ en 36% een concentratie groter dan 11.3 mg N l⁻¹. Ook deze eerste resultaten van het oriënterende onderzoek geven aan dat er sprake is van een grotere uitspoeling naar het oppervlaktewater dan tot nu toe voor kleigebieden is verondersteld.

Meetgegevens (veengebieden)

In veengebieden komt relatief veel oppervlaktewater voor. Ook hier is de N-belasting van het oppervlaktewater van meer belang dan de belasting van het grondwater. Van veengebieden is te weinig informatie

aanwezig om een regionaal beeld van de kwaliteit van het bovenste grondwater en van het drainwater te verkrijgen. Uit de schaarse metingen kan worden afgeleid dat nitraatconcentraties over het algemeen laag zijn ten opzichte van andere N-verbindingen (ammonium en organisch N). Alleen in diep ontwaterde veengraslanden kunnen nitraatconcentraties van enige betekenis in het drainwater voorkomen (Pankow *et al.*, 1985).

Berekende belasting van het kleine oppervlaktewater

Met het model NPKRUN (Meinardi, 1991) is de N-belasting van het kleine oppervlaktewater berekend voor 1989 en voor 2000. Uitgangspunt voor de grondwaterbelasting is het resultaat van de berekening met het uitspoelingsmodel NLOAD. Aangezien met dit uitspoelingsmodel alleen de nitraatbelasting van het grondwater wordt berekend is voor de overige N-componenten een achtergrond-uitspoeling aangenomen waarvan de grootte afhankelijk is van het aandeel klei resp. veen in het betreffende gebied. Het kaartbeeld van *Figuur 3.27* geeft een gemiddeld beeld per gebied van de N-concentratie in klein oppervlaktewater als gevolg van af- en uitspoeling van landbouwgronden en natuurterreinen. Zowel de winter- als de zomersituatie is in deze figuur weergegeven. De concentraties zijn per PAWN-district gepresenteerd. De kaart geeft geen beeld van de kwaliteit van individuele oppervlaktewateren. De bijdrage van stedelijke gebieden en van puntbronnen (bijvoorbeeld RWZI's) is hierbij buiten beschouwing gelaten. Dit geldt ook voor processen in het open water zoals denitrificatie en accumulatie in de waterbodem, die tot een lagere concentratie kunnen leiden. Het netto effect van beide niet-beschouwde factoren op de N-concentratie in het oppervlaktewater zal hierdoor per gebied verschillen en zowel hoger als lager kunnen zijn dan met het model is berekend. Uit *Figuur 3.27* blijkt dat voor de meeste districten de concentraties gedurende de winterperiode veel hoger zijn dan in de zomer. Dit geldt met name voor de zandgebieden: in deze periode wordt het N-rijke jonge bovenste grondwater afgevoerd naar het oppervlaktewatersysteem. Gedurende de zomerperiode speelt alleen diepere kwel een factor van betekenis. De N-concentratie van dit (oudere) grondwater is echter veel lager dan van het bovenste grondwater. In het Westnederlandse klei-veengebied zijn echter ook districten waar de zomerconcentraties hoger zijn: dit is een gevolg van de bijdrage van diepe kwel die van nature veel stikstof bevat (voornamelijk als ammonium).

De hoogste N-concentraties worden berekend voor de ecodistricten met een dun watervoerend pakket en een korte verblijftijd van het grondwater in de bodem onder andere in Twente, het oosten van

Gelderland en midden-Brabant. Dit zijn ook de gebieden waar de bodembelasting hoog is. In de klei- en veengebieden in het westen en noorden van Nederland zijn de N-niveaus duidelijk lager dan in de zandgebieden.

3.2.2.9 Veranderingen in belasting

De verandering in de bemesting in de periode 1990 - 1992 is weergegeven in *Tabel 3.22*. Uit *Tabel 3.22* blijkt dat in de periode 1990 - 1992 de N-productie van de veestapel niet is afgenomen. Wel is de NH_3 -emissie gedaald, uitgezonderd het jaar 1991. Voorts is de export van (bewerkte) dierlijke mest naar het buitenland toegenomen. Desondanks is de hoeveelheid N die met dierlijke mest op de bodem is gebracht in deze periode niet kleiner geworden. Hiervoor zijn twee verklaringen te geven. Allereerst neemt het N-gehalte van de dierlijke mest toe omdat minder NH_3 uit stal en opslag is vervluchtigd. Daarnaast komt er door de grootschalige toepassing van emissie-arme aanwendingstechnieken na 1991 meer stikstof met dierlijke mest in de bodem. Uit *Tabel 3.22* blijkt ook dat de kunstmesttoediening kleiner is geworden maar deze afname is veel geringer dan de vermindering van de NH_3 -emissie. Dit betekent dat er onvoldoende rekening wordt gehouden met de verbeterde werking van dierlijke mest. Geconcludeerd kan worden dat er een verschuiving in N-belasting is opgetreden van het compartiment lucht naar het compartiment bodem.

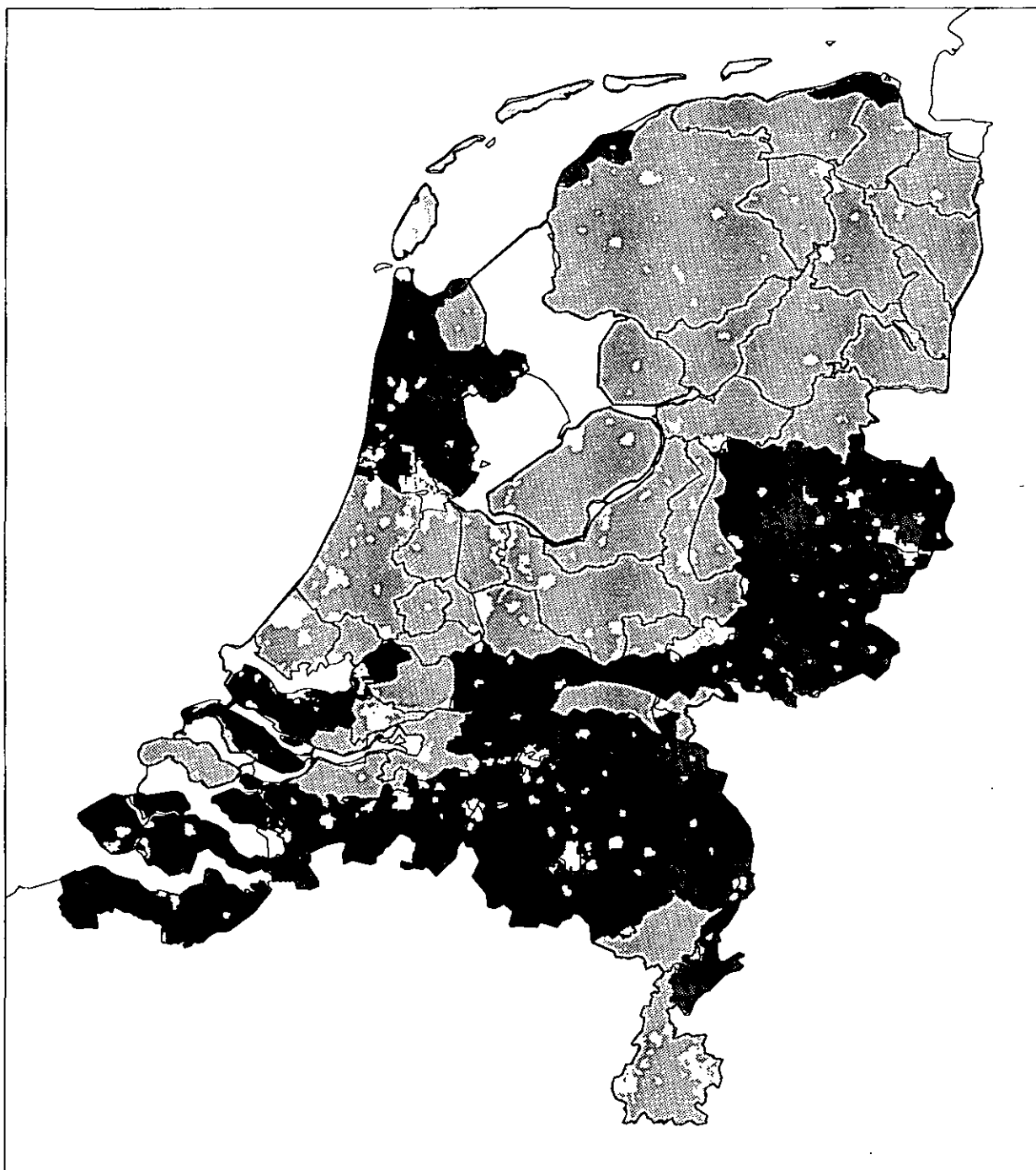
Tabel 3.22 Ontwikkeling van N-excretie, NH_3 -emissie en N-bemesting met dierlijke mest en kunstmest op landbouwgrond in de periode 1989-1992. Hoeveelheden in miljoen kg N (bron: LEI-kunstmeststatistiek en Van der Hoek, 1994).

	1989	1990	1991	1992
excretie van dieren	594 ^a	585	639	619
NH_3 -emissie ^b	171	155	161	120
export dierlijke mest	3	6	7	11
dierlijke mest op de bodem	420	424	471	488
kunstmest	455	412	400	392
totaal kunstmest en				
dierlijke mest	875 ^c	836	871	880
depositie	93	89	89	83
totaal landbouwgrond	968	925	960	963

a De berekening van de N-excretie van de veestapel voor 1989 is door het gebruik van een andere berekeningsmethodiek niet goed vergelijkbaar met die van de latere jaren.

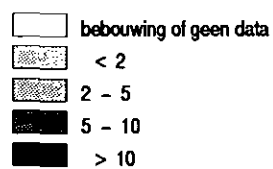
b Emissie uit stallen, mestopslag en tijdens mestaanwending en beweiding.

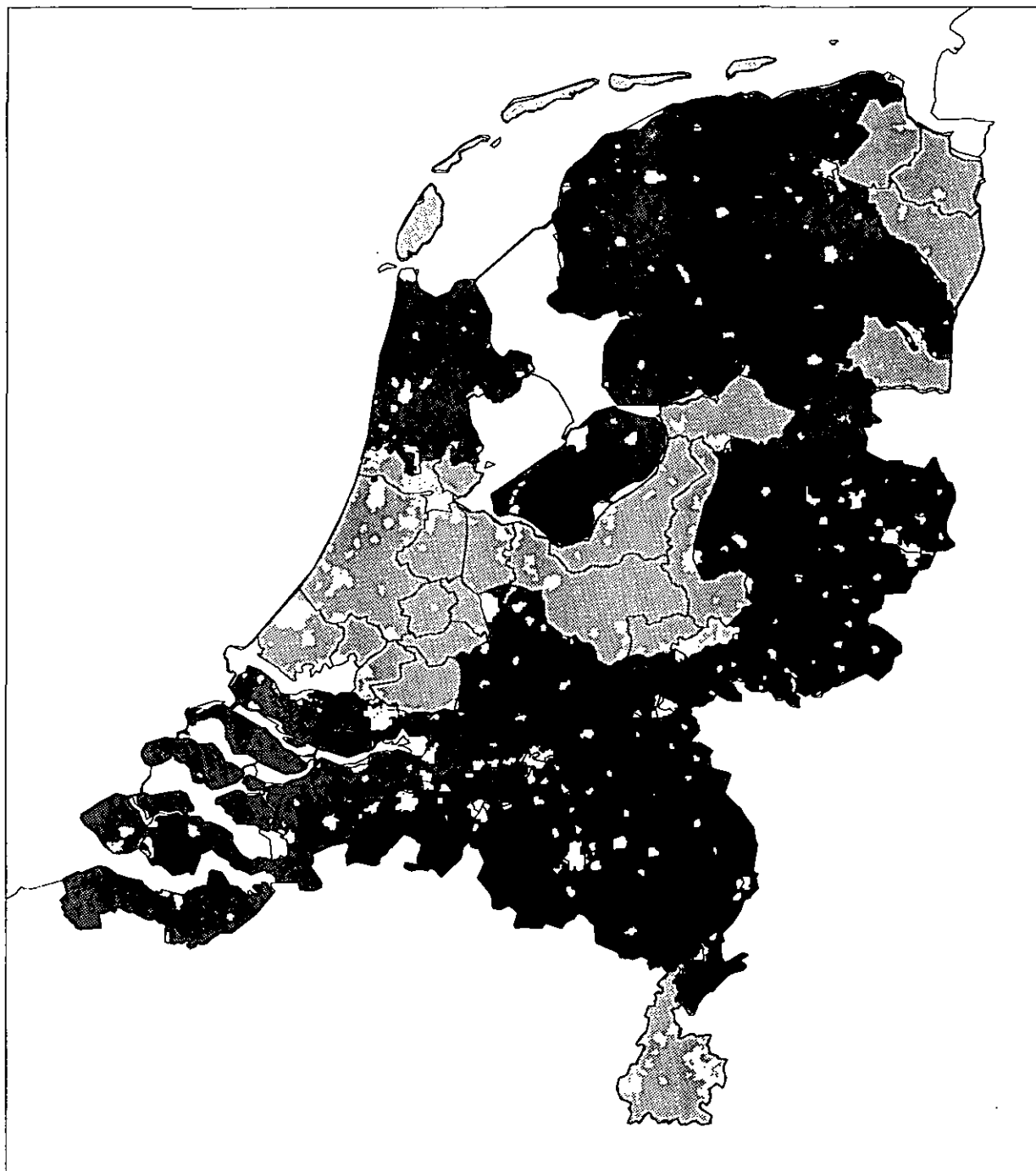
c Door enkele 'last minute'-aanpassingen in de excretiefactoren c.q. NH_3 -emissiefactoren verschilt de hier gegeven hoeveelheid van die uit *Tabel 3.13*. Met deze laatste hoeveelheid is de uitspoeling berekend.



Figuur 3.27a Berekende N-concentratie in klein oppervlaktewater; zomer- en wintersituatie 1989.

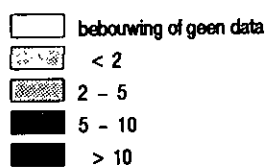
Stikstof mg N l⁻¹





Figuur 3.27b Berekende N-concentratie in klein oppervlaktewater; wintersituatie 1989 geaggregeerd naar PAVN-district.

Stikstof mg N l⁻¹



3.2.2.10 Trends in grondwaterkwaliteit

Ondiep grondwater

Er zijn geen langjarige meetreeksen beschikbaar om trenduitspraken te kunnen doen. Uit metingen die door het RIVM sinds 1988 bij een vijftal landbouwbedrijven zijn uitgevoerd kan geen trend worden waargenomen ondanks de genomen maatregelen om het overschot op de N-balans te verminderen.

Dieper grondwater

Van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit zijn sinds 1984 resultaten beschikbaar. Op grond hiervan kan een significante daling van de ammoniumconcentratie onder akkerbouw op zand worden geconstateerd (diepteniveau 1). Voor nitraat kon geen duidelijke trend worden aangetoond.

3.2.2.11 Prognose kwaliteit bovenste grondwater onder landbouwgronden

Om een uitspraak te doen over de toekomstige nitraatconcentraties in het bovenste grondwater zijn de volgende scenario's doorgerekend.

2000ER-scenario

De resultaten van de uitspoelingsberekeningen waarbij een inschatting is gemaakt van het voorgenomen mestbeleid volgens de Notitie Mest- en Ammoniakbeleid derde fase (LNV, 1993) zijn weergegeven in *Tabel 3.23*. De resultaten zijn gebaseerd op berekeningen met het uitspoelingsmodel NLOAD. Hieruit blijkt dat het areaal met overschrijding van de grenswaarde voor nitraat in 2000 gehalveerd is ten opzichte van 1989. Met name voor grasland op zandgrond is het effect van het voorgenomen beleid groot. Hierbij moet de kanttekening worden gemaakt dat het gehanteerde model een statisch model is dat niet met naijling rekening kan houden. Hierdoor wordt voor 2000 stellig een rooskleurig beeld geschetst.

In *Figuur 3.28* zijn de berekeningsresultaten in kaartvorm weergegeven. Met name in het zuidelijk zandgebied en in het Zuidlimburgse leemgebied worden nog belangrijke arealen met concentraties boven de grenswaarde voor nitraat geprognostiseerd.

Nulbelasting

Bij dit hypothetische scenario is verondersteld dat de belasting van de bodem nul is. Het voornaamste doel van het doorrekenen van dit scenario is aan te geven hoe groot de naijling is in het compartiment bodem. Het effect van het scenario "nulbelasting" (2000NUL) wordt geïllustreerd met resultaten van berekeningen met het dynamische model SOILN (Van Grinsven & Makaske, 1993). De N-uitspoeling is berekend voor een graslandperceel op enkeerdgrond van een melk-

Tabel 3.23 Berekende oppervlakte met nitraat-N-concentraties boven de grenswaarde (11.3 mg N l^{-1}) voor 2000 op basis van het 2000ER-scenario (in %)^a.

grondsoort	gewas	1989	1995	2000
zand	gras	17.8	16.2	2.9
	maïs	8.2	8.1	8.1
	bouwland	5.0	5.2	2.9
overige	alle	4.0	5.8	1.3
alle	alle	35.0	35.3	15.2

^a Bij de berekening is uitgegaan van een concept-versie van de notitie, die op enkele onderdelen afwijkt van de definitieve versie die naar de Tweede Kamer is gezonden.

veebedrijf te Laren (Gelderland), alwaar sinds 1988 grondwaterkwaliteitsonderzoek is gedaan (zie *Figuur 3.29*). Het effect van sinds 1989 ingezette emissie-beperkende maatregelen kan worden afgelezen uit de het verschil tussen de lijnen 1 en 2. Het huidige N-niveau van bemesting bedraagt 400 kg ha^{-1} .

De nulbelasting is berekend per 1 januari 1990 uitgaande van twee veronderstellingen: allereerst dat de afvoer van het gewas doorgaat (variant verschralling: lijn 3) en voorts dat het perceel braak wordt gelegd (geen gewasafvoer: lijn 4). Opvallend is de relatief snelle respons in geval de nulbelasting vanaf 1990 wordt doorgevoerd. Bij verschralling daalt de uitspoeling zodanig dat zeer lage nitraatconcentraties reeds binnen vijf jaar worden bereikt. Het systeem reageert zeer snel op veranderingen. Braakleggen levert echter zelfs bij nulbelasting een vrij beperkte kwaliteitsverbetering op.

3.2.2.12 Prognose kwaliteit van het kleine oppervlaktewater

In de vorige paragraaf is aangegeven hoe naar verwachting de kwaliteit van het *grondwater* zich zal ontwikkelen bij twee scenario's. In deze paragraaf wordt de verwachte kwaliteit van het *oppervlakte*-water besproken.

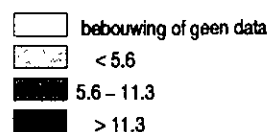
2000ER-scenario

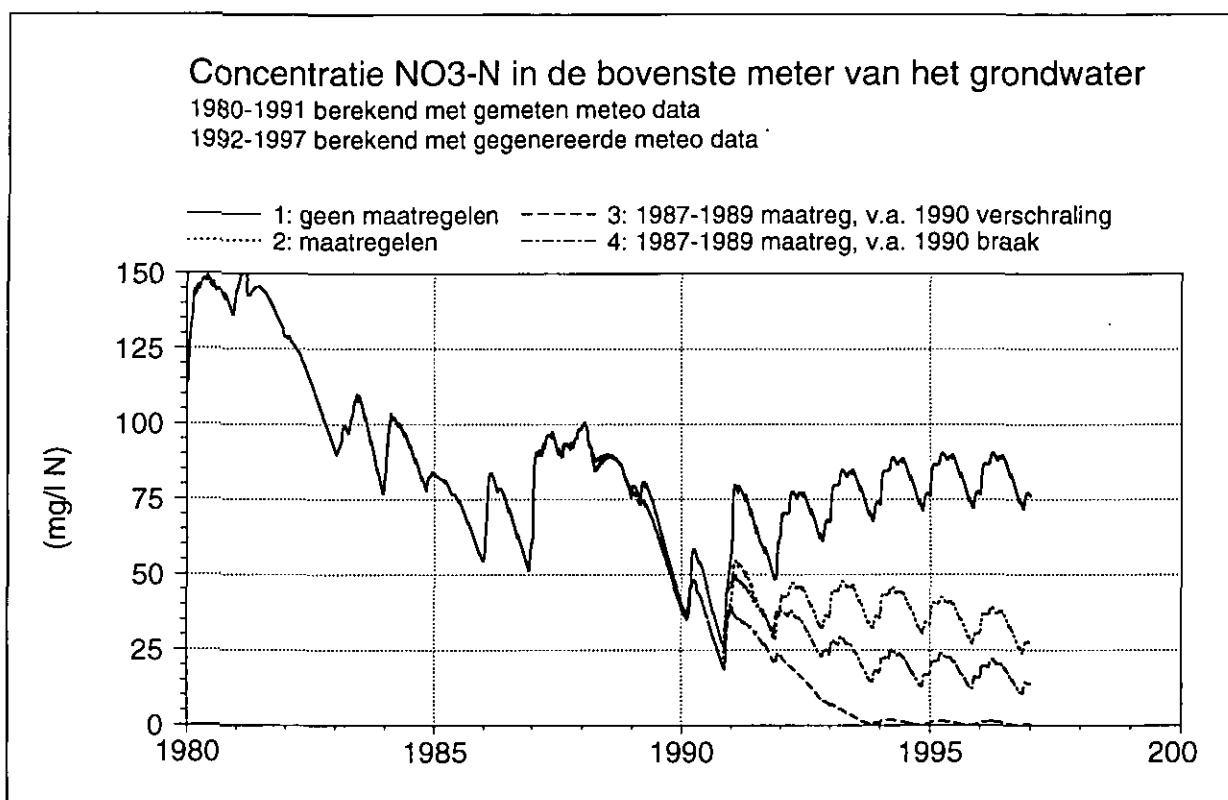
In 2000 (*Figuur 3.30*) is in gebieden, hier weergegeven in de vorm van PAWN-districten, waar de bijdrage van de oppervlakkige afvoer groot is, de concentratie in het open water kleiner vergeleken met de situatie in 1989. Hier werken maatregelen om de bemesting te verminderen het meest direct en sterk door op de belasting van het oppervlaktewater. In bepaalde districten wordt de berekende concentratie groter dan in 1989 het geval is als gevolg van naijling door diepere grondwaterstroming.



Figuur 3.28 Landelijk beeld van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater onder landbouwgrond voor 2000. Voor ontbrekende N-concentraties is een gemiddelde per gemeente berekend.

Stikstof mg N l⁻¹



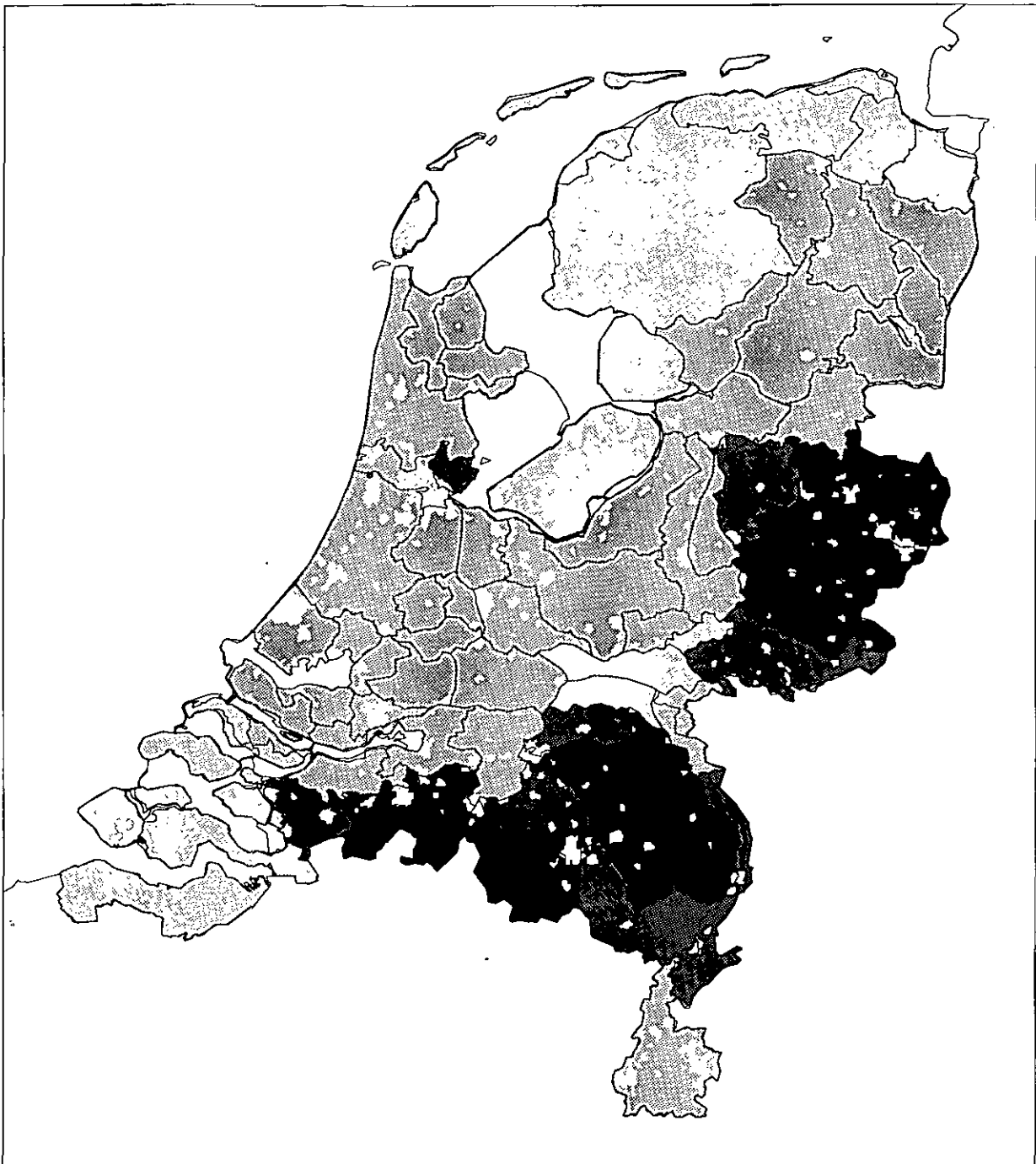


Figuur 3.29 Berekende nitraatconcentraties in het grondwater onder een graslandperceel op enkeerdgrond te Laren (Gelderland) bij een aantal scenario's.

Nulbelasting

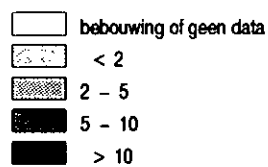
De kaart van *Figuur 3.31* geeft de hypothetische situatie weer als de uitspoeling naar het bovenste grondwater op nul wordt gesteld. De N-concentratie (zomersituatie) blijft in het zandgebied nog boven de 5 mg N l⁻¹ voornamelijk als gevolg van naijling van ouder grondwater. Op welke termijn nog een verdere

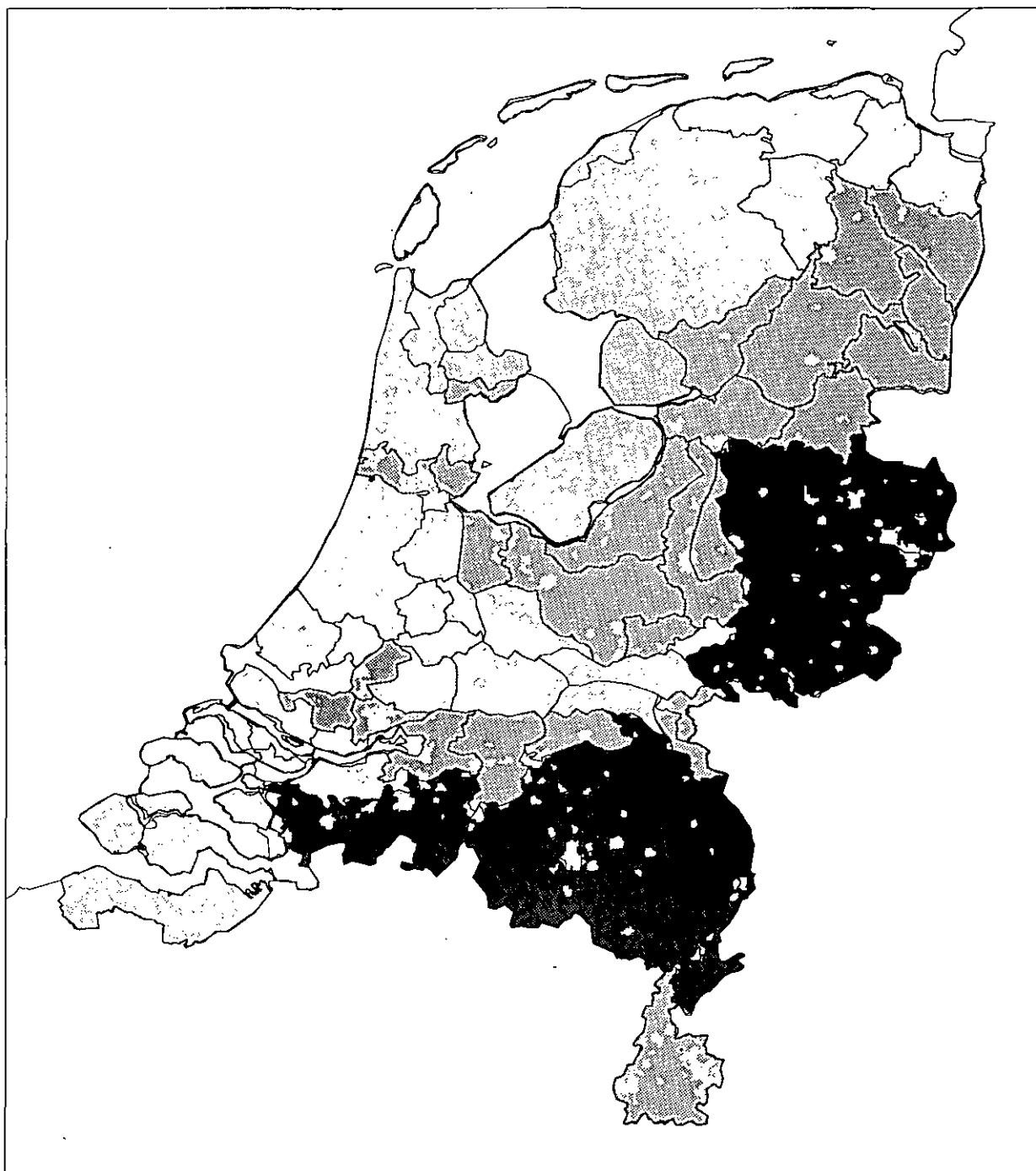
verlaging van de concentraties bereikt wordt is niet onderzocht. Ten opzichte van 1989 geven de twee scenario's een afname van de N-afvoer als gevolg van af- en uitspoeling te zien welke voor het 2000ER-scenario 52% is, en voor het 2000NUL-scenario 71% bedraagt.



Figuur 3.30a Berekende N-concentratie in klein oppervlaktewater volgens het 2000ER-scenario; zomer situatie. Geaggregeerd naar PAWN-district.

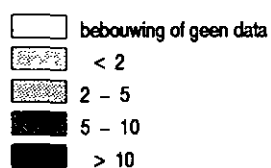
Stikstof mg N l⁻¹

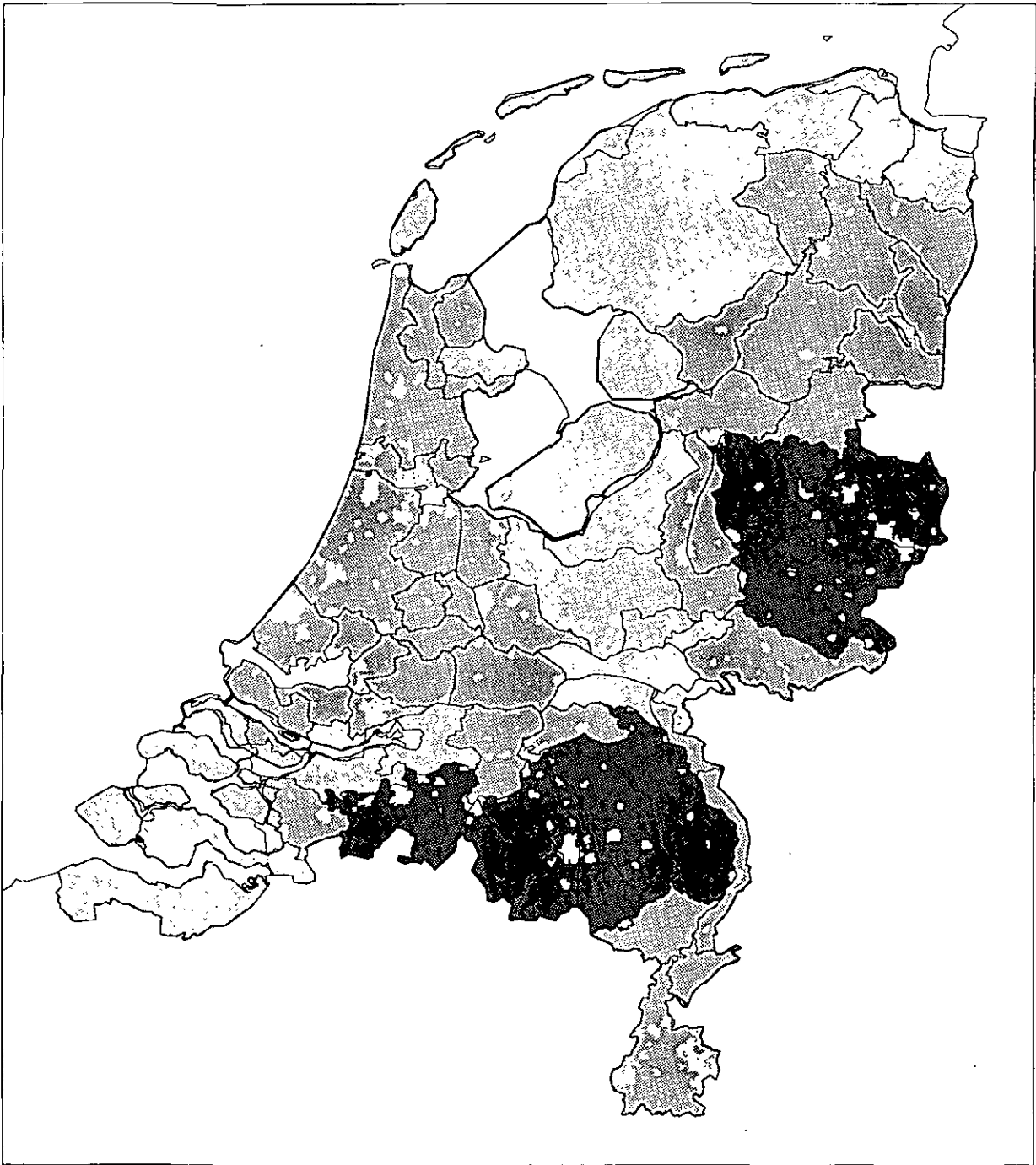




Figuur 3.30b Berekende N-concentratie in klein oppervlaktewater volgens het 2000ER-scenario: wintersituatie. Geaggregeerd naar PAWN-district.

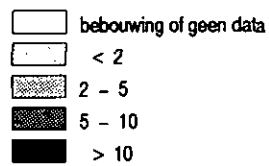
Stikstof mg N l⁻¹

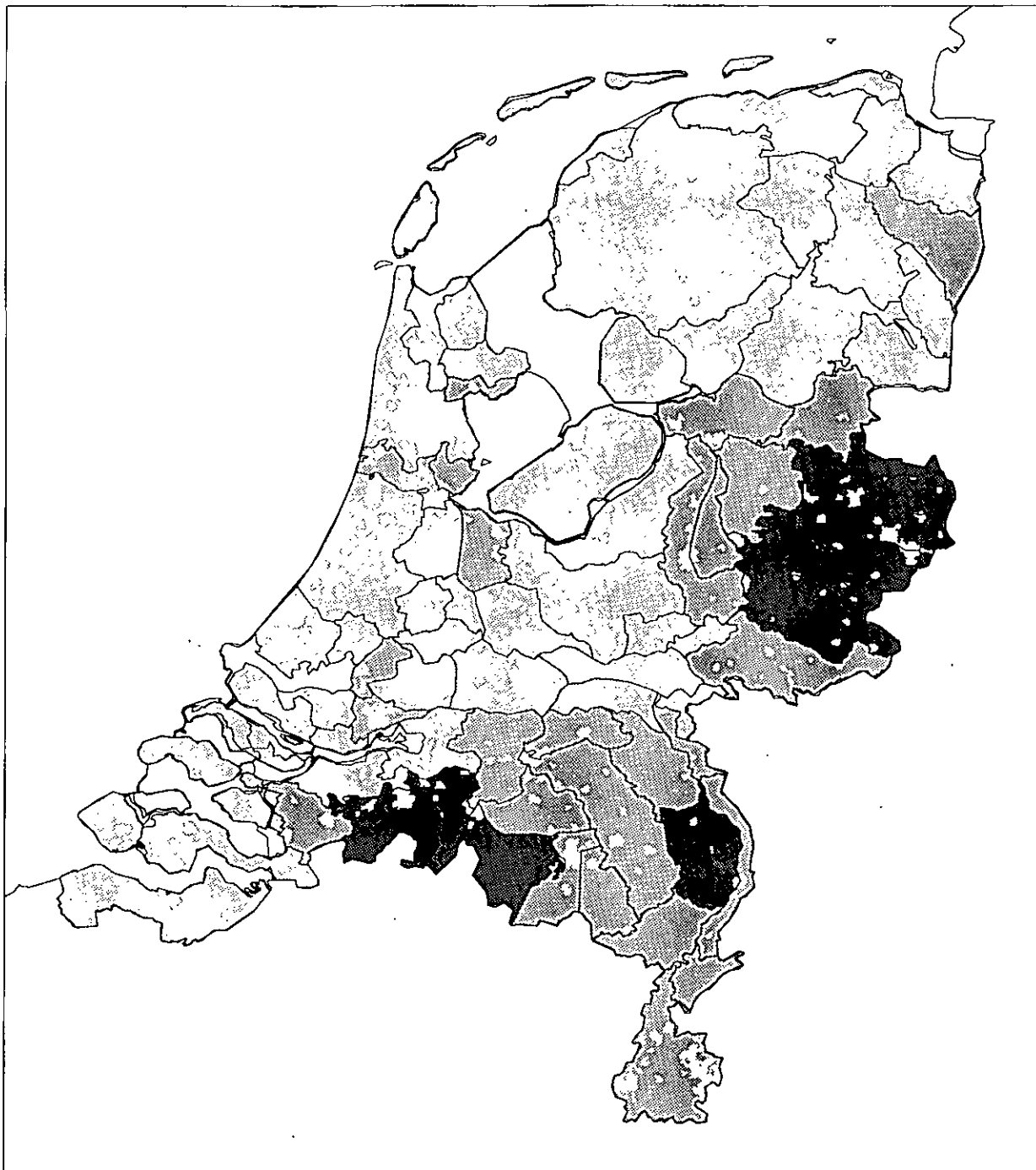




Figuur 3.31 Berekende N-concentratie in klein oppervlaktewater volgens het 2000NUL-scenario; zomersituatie. Geaggregeerd naar PAWN-district.

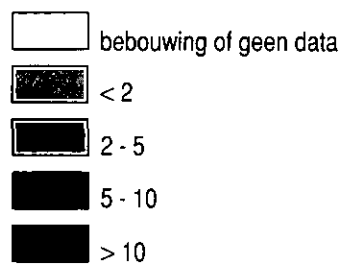
Stikstof mg N l⁻¹





Figuur 3.31b Berekende N-concentratie in klein oppervlaktewater volgens het 2000NUL-scenario; wintersituatie. Geaggregeerd naar PAWN-district.

Stikstof mg N l⁻¹



3.3 Compartiment water

3.3.1 Zoet oppervlaktewater

3.3.1.1 Situatieschets

Belasting direct en indirect

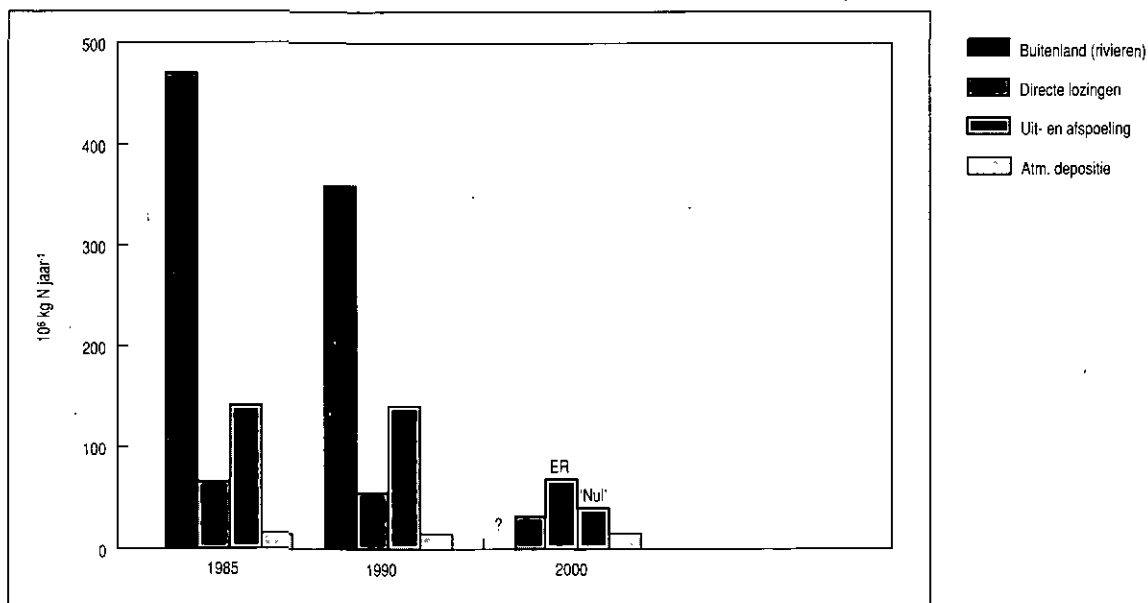
De belasting voor het gehele Nederlandse wateroppervlak met stikstof is weergegeven in *Figuur 3.32*. Alle directe belastingen, gepresenteerd in hoofdstuk 2 (emissies), zijn hier gesommeerd tot een totale belasting. Ook de buitenlandse aanvoer komt uit het hoofdstuk emissies. Atmosferische belasting is berekend uit gegevens van het Laboratorium voor Luchtonderzoek van het RIVM. Het betreft de jaren 1989 en 1990. Hiervoor is het DEADM-model gebruikt (Erisman, 1991). Deze is constant verondersteld voor de beschouwde periode. Uit- en afspoeling is berekend met behulp van het model NPKRUN (Meinardi, 1991; zie ook paragraaf 3.2.2). Met NPKRUN zijn twee scenario's doorgerekend, het "European Renaissance"-scenario (ER) en het "Nul"-scenario. Het ER-scenario is ook gebruikt in de Nationale Milieuverkenning 3 (RIVM, 1993b). Dit is een optimistisch scenario over de samenwerking op economisch en milieugebied in heel Europa. Tevens is er optimisme over de herstructurering in Centraal

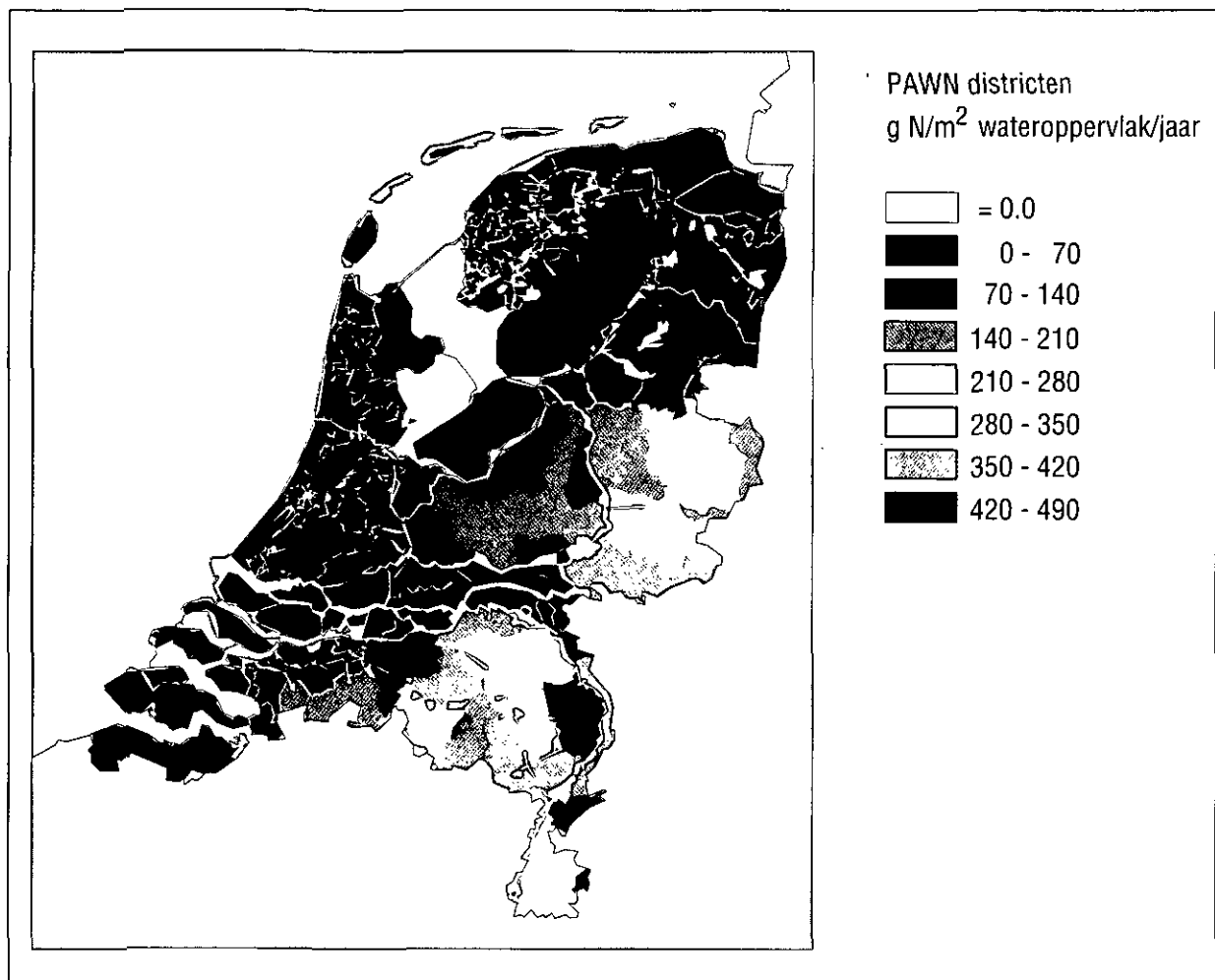
en Oost-Europa. Ook over de maatschappelijke acceptatie van Europese regelgeving en het milieubesef van burgers en bedrijven is dit scenario optimistisch. De economische groei (bruto nationaal produkt) bedraagt in Nederland in het ER-scenario tot 2000 gemiddeld 2.7% per jaar (RIVM, 1993b). In het volledig hypothetische "Nul"-scenario is aangenomen dat er geen stikstof meer op de bodem wordt gebracht en de atmosferische depositie en de emissie van stikstof op landbouwgronden is nul verondersteld. Het is duidelijk dat vergeleken bij de grote reductie in lozingen door industrie, RWZI's en ongezuiverde lozingen de maatregelen in de landbouw "uit de pas" lopen. Zelfs bij het "Nul"-scenario zal de toevoer van stikstof naar het oppervlaktewater via uit- en afspoeling van landbouwgronden aanzienlijk blijven ten opzichte van de andere bronnen.

Belasting geregionaliseerd

De belasting met stikstof, totaal van alle bronnen, is regionaal weergegeven volgens de PAWN-schematisatie, de zogenoemde "knopen" en "districten". PAWN staat voor *Policy Analysis of Water in The Netherlands* (V&W, 1985; WL, 1990). Het netwerk van de PAWN-knopen vormt een geschematiseerde weergave van de belangrijkste Nederlandse oppervlaktewateren en is opgezet in opdracht van Rijkswaterstaat om de waterkwantiteit en -kwaliteit te kunnen modelleren. Toevoer van zuurstofbindende

Figuur 3.32 De jaarlijkse belasting van het gehele Nederlandse oppervlaktewater met stikstof (in 10^6 kg N j^{-1}) verdeeld naar aanvoer buitenland door grensoverschrijdende rivieren en directe belastingen (bron RIZA), uit- en afspoeling (NPKRUN; Meinardi, 1991) en atmosferische depositie (DEADM; Erisman, 1991) berekend door RIVM/LWD voor 1990). De buitenlandse aanvoer in 2000 werd niet berekend. Voor uit- en afspoeling zijn twee scenario's berekend. Voor verdere gegevens zie de tekst:





Figuur 3.33 Weergave van de totale directe en indirecte belasting voor het oppervlaktewater in de PAWN-districten (bronnen: zie Figuur 3.32).

stoffen, nutriënten en toxische stoffen kunnen (separaat) doorgerekend worden, zowel de verspreiding van buitenlandse aanvoer door rivieren als de directe belasting naar het netwerk. In het laatste geval spelen ook de PAWN-districten een belangrijke rol. In de districten wordt het "districtswater" als een homogene "bak" beschouwd, waarop eveneens geloosd wordt. Deze lozingen worden daarna ook "toegedeeld" aan het netwerk.

In Figuur 3.33 is de belasting in de PAWN-districten weergegeven. De belasting van de landbouwgebieden op zandgronden is zeer hoog. Dit leidt tot hoge concentraties van stikstofverbindingen in het districtswater. Ook de belasting met stikstof van het PAWN-netwerk is hoog. Ondanks de in de Derde Nota Waterhuishouding (V&W, 1989) vastgestelde maatregelen zullen de stikstofconcentraties in veel oppervlaktewateren in 2010 nog steeds hoger zijn dan de grenswaarde (V&W, 1994). Verbetering treedt op in de Rijn en in de Maas, echter niet voldoende om aan de doelstellingen van de Derde

Nota Waterhuishouding te voldoen (Van der Gaag *et al.*, 1991; RIVM, 1991).

Transport en omzettingen

Stikstof speelt een belangrijke rol in de eutrofiëring (ook wel vermessing genoemd). Dit is de toename van de hoeveelheid voedingsstoffen in het milieu die ontregeling van ecologische processen tot gevolg heeft. Stikstof komt voor in verschillende verschijningsvormen, die in elkaar kunnen overgaan. In hoofdstuk 1 is een overzicht gegeven van de belangrijkste processen. Eén van de belangrijkste processen met betrekking tot stikstof en eutrofiëring is denitrificatie. Wanneer organisch materiaal wordt afgebroken en anaërobe condities ontstaan, zal het aanwezige nitraat worden gereduceerd. Bij denitrificatie zijn lachgas (N₂O) en moleculaire stikstof (N₂) de belangrijkste eindproducten; zij verlaten het systeem. Anderzijds kan door binding van stikstof (N₂) uit de atmosfeer weer stikstof aan het watersysteem worden toegevoerd. Deze stikstofbinding

Tabel 3.24 Grenswaarden in (mg N l⁻¹) voor verschillende stikstofverbindingen in zoet oppervlaktewater.

verbinding	grenswaarde	bron
ammoniak	0.02	V&W, 1989
	0.04	CEC, 1975*
nitraat	11.3	CEC, 1975*
totaal-N	2.2	V&W, 1989 (zomergemiddelde; voor eutrofiëringsgevoelige wateren)

* norm voor produktie van drinkwater uit oppervlaktewater

kan maatregelen in de sfeer van emissiereductie van stikstof tegenwerken. De goede oplosbaarheid van stikstofverbindingen zorgt er voor dat stikstof verdwijnt uit het oppervlaktewater door transport naar het grondwater. Ook via het grondwater is aanvoer mogelijk naar het oppervlaktewater (kwel). Het is daardoor uiterst ingewikkeld een sluitende stikstofbalans voor een afgesloten watersysteem op te stellen (Burger-Wiersma, 1991).

Concentraties en analyse aan de hand van normen

Emissie, verspreiding en omzettingsreacties bepalen de uiteindelijke concentraties van de diverse stikstofverbindingen die in het milieu worden aangetroffen. Aan sommige van deze concentraties zijn normen verbonden. Ze zijn weergegeven in Tabel 3.24.

De nitraatconcentratie van 11.3 mg N l⁻¹ werd in 1990 in de zoete rijkswateren slechts in het Twentekanaal bij Eefde drie keer overschreden (bron: RIZA).

Tabel 3.25 geeft aan hoe vaak de grenswaarde van ammoniak wordt overschreden. Ammonium en ammoniak in water zijn in een dynamisch evenwicht, dat zeer sterk bepaald wordt door de pH. Bij pH 7 is

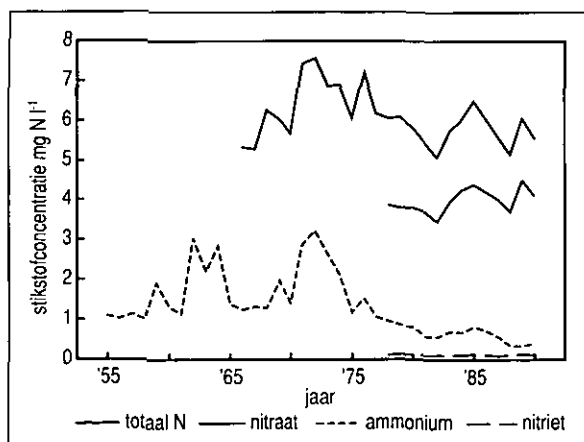
Tabel 3.25 Berekende overschrijding van de grenswaarde voor ammoniak geaggregeerd over de Nederlandse zoete Rijkswateren (bron: RIZA). Concentraties in mg N l⁻¹. Niet voor temperatuur en ionensterkte gecorrigeerd.

[NH ₄ ⁺ + NH ₃]	0.19 (mediaan)
	0.67 (90-percentiel)
NH ₃	0.01 (mediaan)
	0.03 (90-percentiel)
% waarnemingen waar NH ₃ > 0.02	23
% waarnemingen waar NH ₃ > 0.04	8
% waarnemingen waar NH ₃ > 0.1	3
n	1681

slechts 0.5% als ammoniak aanwezig, bij pH 8 is dat 5% en bij pH 9 meer dan 60%. Gemeten wordt de gezamenlijke concentratie van beide verbindingen. Uit deze metingen kan, rekening houdend met de pH, de ammoniakconcentratie worden berekend. Het zomergemiddelde van de totaal-N-concentratie in de zoete rijkswateren overschrijdt in 88% van de metingen de grenswaarde van 2.2 mg N l⁻¹. Dit is voornamelijk te wijten aan de hoge concentraties van stikstof in de Rijn en de Maas. De totaal-stikstofconcentratie in de Rijn is in de loop van deze eeuw sterk toegenomen tot maximale concentraties van ca. 7.5 mg totaal N l⁻¹ begin jaren zeventig bij Lobith (Figuur 3.34).

Midden jaren zeventig is de zuivering van huishoudelijk en industrieel afvalwater stroomopwaarts van Lobith sterk verbeterd. Desondanks is het totaal-stikstofgehalte de laatste decennia nauwelijks afgenomen. In 1990 bedroeg de totale stikstofconcentratie ongeveer 5.5 mg N l⁻¹. Deze concentratie is extreem hoog als we deze vergelijken met concentraties zoals die in 1916 in de Rijn zijn gemeten namelijk 2 mg N l⁻¹ (Peelen, 1975) en de gemiddelde natuurlijke achtergrondwaarden van wereldrivieren van 1.16 mg totaal-N l⁻¹ (Meybeck, 1982). Als referentiewaarden voor de Rijn kan gedacht worden aan de waarden in de Nederrijn gerefereerd in Biemond (1940). Dit rapport vermeldt 0.22 mg N-NH₄⁺ l⁻¹ en 3.2 mg N-NO₃⁻ l⁻¹, gemeten in 1928. Op de vermelde momenten was er overigens wel degelijk sprake van antropogene beïnvloeding. De ammoniumconcentratie begint vanaf 1980 duidelijk af te nemen terwijl de concentratie van nitraat stijgt. Dit moet worden toegeschreven aan de verbeterde zuivering van afvalwater. In de eerste plaats wordt in de rioolwaterzuiveringsinstallaties naast organisch materiaal ook een groot gedeelte van het aanwezige ammonium omgezet (in nitraat). Door de lagere belasting van het oppervlaktewater met organisch materiaal verbeterde het zuurstofgehalte in de Rijn en kon een verdere oxydatie van ammonium naar nitraat plaatsvinden. Daarnaast had de ontwikkeling van zuiveringsinstal-

Figuur 3.34 Concentratie van stikstofverbindingen in de Rijn bij Lobith (Van Dijk & Martijn, 1993).



Tabel 3.26 Frequentieverdeling van de zomergemiddelde concentraties van totaal-stikstof in 1991 in zoete rijkswateren (bron: RIZA), regionale wateren (CUWVO, 1992) en meren en plassen in 1986 (CUWVO, 1987).

totaal-N concentratie (mg N l ⁻¹)	< 1.5	1.5 - 2.2	2.2 - 3.2	> 3.2	totaal	aantal waarnemingen
regionale wateren	9%	4%	15%	73%	100%	106
zoete rijkswateren	8%	13%	21%	58%	100%	363
(selectie uit CUWVO, 1992)	8%	11%	8%	73%	100%	37
tweede eutrofiëringsenquête voor meren (CUWVO, 1987)	2%	7%	19%	72%	100%	81

laties een positief effect op de toxiciteit van het Rijnwater die op zijn beurt ook weer doorwerkte op de nitrificatiesnelheid (Admiraal & Botermans, 1989).

De ammoniumconcentratie vertoont een sterke seizoensafhankelijke fluctuatie. In de winter van 1990 zijn concentraties van meer dan 1 mg N l⁻¹ nog waargenomen. Hierbij wordt de grenswaarde voor ammoniak van 0.02 mg N l⁻¹ (Tabel 3.24) overschreden. Desalniettemin zijn de laatste vijf jaar de periodes met hoge ammoniumconcentraties in de winter steeds minder geworden. Verder stroomafwaarts, bij Kampen en Maassluis, vertonen de concentraties van de verschillende stikstofverbindingen dezelfde trends als bij Lobith. Bij Kampen is de totale stikstofconcentratie vrijwel hetzelfde als bij Lobith, terwijl de ammoniumconcentratie lager en de nitraatconcentratie iets hoger is dan bij Lobith ten gevolge van een verdergaande oxydatie tussen Lobith en Kampen. Bij Maassluis zijn zowel de totale stikstof-, nitraat- als de ammoniumconcentratie iets lager dan bij Lobith. Waarschijnlijk spelen hierbij biologische omzettingprocessen en sedimentatie een rol. De totaal-N-concentratie in de Maas bij Eijsden is iets lager dan in de Rijn bij Lobith. Bij Keizersveer is de totaalstikstofconcentratie toegenomen met ongeveer 1 mg N l⁻¹ ten opzichte van Eijsden, door Nederlandse bijdragen (Van der Gaag *et al.*, 1991; RIVM, 1991).

CUWVO (1992) rapporteerde de zomergemiddelde totaal-N-concentraties van een honderdtal regionale wateren en enige tientallen zoete rijkswateren. De nadruk bij deze meetpunten ligt op kanalen en vaarten. Er zijn slechts een tiental meren en enige sloten en kleine stromende wateren in opgenomen. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 3.26. Zowel in de gemeten regionale wateren als in de zoete rijkswateren overschrijdt de zomergemiddelde totaal-N-waarde in de meeste gevallen de grenswaarde. Deze is opgesteld voor eutrofiëringsgevoelige stagnante wateren. Echter, dat maakt in het relatieve aantal overschrijdingen niet of nauwelijks uit: 77% overschrijding in alle wateren

tegenover 74% overschrijding in stagnante wateren (CUWVO, 1992). Het grootste effect op eutrofiëring hebben nutriënten in meren en plassen, vanwege hun relatief lange verblijftijd. In Tabel 3.26 zijn de zomergemiddelden van totaal-N in meren en plassen uitgezet. Evenals bij andere wateren voldoet slechts een klein aantal van de Nederlandse meren aan de, speciaal voor hèn bedoelde, grenswaarde voor totaal-N (CUWVO, 1987; Schreurs, 1992; Joosten & Roijackers, 1993) (zie Tabel 3.26).

Referentiewaarden van totaal stikstof in meren en plassen zijn niet bekend. Wat wel als referentie zou kunnen worden opgevat is de waarde voor totaal anorganisch stikstof. Voor de Loosdrechtse Plassen was het zomergemiddelde van 1920 - 1930: 0.24 mg N l⁻¹ (Hofstra & Van Liere, 1992). Aangezien op dat moment de meren oligotroof (voedselarm) waren benadert deze waarde de totaal-stikstofconcentratie. Het is duidelijk dat de huidige totaal-N-concentraties vele malen hoger zijn dan deze referentiewaarde.

De grenswaarde voor nutriënten in eutrofiëringsgevoelige wateren zijn aan discussie onderhevig. Schreurs (1992) stelde dat de huidige grenswaarde voor fosfor (0.15 mg P l⁻¹) en stikstof (2.2 mg N l⁻¹) optimaal zijn voor de groei van cyanobacteriën. In Boers & Van Liere (1993) wordt dan ook voorgesteld om een streefwaarde voor stagnante wateren van 0.05 mg P l⁻¹ (zomergemiddelde) aan te houden. Een waarde, die voortkomt uit CUWVO (1987), Schreurs (1992) en Joosten & Roijackers (1993). De grenswaarde voor totaalstikstof van 2.2 mg N l⁻¹, die afgeleid is uit de CUWVO eutrofiëringsenquête (CUWVO, 1987), is nauwelijks onderwerp van discussie.

Voor regionale meren en plassen zijn er in de afgelopen jaren drie enquêtes geweest: twee van de CUWVO (1980, 1987) en één van de STOWA (Joosten & Roijackers, 1993). De hoeveelheid meren per enquête bedroeg 80 - 120. Echter, slechts 24 meren kwamen in alle drie sets voor. In Tabel 3.27 zijn deze meren geëvalueerd door de gemeten waarde te delen

Tabel 3.27 *TTO (Times To Objective) voor het zomergemiddelde (totaal-P, totaal-N en chlorofyl-a) van 24 Nederlandse meren. Als "objective" is gekozen voor de grenswaarden 0.15 mg P l⁻¹, 2.2 mg N l⁻¹ en 100 µg l⁻¹ chlorofyl-a. Daarnaast is het aantal meren weergegeven dat aan de normen voldoet.*

	TTO _P	TTO _N	TTO _{chl}	ΣTTO/3	% van de meren met TTO < 1			
					P	N	chl.-a	Alle normen
1977	2.8	1.7	1.3	1.8	8	7	42	0
1983/85	2.5	1.6	1.1	1.8	25	13	42	13
1986/87	3.1	1.5	1.0	1.9	21	22	46	16

1977: CUWVO, 1980; 1983/85: CUWVO, 1987; 1986/87: Joosten & Roijackers, 1993.

door de doelstelling (TTO: Times To Objective). Als "objective" is hier gekozen voor de voor eutrofe meren opgestelde grenswaarde (V&W, 1989). Gedurende de onderzoeksperiode was de overschrijding van de norm voor nutriënten vrij hoog, door een hoge belasting met nutriënten. Dit leidde echter niet tot een nog hogere chlorofyl-a-concentratie. Blijkbaar is er een andere factor (bijvoorbeeld licht) die de groei van fytoplankton beperkt. De verschillende TTO's zijn gemiddeld en eveneens weergegeven in Tabel 3.27. Dit kan opgevat worden als een geaggregeerde eutrofië-ringsparameter. Ook deze is aan weinig verandering onderhevig. Niettegenstaande deze constantheid nam het aantal meren dat aan de norm voldoet toe. Vaak waren dat meren waarvan de concentraties aanvankelijk slechts weinig boven de grenswaarde lagen.

Reductiedoelstellingen voor de belasting met stikstof van zoet en zout oppervlaktewater (een vermindering met 50% in 1995 ten opzichte van 1985) zijn afgesproken in het Rijn Actie Plan en het Noordzee Actie Plan. Het NMP (Nationaal Milieu-beleidsplan; VROM, 1989) stelt een vermindering in

2010 met 70% voor, eveneens ten opzichte van 1985. Door het achterblijven van voldoende maatregelen in de landbouwsector zal de doelstelling voor stikstof in 2000 niet gehaald worden. Ook op langere termijn worden de 2000-doelen niet gehaald (RIVM, 1993b). Verder is er met de waterkwaliteitsbeheerders afgesproken om in 1998 een gemiddeld verwijderingsrendement van 75% van de RWZI's te bewerkstelligen. Het ziet er naar uit dat deze laatste doelstelling door het allergrootste deel van de RWZI's gehaald zal worden (landelijk meer dan 66%; Unie van Waterschappen, persoonlijke communicatie) alhoewel het naar verwachting slechts een beperkt effect op de totale belasting zal hebben door de waarschijnlijk hoog blijvende stikstofconcentratie in grensoverschrijdende rivieren en het achterblijven van de landbouwsector.

3.3.1.2 Veranderingen

Door zuiveringen van lozingen met name in de industriële sector, vermindering van ongezuiverde

Tabel 3.28 *De jaarlijkse belasting van de Noordzee met totaal-stikstof (opgelost + particu-lair) in 10⁶ kg (Wulffraat et al., 1993), en de schatting van de antropogene belasting (De Vries et al., 1993).*

	totaal	% totaal	antropogeen	% antropogeen
Noordelijke Atlantische Oceaan	3600 - 8300	75	0	0
het Kanaal	700 - 1180	11	90 - 210	14
rivieren	600 - 900	8	530 - 790	88
direct	ca. 100	1	100	100
scheepvaart	80 - 200	2	80 - 200	100
atmosfeer	260 - 320	3	230 - 290	90
offshore-industrie	(onbekende hoeveelheid)			100
totaal:	4600 - 11000	100		45

lozingen en uitbreiding van zuiveringscapaciteit verminderden de directe lozingen ondanks de groei van de bevolking. De relatieve bijdrage van de diffuse bronnen met name vanuit de landbouw stegen excessief, vooral in het geval van stikstof van 1970 (15%) - 1985 (55%) (Coppoolse & Kersten, 1992). Dit wordt toegeschreven aan de vergroting van de veestapel in de jaren zeventig, en de daarbij horende mestproductie (Coppoolse & Kersten, 1992; Higler & Verdonshot, 1993). Door uitrijden in de winter werden de meststoffen niet efficiënt genoeg benut. De verdroging, die in die jaren plaatsvond, mede door drainage van landbouwgronden, deed de denitrificatie-capaciteit van de bodem afnemen (Coppoolse & Kersten, 1992). Na 1985 zijn de directe lozingen verder verminderd, evenals de buitenlandse aanvoer (Figuur 3.32; Coppoolse & Kersten, 1992). De reductiedoelstellingen van de Derde Nota Waterhuishouding (V&W, 1989) zullen echter niet worden gehaald (Van der Gaag *et al.*, 1991; RIVM, 1991; Coppoolse & Kersten, 1992; RIVM, 1993b). Het probleem wordt voornamelijk veroorzaakt door de landbouw. Mogelijk aanvullende maatregelen kunnen een reductie van 40% op het nationale stikstofoverschot bewerkstelligen, echter ook dan worden de gestelde doelen niet op korte termijn gehaald (Coppoolse & Kersten 1992; RIVM, 1993b).

3.3.2 Zout oppervlaktewater

3.3.2.1 Situatieschets

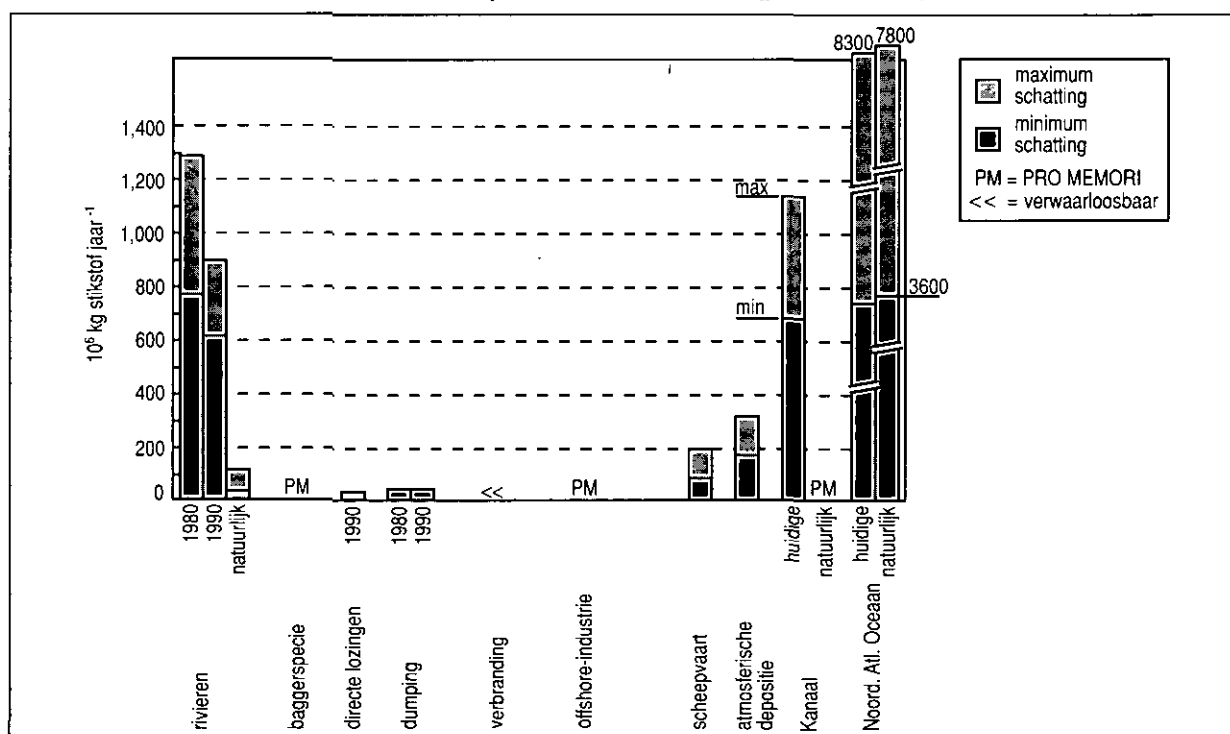
Belasting direct en indirect

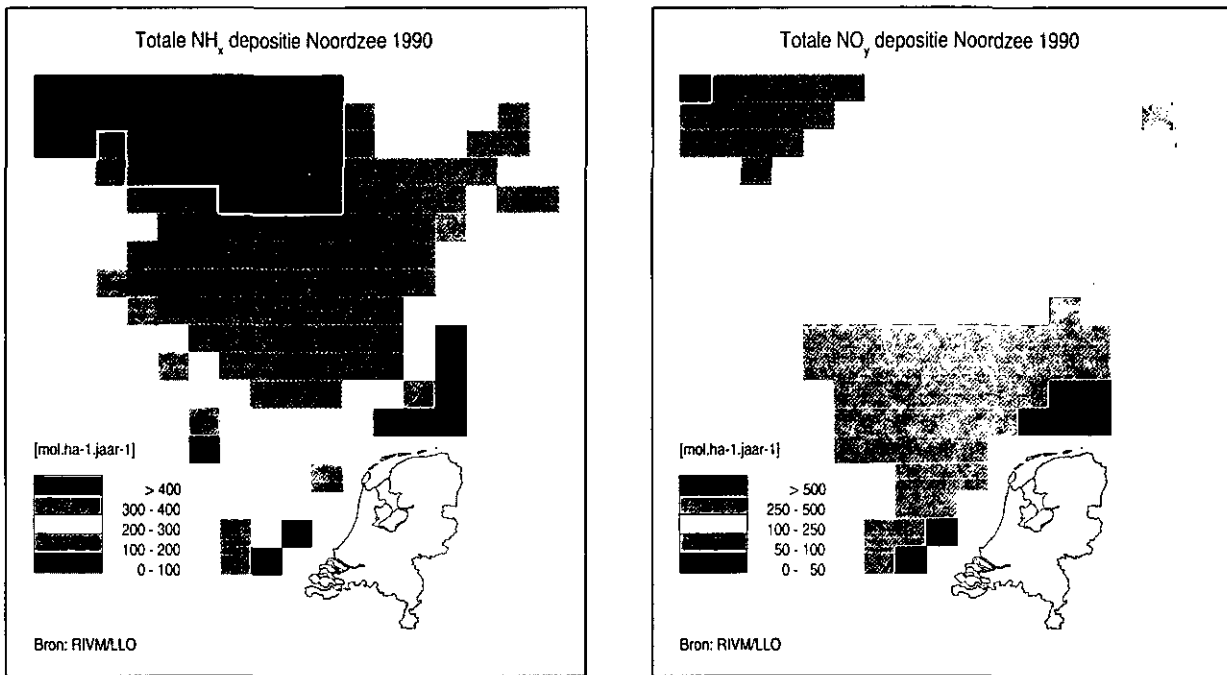
De belasting van de Noordzee vindt plaats via een aantal wegen, met name rivieren, atmosferische depositie, directe belastingen (zoals smeerpipen en baggerspecie- en rioolslibdumpingen) en toevoer via aangrenzende zeegebieden en de oceaan. Tabel 3.28 geeft de stikstofbelasting van de gehele Noordzee (575000 km²), in 10⁶ kg j⁻¹ (zie ook Figuur 3.35). De atmosferische depositie, berekend volgens Van Jaarsveld & De Leeuw (1993), is weergegeven in Figuur 3.36. Opgemerkt moet worden, dat al deze bronnen onderhevig zijn aan grote jaarlijkse natuurlijke variaties. De invloed van de oceaan speelt hierbij een hoofdrol. Nelissen & Stefels (1988) geven een schatting van de invloed van de diverse bronnen in de vier delen van de Noordzee. Dit wordt weergegeven in Tabel 3.29. Aangezien voor beide tabellen verschillende bronnen zijn gebruikt wijken sommige getallen onderling af.

Transport en omzettingen

In estuaria vinden diverse omzettingen plaats, met name denitrificatie en nitrificatie, die ertoe leiden dat hoeveelheden en verbindingen waarin stikstof de zee bereikt, vaak heel andere zijn dan die welke het

Figuur 3.35 De belasting van de Noordzee met stikstof vanuit diverse bronnen (Wulffraat *et al.*, 1993).





Figuur 3.36 De atmosferische depositie van stikstofverbindingen (NH_x en NO_y) op de Noordzee (Van Jaarsveld & De Leeuw, 1993; Van Jaarsveld, 1991).

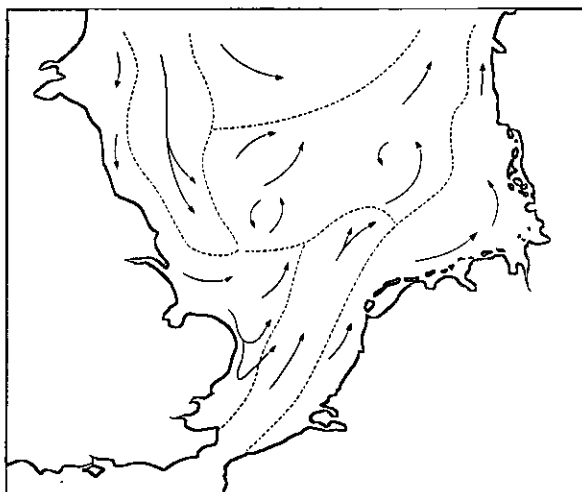
estuarium in komen. Ongeveer 70% van de totale N-aanvoer naar het oppervlaktewater in Nederland wordt afgevoerd naar het kustwater. De rest verdwijnt naar de atmosfeer via denitrificatie en naar de waterbodems via sedimentatie (CBS, 1986; RIZA, 1989; Klein & Van Buuren, 1992; geciteerd in Waterpakt, 1993). Een nog onbekend deel van de in de atmosfeer terecht gekomen stikstof zal via deze weg ook nog de zee bereiken. Tijdens het transport worden nitraat en ammonium opgenomen door fytoplankton, en aldus in de voedselketen ingebouwd. Ammoniak kan uit het zeewater verdampen wanneer de atmosferische concentratie relatief laag is. Bij de pH van zeewater (8 à 8.5) is voldoende ammoniak aanwezig voor dit proces (ca. 10%; zie bespreking

eerder in deze paragraaf over de pH-afhankelijkheid van het ammoniak/ammonium-evenwicht).

In het water is het transport van (opgelost en particulier) N afhankelijk van stroomrichting en -sterkte. Op zee is sprake van een reststroom, die langs de Nederlandse kust naar het noorden gaat, met een gemiddelde snelheid van 2.5 - 5 km dag⁻¹ (Gerlach, 1988). Deze reststroom is een voortzetting van de reststroom die langs de Engelse kust naar het zuiden is gericht, samen met water dat via het Engelse Kanaal de Noordzee binnenkomt. Globaal gaat het dus om een tegen de klok in bewegende waterstroom langs de kusten van de gehele Noordzee (Figuur 3.37). Dit patroon heeft een hoofdverspreiding tot gevolg vanaf Hoek van Holland langs de

Tabel 3.29 Jaarlijkse toevoer van stikstof vanuit diverse bronnen naar vier deelgebieden in de Noordzee, in 10⁶ kg j⁻¹. a. de gehele Noordzee; b. de Noordzee ten zuiden van de 56^e breedtegraad; c. het continentale kustwater (strook van ca. 50 km breed); en d. het Nederlandse kustwater (strook van ca. 10 km breed). Naar Nelissen & Stefels, 1988.

	deelgebied a		deelgebied b		deelgebied c		deelgebied d	
	input	%	input	%	input	%	input	%
Noordelijke Atlantische Oceaan	7000	75	767	27	-	-	-	-
kanaal	705	8	705	25	742	43	88	9
rivieren	1073	12	1000	36	890	52	890	86
direct	129	1	114	4	28	2	28	3
atmosfeer	400	4	220	8	53	1	17	2



Figuur 3.37 Gemiddeld stromingspatroon en watermassa's in de Zuidelijke Noordzee (op basis van Laevastu (1963) en recente informatie van de Hydrografische Dienst).

kust naar het noorden, met afnemende concentraties naar het noorden toe en verder van de kust af. De Waddenzee wordt beïnvloed vanuit het kustgebied, maar ook via het IJsselmeer. Het oostelijk Waddengebied en de Eems-Dollard worden voornamelijk door de Duitse rivieren beïnvloed. Verder van de kust nemen de concentraties af tot ongeveer 10 - 25% van de concentraties vlak bij de kust (Figuur 3.38).

De verblijftijd van het water in de Noordzee als geheel bedraagt 1 - 3 jaar. Per deelgebied en bij verschillende windrichtingen loopt het echter sterk uiteen. Ze kan bijvoorbeeld in de deelgebieden die in het MANS-modelinstrumentarium gehanteerd worden, uiteenlopen van 5 dagen (Belgische kust, Zuidwestelijke wind, 4.5 m s^{-1}) tot 243 dagen (centrale Noordzee, geen wind) (De Vries *et al.*, 1993). Dit gegeven is van groot belang voor het berekenen van effecten op met name fytoplanktongroei.

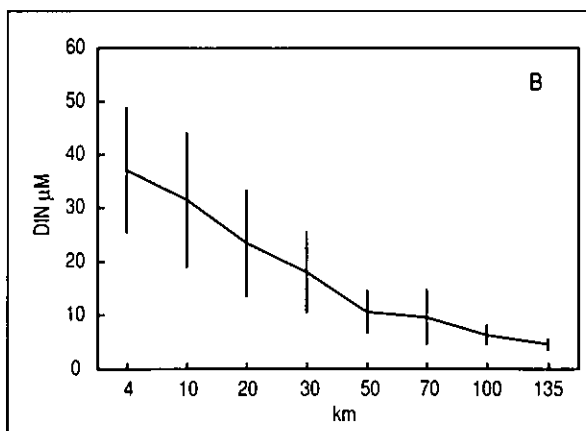
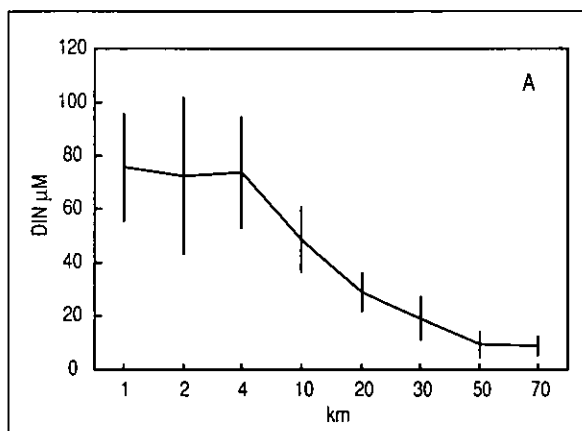
Concentraties

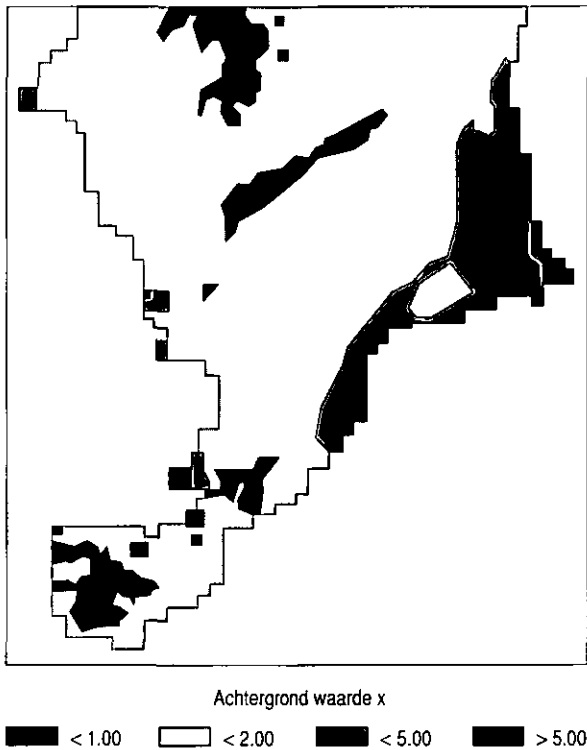
In het (Zuid)Hollandse kustgebied (tot ca. 10 km van de kust) ligt de gemiddelde winterconcentratie van de opgeloste stikstofcomponenten ammonium, nitraat en nitriet al enige jaren rond de 1.2 mg N l^{-1} (Laane & Leewis, in prep.). Ongeveer 7% daarvan bestaat uit NH_4^+ . Als voorbeeld de januariwaarden in 1990 voor resp. Walcheren (2 km van de kust), Noordwijk en Terschelling (beide 10 km van de kust): 0.75, 1.2 en 0.72 mg N l^{-1} (Boxtel *et al.*, 1991). Het Jaarboek Rijkswaterstaat 1991 (V&W, 1992) geeft ongeveer dezelfde waarden. Verder wordt daarin vermeld, dat in de westelijke Waddenzee de concentratie totaal-N vrijwel dezelfde is (ca. 1.0 mg N l^{-1}), terwijl het aandeel van NH_4^+ ook op ca. 7% ligt. De zomerconcentraties zijn ongeveer de helft tot een derde van de winterconcentraties, als gevolg van de opname in organismen. Zolang de temperatuur en lichtintensiteit in het water hoog genoeg blijven, kan de cyclus - van opname in (met name) fytoplankton, graas door zoöplankton, excretie, mineralisatie - doorgaan. Zo kan een stikstofatoom vele malen (3 tot 10 keer) per jaar opnieuw deze cyclus doorlopen. Verder van de kust nemen de concentraties af tot ongeveer 10 - 25% van de concentraties vlakbij de kust (Figuur 3.38).

Analyse aan de hand van normen

Er zijn nog geen normen voor de concentraties in zout water (Peeters *et al.*, 1993). Wel kunnen wat vergelijkingen getrokken worden, onder meer met natuurlijke achtergrondwaarden. Volgens Laane (1992) kan de achtergrondwaarde voor totaal opgeloste stikstof gesteld worden op 0.27 - 0.46 mg N l^{-1} (gemiddelde 0.37 mg l^{-1}). Dit betekent, dat de huidige waarde van 1.2 mg N l^{-1} ongeveer 3 maal de achtergrondwaarde bedraagt. Figuur 3.39 geeft een ruimtelijke vergelijking van de huidige stikstofconcentraties met de achtergrondwaarden (V&W, 1991).

Figuur 3.38 Gradiënt in concentratie van opgeloste anorganische stikstof loodrecht op de kust: Zuidhollands kustgebied (A) en Terschelling (B). Uit: Laane & Leewis, in prep.





Figuur 3.39 Antropogene factor stikstofconcentraties Noord-zee (V&W, 1991).

Belasting naar andere compartimenten toe

Vanuit de zee vindt geen transport plaats naar land en rivieren. De zee is dus eindstation. Wel is er uitwisseling met de lucht, met de oceaan, en tussen afzonderlijke deelgebieden in zee. Zo is er voor ammoniak een dynamisch evenwicht met de lucht; als de concentratie in de lucht relatief laag wordt, kan er afgifte van ammoniak door het zeewater plaatsvinden. Ook kan onder bepaalde omstandigheden een (geringe) hoeveelheid NO_x in estuaria of de zee geproduceerd, aan de lucht worden afgegeven. Hetzelfde geldt voor N_2 en N_2O .

Relatie met P en met andere vormen van vervuiling

De verhouding waarin N en P in het water voorkomen is een belangrijk gegeven, omdat het iets zegt over de efficiëntie waarmee fytoplankton deze stoffen kan opnemen, c.q. de verhouding waarin deze elementen in de cellen zitten. Voor dit laatste wordt vaak het getal 16 (N/P) aangehouden (Redfield, 1958). Hoewel vele soorten in staat zijn onder bepaalde omstandigheden door selectieve opname deze verhouding te wijzigen, is het getal 16 in de mariene biologie een niet ongebruikelijk uitgangspunt om te kijken of de verhouding N/P in het water optimaal is of niet. Dan blijkt bijvoorbeeld, dat in de monding van veel rivieren het verhoudingsgetal de laatste jaren rond de 50 ligt. Met andere woorden er

wordt een overmaat aan N toegeleverd aan de zee. Dit kan er toe leiden, dat de primaire produktie met name in kustgebieden uiteindelijk beperkt wordt door P. De verhouding in de noordelijke Atlantische Oceaan is ongeveer 18, die in het Kanaalwater ca. 13. In het Nederlandse kustwater ligt de verhouding tussen 20 en 30, verder van de kust tussen 10 en 20.

Recentelijk is uit (model-)onderzoek gebleken, dat er een relatie is tussen andere vormen van vervuiling (zwarte metalen, PCB's, organische stof) en nutriënten (WL, 1993). Sommige van de genoemde stoffen vertonen een voorkeur voor adsorptie aan particulier organisch materiaal (zoals fytoplankton en dood materiaal). Ze worden daarom in de waterfase, c.q. in het sediment gevonden in een seizoenspatroon, dat min of meer overeenkomt met de groeicyclus van het fytoplankton. Zo kunnen door het reduceren van nutriëntenvrachten de toxische concentraties van met name organische microverontreinigingen als PCB's verhoogd worden, en een verlaging van de nutriëntenvracht kan leiden tot een verandering in de pH, waardoor bepaalde metalen uit het sediment zouden kunnen worden gemobiliseerd.

Bijdrage doelgroepen

In het kustwater is ca. 80% van de stikstof (en 60% van de fosfor) van antropogene oorsprong. Verder uit de kust daalt dit percentage tot 35 voor N en 25 voor P, terwijl het antropogene deel in de centrale Noord-zee nog lager is (De Vries *et al.*, 1993). Volgens Isermann (1990) is ca. 60% van de antropogene stikstof (en 25% van de fosfor) die door de rivieren naar zee wordt gevoerd afkomstig uit de landbouw; het aandeel van de landbouw in de atmosferische depositie van stikstof op zee wordt door dezelfde auteur geschat op 65%.

Herkomst binnen-/buitenland

Volgens Hupkes (1992) werd in 1990 56% van alle door rivieren naar de Noordzee aangevoerde stikstof door de Nederlandse rivieren aangevoerd. Uitgaande van de getallen in Tabel 3.28 is dat dus $336 - 504 \times 10^6 \text{ kg j}^{-1}$. Er is sprake van een lichte daling van dit percentage sinds 1987, een jaar overigens waarin de totale aanvoer van stikstof ongeveer twee keer zo hoog lag als in 1990. In 1990 was 56% van de door de Rijn afgevoerde stikstof afkomstig uit Nederland zelf (CBS, 1993). Aannemende, dat dit percentage voor de Maas hetzelfde was, betekent dat $56\% \text{ van } 56\% = \text{ca. } 31\%$ van de totale stikstofaanvoer via rivieren naar de Noordzee afkomstig is uit Nederland, dat is $188 - 282 \times 10^6 \text{ kg j}^{-1}$. Van de stikstofverbindingen die via de atmosfeer in de Noordzee terecht komen is ca. 11% afkomstig uit Nederland; 30 - 50% daarvan is ammoniak (Warmenhoven *et al.*, 1989).

Natuurlijke belasting

Laane (1992) geeft een voorlopige schatting voor de natuurlijke depositie van totaal stikstof op het water van de Noordzee van $100 \text{ mg N m}^{-2} \text{ j}^{-1}$. Recentelijk is tijdens een internationale workshop de achtergrondwaarde van de concentraties in rivierwater vastgesteld op $0.28 - 0.98 \text{ mg N l}^{-1}$ (gemiddeld 0.63 mg N l^{-1} ; Laane, 1992). Uitgaande van de achtergrondconcentratie kan de achtergrondbelasting berekend worden met behulp van het debiet. Dit bedraagt gemiddeld $180 \text{ km}^3 \text{ j}^{-1}$ voor alle rivieren ten zuiden van 56° NB tezamen (Gerlach, 1988). Aldus is de achtergrondbelasting door de rivieren $113.4 \times 10^6 \text{ j}^{-1}$. Van Pagee & Postma (1987) noemen een "natuurlijk N-gehalte van rivierwater" van 1.5 mg N l^{-1} en berekenen daaruit de rivierinput in de Noordzee. Deze zou dan $273 \times 10^6 \text{ j}^{-1}$ bedragen.

3.3.2.2 Prognoses van (verandering in) concentraties bij verschillende scenario's

In deze subparagraaf wordt een tweetal scenario's besproken. In het ene scenario wordt er van uit gegaan dat de streefwaarde voor de Rijn wordt gerealiseerd. Het andere scenario stelt de antropogene stikstofbelasting van de Rijn op nul.

Streefwaarde voor de Rijn wordt gehaald

In Zorgen voor Morgen (RIVM, 1988) wordt een streefwaarde van 1.0 mg N l^{-1} gesuggereerd. De hoeveelheid water die via de Rijn jaarlijks de Noordzee in komt bedraagt ongeveer 66 km^3 (Van Pagee & Postma, 1987). Dus als deze "streefwaarde" gehaald wordt, betekent dat een stikstofinput vanuit de Rijn naar de Noordzee van $66 \times 10^6 \text{ kg j}^{-1}$. In de Derde Nota Waterhuishouding (V&W, 1989) wordt een AMK 2000 vastgesteld van 2.2 mg N l^{-1} (zomergemiddelde voor eutrofiëringsgevoelige wate-

ren). Dit wordt in de Evaluatienota Water (V&W, 1994) streefwaarde genoemd. Als deze concentratie in de Rijn bereikt zou worden, zou dat een jaarlijkse belasting door de Rijn opleveren van $145 \times 10^6 \text{ kg}$. Zowel de streefwaarde als de grenswaarde voor stikstof zoals hierboven genoemd zijn gemiddelde zomerwaarden. De winterwaarden zijn iets hoger (gemiddeld een factor 1.28).

Antropogene belasting van de Rijn op nul

Indien de antropogene rivierbelasting op nul gezet wordt, blijft de natuurlijke belasting over. Dit is ca. 20% van de huidige belasting (zie hierboven). Alhoewel verwacht mag worden dat gedurende een aantal jaren nalevering uit de waterbodem en mogelijk ook via kwel plaats zal vinden, zal dit uiteindelijk leiden tot concentraties in het zeewater die met de natuurlijke te vergelijken zijn. Zoals gezegd, is de huidige winterconcentratie in het Hollandse kustgebied ongeveer drie maal de natuurlijke. Dat wil zeggen, dat een vermindering van de rivierbelasting met 80% van de huidige leidt tot een vermindering met 70% van de stikstofconcentraties in zee in de winter.

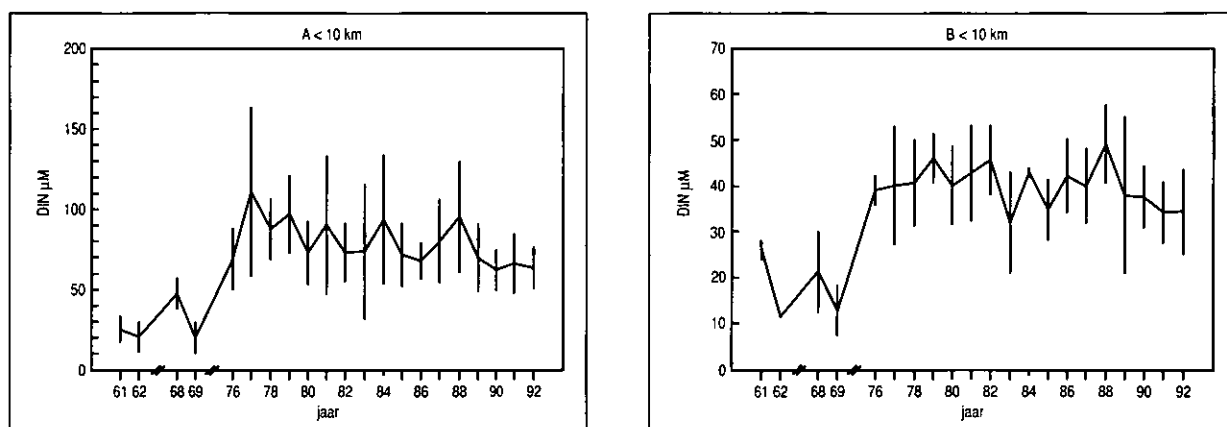
3.3.2.3 Veranderingen

Vergelijking met de gehalten aan opgelost anorganisch stikstof van 1980 leert, dat er weliswaar een geringe verlaging van de kustwaterconcentraties lijkt te hebben plaatsgevonden (Figuur 3.40), maar deze verlaging is niet statistisch significant.

3.3.2.4 Een stikstofbalans voor het zoute water

Hoewel geen materiaal beschikbaar was om balansen voor deelgebieden op te stellen, is wel een poging gedaan een globale stikstofbalans voor de gehele Noordzee op te stellen. Hierbij is uitgegaan van de

Figuur 3.40 Concentratieverloop van 1962-1992 van totaal opgelost anorganisch stikstof in het Zuidhollandse kustgebied (A) en bij Terschelling (B). Uit Laane & Leewis, in prep.



Tabel 3.30 Globale stikstofbalans voor de gehele Noordzee (in 10^6 kg j^{-1}).

in			uit	
% antropogeen				
oceaan	6900		oceaan	7953
rivieren	750	90	ammonificatie	23
atmosfeer	290	88	sedimentatie	120
overige	190	3	denitrificatie	34
totaal	8130		totaal	8130

eerder genoemde inputgegevens, verdeeld over vier categorieën. Er is een verblijftijd van het water van één jaar aangehouden. De output is verdeeld in een viertal wegen en processen: ammonificatie, sedimentatie, denitrificatie en output naar de oceaan. Bij het kwantificeren van deze processen is onder meer gebruik gemaakt van Lohse *et al.* (1993) en Schlesinger & Hartley (1992). De slibstromen (voor de term sedimentatie) zijn ontleend aan de Noordzee-Atlas (ICONA, 1992), waarbij een percentage koolstof (C) in het slib van twee is aangehouden, bij een C/N-ratio van tien. Het blijkt, dat er een netto output van 17 miljoen ton slib per jaar is. Het resultaat wordt weergegeven in Tabel 3.30. De output naar de oceaan betreft 98% van de totale output, en zou een concentratie opleveren van 0.25 mg N l^{-1} . Recente waarnemingen van de concentratie van stikstof in het meest noordelijke gebied van de Noordzee ondersteunen de juistheid van dit getal (North Sea Task Force, 1993).

Hierboven is reeds opgemerkt, dat het aandeel van de atmosferische depositie in het algemeen groter is naarmate men zich verder van de kust bevindt. Om hierin wat preciezer te zijn worden drie gebieden bekeken: kustwater < 10 km van de kust, kustwater 50 km van de kust en zuidelijke Noordzee (ten zuiden van de 56° breedtegraad). Voor deze drie gebieden is het aandeel van de atmosferische depositie resp. 2%, 3% en 8% (zie ook Tabel 3.29).

De RMNO (1992) bepleit onder meer een duurzaam beheer van niet-vernieuwbare grondstoffen en het ontwikkelen van energiebesparende technieken. Dit zou ook voor de eutrofiërende stoffen moeten gelden. Hoewel de voorraden van fosfor nog groot en die van stikstof vrijwel onbeperkt zijn, is de onbalans voor Nederland een reden om hergebruik te gaan stimuleren. De mensheid verliest op grote schaal nutriënten, niet alleen door verspilling in de westerse landen, maar ook doordat ontwikkelingslanden meer en meer westerse technieken overnemen, door verstedelijking, erosie en door de vernietiging van natuurlijke ecosystemen. Hergebruik zou leiden tot het verdwijnen van eutrofiëringseffecten en heeft in principe een gunstig effect op de werkgelegenheid. Een beleid gericht op hergebruik heeft gevolgen voor de te kiezen zuiveringstechnieken in RWZI's en voor de landbouw. Een stikstofverwijderingstechniek als denitrificatie past niet in een systeem met hergebruik, omdat de met fossiele energie gewonnen grondstof wordt geloosd als N_2O en N_2 . De import van nutriënten, bijvoorbeeld die via veevoer, zou moeten worden gecompenseerd door een export van nutriënten en uitspoelingsverliezen in de landbouw zouden moeten worden geminimaliseerd (uit Peeters *et al.*, 1993).

Referenties

- Aarts, H.F.M., Biewinga, E.E., Bruin, G., Edel, B. & Korevaar, H. (1988). Melkveehouderij en Milieu. Rapport nr 11. Proefstation voor de Rundveehouderij, Schapenhouderij en Paardenhouderij (PR), Lelystad.
- Admiraal, W. & Botermans, Y.J.H. (1989). Comparison of nitrification rates in three branches of the lower River Rhine. *Biogeochemistry*, 8, 135-151.
- Asman, W.A.H. & Jaarsveld, J.A. van (1990). A variable-resolution statistical transport model applied for ammonia and ammonium. Rapport nr. 228471007, RIVM, Bilthoven.
- Asman, W.A.H. & Jaarsveld, J.A. van (1992). A variable-resolution transport model applied for NH_x in Europe. *Atmospheric Environment*, 26A, 445-464.
- Beck, J.P., Kelder, H. & Peper, J.A. (1993). NASA high speed research program / atmospheric effects of stratospheric aircraft. Verslag van de tweede jaarlijkse vergadering. Rapport nr. 222201011, RIVM, Bilthoven.
- Berg, S. van den, Goede, R.G.M. de & Kappers, F.I. (1990). Fysisch chemische analyses van bodemonsters en topografische beschrijving van bemonsterde lokaties t.b.v. het project "Bodemclassificatie". Rapport nr. 718819001, RIVM, Bilthoven.
- Bestrijdingsplan Verzuring (1989). Tweede Kamer, vergaderjaar 1988 - 1989. SDU-uitgeverij, 's-Gravenhage.
- Biemond, C. (1940). De watervoorziening van Amsterdam. Rapport 1940, deel V. Gemeentewaterleidingen van Amsterdam.
- Bodemkunde van Nederland (1990). Locher, W.P. & Bakker, H. de (eds.) deel I. Malmberg, 's Hertogenbosch.
- Boers, P.C.M. & Liere, L. van (eds.) (1993). Eutrofiëring en beleid in Nederland, hoe verder? RIZA notitie 93.056X: DGW nota 93.007; RIVM rapport 732404002.
- Boumans, L.J.M. & Beltman, W.H.J. (1991). Kwaliteit van het bovenste freatische grondwater in de zandgebieden van Nederland, onder bos en heidevelden. Rapport nr. 724901001, RIVM, Bilthoven.
- Boumans, L.J.M., Meinardi, C.R. & Krajenbrink, G.J.W. (1989). Nitraatgehalten en kwaliteit van het grondwater onder grasland in de zandgebieden. Rapport nr. 728472013, RIVM, Bilthoven.
- Boumans, L.J.M. (1994). Nitraat in het freatische grondwater van de zandgebieden van Nederland, onder bos- en heidevelden. RIVM-rapport, in voorbereiding.
- Boxtel, A.M.J.V. van, Königslöw, M.O. von & Tossings, F.M. (1991). Atmospheric deposition of nutrients into the North Sea: assessment of possible effects on algae growth. Ministry of transport and Public Works, Tidal Waters Division, The Hague, the Netherlands, report Geosens.
- Breemen, N. van & Verstraten, J.M. (1991). Thematic report on Soil acidification and N cycling. In: *Acidification research in the Netherlands, final report of the Dutch priority programme on acidification*, Heij, G.J. & Schneider, T. (eds.), Elsevier, Amsterdam.
- Burger-Wiersma, T. (1991). Oriënterend onderzoek naar stikstoffixatie in Nederlandse meren. Rapport 1991-1. Laboratorium voor Microbiologie. Universiteit van Amsterdam.
- CBS (1986). Statistisch zakboek 1986. Centraal Bureau voor de Statistiek, Den Haag.
- CBS (1993). Algemene Milieustatistiek. Centraal Bureau voor de Statistiek, Den Haag.
- CEC (1975). Commission of the European Communities: Richtlijn van de Raad van 16 juni 1975 betreffende de vereiste kwaliteit van het oppervlaktewater dat is bestemd voor produktie van drinkwater in de Lid-Statens. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen Nr. L 194/31.
- Commissie Stikstof (1990). Rapport van de Commissie Stikstof. Commissie van deskundigen in opdracht van de ministers van LNV, VROM en V & W. Onderzoek inzake de mest- en ammoniakproblematiek in de veehouderij. DLO:9.
- Coppoolse, J. & Kersten, H. (1992). Emissiereductie Rijn- en Noordzeecactieplan. Tussenstand en prognose. RIZA nota 92.065.
- CUWVO (1987). Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater.
- CUWVO (1980). Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht, chlorofyl, fosfaat en stikstof. Resultaten van de tweede eutrofiëringsevenquête. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater.
- CUWVO (1992). De waterkwaliteit van Nederland in 1991, landelijke rapportage waterkwaliteit 1991. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater.
- Dijk, G.M. van & Martijn, E.C.L. (eds.) (1993). Ecological rehabilitation of the River Rhine - The Netherlands Summary report 1988-1992. Report nr. 50 of the project *Ecological Rehabilitation of the River Rhine and Meuse*, pp. 63.
- Drecht, G. van (1994a). Berekening van de nitraatbelasting van het grondwater. Achtergronddocument bij de Nationale Milieuverkenning 2 1990-2010. Rapport nr. 714901001, RIVM, Bilthoven.
- Drecht, G. van (1994b). Landelijk beeld van de grondwaterkwaliteit. Rapportage over de methode en resultaten nitraat. RIVM-rapport, in voorbereiding.
- Duijvenbooden, W. van (ed.) (1989). De kwaliteit van het grondwater in Nederland. Rapport nr. 728820001, RIVM, Bilthoven.
- Eerden, L.J.M. van der (1992). Fertilizing effects of atmospheric ammonia on semi-natural vegetations. Proefschrift, Vrije Universiteit, Amsterdam.

- Eertwegh, G.A.P.H. van den (1994). Transport of nutrients to small surface water through drainage. Proceedings IAHR Symposium on Transport and Reactive Processes in Aquifers. Zurich, Switzerland 11-15 april 1994.
- EG (1985). Publicatieblad EG nr. L87/1. Richtlijn van de Raad van 7 maart 1985 inzake luchtkwaliteitsnormen voor stikstofdioxide (85/203/EEG).
- Erismann, J.-W. (1991). Acid deposition in the Netherlands. Rapport nr. 723001002, RIVM, Bilthoven.
- Gaag, M.A. van der, Ende, K.C.J. van der, Liere, L. van & Woudstra, J.H. (1991). Fluviale Milieuproblemen. In: *Zorgen voor Morgen*, RIVM.
- Gerlach, S.A. (1988). Nutrients - an overview. In: *Environmental Protection of the North Sea*, Newman, P.J. & Agg, A.R. (eds.), Heinemann Prof. Publ. Ltd.: 147-176, Oxford.
- Grinsven, J.J.M. van & Makaske, G.B. (1993). A one dimensional-model for transport and accumulation of water and nitrogen, based on the Swedish model "SOILN". Rapport nr. 714908001, RIVM, Bilthoven.
- Hassink, J. & Neeteson, J.J. (1991). Effect of grassland management on the amounts of soil organic N and C. *Neth. Journal of Agricultural Science*, 39, 225-236.
- Heij, G.J. & Schneider, T. (eds.) (1991). Acidification research in the Netherlands, final report of the Dutch priority programme on acidification. *Studies in Environmental Science* 46, Elsevier, Amsterdam.
- Higler, L.W.G. & Verdonchot, P.F.M. (1993). Stream valleys as wetlands. *Hydrobiologia*, 265, 265-279.
- Hoek, K.W. van der (1994). Berekeningsmethodiek ammoniakemissie in Nederland voor de jaren 1990, 1991 en 1992. Rapport nr. 773004003, RIVM, Bilthoven.
- Hofstra, J.J. & Liere, L. van (1992). The state of the Environment of the Loosdrecht lakes. *Hydrobiologia*, 233, 11-20.
- Hunt, H.W., Coleman, D.C., Ingham, E.R., Ingham, R.E., Elliott, E.T., Moore, J.C., Rose, S.L., Reid, C.P.P. & Morley, C.R. (1987). The detrital food web in a shortgrass prairie. *Biology and Fertility of Soils*, 3, 57-68.
- Hupkes, R. (1992). North Sea Pollution: River Input (1984-1990). ICWS-report 92.07: 1-68 + bijlagen.
- ICONA, (1992). Noordzee-Atlas voor het Nederlands beleid en beheer. Stadsuitgeverij Amsterdam.
- IPCC (1990). Climate Change. The IPCC Scientific Assessment. WMO/UNEP. Houghton, J.T., Jenkins, G.J. & Ephraums, J.J. (eds.). Cambridge University Press, Cambridge (UK), pp. 365.
- Isermann, K. (1990). Share of agriculture in nitrogen and phosphorus emissions into the surface waters of Western Europe against a background of their eutrophication. *Fertilizer Research*, 26, 253-269.
- Jaarsveld, J.A. van (1990). A quantitative model analysis of year to year changes in concentration and deposition. Paper presented at the (NATO/CCMS) 18th ITM on Air Pollution modeling and its application, Vancouver, Canada.
- Jaarsveld, J.A. van (1991). Estimating atmospheric inputs of trace constituents to the North Sea; methods and results. Proceedings of the 19th NATO/CCMS-ITM on Air Pollution and its Application, 29 September - 4 October 1991, Ierapetra, Greece.
- Jaarsveld, J.A. van & Lecuw, F.A.A.M. de (1993). Source receptor relations for the calculation of atmospheric deposition to the North Sea: Nitrogen and cadmium. RIVM report nr. 222401002.
- Joosten, A.M.T. & Roijackers, R.M.M. (1993). Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater; wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor meren en plassen. STOWA rapport (in druk).
- Klein, A.O.W. & Buuren, J.T. van (1992). Eutrophication of the North Sea in the Dutch coastal zone 1976 - 1990. RWS/DGW, nota nr. GWWS 92.003.
- Krol, M.S. & Woerd, H.J. van der (1993). Atmospheric composition calculations for evaluation of climate scenarios. Submitted for publication in *Wat. Air Soil Pol.*
- Laane, R.W.P.M. (ed.) (1992). Background concentrations of natural compounds in rivers, sea water, atmosphere and mussels. RWS, Tidal Waters Division, report DGW-92.033.
- Laevastu, T. (1963). Surface water types of the North Sea and their characteristics. *Serial Atlas of the Environment*, folio 4, Am. Geogr. Soc. 1-3.
- Leeters, E.E.M.J. & Vries, W. de (1992). Bijdragen aan het hoofdstuk verzuring in: RIVM, Milieudiagnose deel III. Bodem en grondwaterkwaliteit.
- LNV (1993). Notitie Mest- en ammoniakbeleid derde fase (Tweede Kamer 1992-1993, 19882, nr 34).
- Lohse, L., Malschaert, J.F.P., Slomp, C.P., Helder, W. & Raaphorst, W. van (1993). Nitrogen cycling in North Sea sediments: interaction of denitrification and nitrification in offshore and coastal areas. *Mar. Ecol. Progress Series*, 101, 283-296.
- Meer, H.G. van der (1991). Relatie tussen de stikstofgift en de grasopbrengst in maaiproeven. In: *Stikstofbenutting en -verliezen van gras- en maïsland, Werkgroep Stikstofproblematiek van gras- en maïsland*, DLO-onderzoekreeks nr. 10, Wageningen.
- Meinardi, C.R. (1991). De stroom van voedingsstoffen (stikstof, fosfor en kalium) van de bodem naar het kleine open water. Rapport nr. 724903004, RIVM, Bilthoven.
- Meinardi, C.R. & Eertwegh, G.A.P.H. van den (1993). Voorlopige resultaten van het tot nu toe uitgevoerde onderzoek aan drains onder landbouwpercelen in de kleigebieden van Nederland. Intern rapport RIVM.
- Meybeck, M. (1982). Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci.*, 282, 401-450.
- Mohren (1991). Thematic report on Integrated effects (forests). In: *Acidification research in the Netherlands, final report of the Dutch priority programme on acidification*, Heij, G.J. & Schneider, T. (eds.), Elsevier, Amsterdam.

- Neeteson, J.J., Hassink, J. & Oenema, O. (1991). Mineralisatie en immobilisatie van stikstof in de bodem. In: *Stikstofbenutting en -verliezen van gras- en maïsland, Werkgroep Stikstofproblematiek van gras- en maïsland*, DLO-onderzoekreeks nr. 10, Wageningen.
- Nelissen, P.H. & Stefels, J. (1988). Eutrofication in the North sea. A literature survey. NIOZ rapport nr. 1988-4: 1-100.
- North Sea Task Force (1993). Quality Status Report North Sea, Subregion 6a and 1a. Assessment Reports.
- Olsthoorn, T.N. & Leeuw, F.A.A.M. de (1988). Berekening van de zure depositie op Nederland op basis van overdrachtsmatrices. Rapport nr. 758805005. RIVM, Bilthoven.
- Pagee, J.A. van & Postma, H. (1987). The use of modelling techniques for impact assessment of waste inputs. Proc. 2nd. North Sea Seminar, 1986, Rotterdam.
- Pankow, J., Toorn, A. van den, Toussaint, C.G. & Steenvoorden, J.H.A.M. (1985). De gevolgen van verschillen in open waterpeil op de stoffenbelasting van het water op het ROC te Zegveld. Nota 1652, ICW, Wageningen.
- Peelen, R. (1975). Changes in the composition of the plankton of the rivers Rhine and Meuse in The Netherlands during the last fifty-five years. Ver. Internat. Verein. Limnol., 19, 1997-2009.
- Peeters, J.C.H., Laane, R.W.P.M. & Peperzak, L. (1993). De relatie tussen nutriënten in de Rijn en in het kustwater van de Noordzee: effecten en doelen. In: *Eutrofiëring en beleid in Nederland, hoe verder?*, Boers, P.C.M. & Liere, L. van (eds.), p. 13-24. RIZA notitie 93.056X; DGW nota 93.007; RIVM rapport 732404002.
- Redfield, A.C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. Amer. Scientist, 46, 205-217.
- RIVM (1988). Zorgen voor Morgen. Nationale Milieuverkenning 1985-2010. Samson H.D. Tjeenk Willink, Alphen aan den Rijn.
- RIVM (1991). Nationale Milieuverkenning 2, 1990-2010. Samson H.D. Tjeenk Willink, Alphen aan den Rijn.
- RIVM (1992a). Milieudiagnose 1991. I. Integrale rapportage lucht-, bodem- en grondwaterkwaliteit. Rapport nr. 724801004, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1992b). Milieudiagnose 1991. II. Luchtkwaliteit. Rapport nr. 222101022, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1993a). Depositiewaarden van ammoniak in 1990, 1991 en 1992 in Nederland. Rapport nr. 733001002. RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1993b). Nationale Milieuverkenning 3, 1993-2015. Samson H.D. Tjeenk Willink, Alphen aan den Rijn.
- RIVM (1994). Milieurapportage 1993. III. Jaaroverzicht Luchtkwaliteit 1992. Rapport nr. 722101006, RIVM, Bilthoven.
- RIVM en LEI-DLO (in voorbereiding). Meetprogramma kwaliteit bovenste grondwater onder landbouwbedrijven: resultaten bemonstering 1992.
- RIZA (1989). Eutrofiëring. Basisrapport Derde Nota Waterhuishouding. RIZA-nota nr. 89.034.
- RMNO (1992). Meerjarenvisie 1992. Programma van Milieu- en Natuuronderzoek ten behoeve van een duurzame ontwikkeling. Publikatie Raad voor Milieu- en Natuur Onderzoek nr. 70.
- Ruiter, P.C. de, Moore, J.C., Zwart, K.B., Bouwman, L.A., Hassink, J., Vos, J.A. de, Marinissen, J.C.Y., Didden, W.A.M., Lebbink, G. & Brussaard, L. (1993). Simulation of nitrogen mineralisation in the belowground food web of two winter wheat fields. Journal of Applied Ecology, 30, 95-106.
- Schlesinger, W.H. & Hartley, A.E. (1992). A global budget for atmospheric NH₃. Biogeochemistry, 15, 191-211.
- Schreurs, H. (1992). Cyanobacterial dominance, relations to eutrophication and lake morphology. D Sc Thesis University of Amsterdam.
- Schröder, J. & Dilz, K. (1987). Cattle slurry and farmyard manure as fertilizers for forage maize. In: *Animal manure on grassland and fodder crops. Fertilizer or waste? Developments in Plant and Soil Sciences*, vol. 30, H.G. van der Meer *et al.* (eds.). Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht.
- Schröder, J. (1991). Specifieke aspecten van de stikstofproblematiek van maïsland. In: *Stikstofbenutting en -verliezen van gras- en maïsland, Werkgroep Stikstofproblematiek van gras- en maïsland*, DLO-onderzoekreeks nr. 10, Wageningen.
- Schwarzkopf, M.D. & Ramaswamy, V. (1993). Radiative forcing due to ozone in the 1980s: dependence on altitude of ozone change. Geophys. Res. Lett., 20, 205-208.
- Staatsblad (1987). Nr. 33. Besluit van 23 januari 1987, houdende regels als bedoeld in artikel 2 van de Wet inzake de luchtverontreiniging; Besluit luchtkwaliteit stikstofdioxide.
- Tietema, A. (1992). Nitrogen cycling and soil acidification in forest ecosystems. Proefschrift, Universiteit van Amsterdam.
- V&W (1985). Beleidsanalyse voor de Waterhuishouding in Nederland / PAWN. ISBN 90 12 05184 3. Rijkswaterstaat, 's-Gravenhage.
- V&W (1989). Derde Nota Waterhuishouding. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. SDU, Den Haag.
- V&W (1991). RWS Directie Noordzee; Watersysteemplan Noordzee.
- V&W (1992). Jaarboek Monitoring Rijkswateren 1991. DGW/RIZA, Den Haag.
- V&W (1994). Ministerie voor Verkeer en Waterstaat. Evaluatienota Water. Regeringsbeslissing aanvullende beleidsmaatregelen en financiering 1994 - 1998. SDU, Den Haag.
- Verhoef, H.A. & Brussaard, L. (1990). Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agro-ecosystems: the contribution of soil animals. Biogeochemistry, 11, 175-211.

- Vries, F. de (1994). Een fysisch-chemische karakterisering van de eenheden van de bodemkaart van Nederland schaal 1:50.000. SC-DLO rapport, in voorbereiding.
- Vries, I. de, Los, H., Jansen, R., Cramer, A. & Tol, M. van der (1993). Risico-analyse eutrofiëring Noordzee. RWS, Dienst Getijdewateren, rapport DGW-93.029.
- Vries, W. de & Kros, J. (1989). De lange termijn effecten van verschillende depositiescenario's op representatieve bosbodems in Nederland. Staringcentrum rapport 30, Wageningen.
- Vries, W. de, Boumans, L.J.M., Olsthoorn, A., & Leeters, E.E.J.M. (in voorbereiding). De chemische samenstelling van naalden, bodem, bodemvocht en grondwater van twaalf monitoring lokaties onder bos in 1992. Rapport SC-DLO, IBN-DLO en RIVM.
- VROM (1989). Nationaal Milieubeleidsplan. Ministerie voor Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. SDU, Den Haag.
- Warmenhoven, J.P., Duiser, J.A., Leu, L.Ph. de & Veldt, C. (1989). The contribution of the input from the atmosphere to the contamination of the North Sea and the Dutch Wadden Sea: model calculations on basis of European emission estimates. TNO, Delft, Report R89/349 A.
- Waterpakt (1993). Vermesting van de grote wateren - de landbouw als bron. Probleemanalyse, knelpunten en oplossingen. Waterpakt, rapport 93-1.
- WHO (1987). Air Quality Guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series No. 23.
- WL (1990). Instrumentarium beleidsanalyse waterhuishouding. Documentatie Deel I t/m IV. WL-rapport T-568.
- WL (1993). Impact of eutrophication on seasonal toxic substances, concentrations in the North Sea. Delft Hydraulics, Report T850.20.
- WMO (1985). Atmospheric ozone-1985. WMO Global ozone monitoring project, report no. 16, World Meteorological Organisation, Geneva.
- WMO (1992). Scientific assessment of ozone depletion - 1991. WMO Global ozone monitoring project, report no. 25, World Meteorological Organisation, Geneva.
- Wulffraat, K.J., Smit, Th., Groskamp, H. & A. de Vries (1993). De belasting van de Noordzee met verontreinigende stoffen. RWS, Dienst Getijdewateren, Rapport DGW-93.037: pp. 1-152.

4 EFFECTEN

4.1 Ecologische effecten

4.1.1 Terrestrische ecosystemen

4.1.1.1 Inleiding

Uit diverse onderzoeken komt naar voren dat vermessing, samen met verzuring en verdroging, de belangrijkste oorzaak is voor de achteruitgang van de natuur in Nederland (Roos & Vintgens, 1991; Wolff *et al.*, 1991; IKC-NBLF, 1994). Veel ecosystemen zijn door verhoogde N-depositie achteruit gegaan in de afgelopen decennia. In het rapport *De Toestand van de Natuur II* (IKC-NBLF, 1994) wordt een overzicht gegeven van ecosystemen die door vermessing onder druk staan. Het betreft met name ecosystemen van zwakgebufferde milieus, voedselarme milieus en kalkrijke milieus. De belangrijkste zijn hieronder vermeld.

- Heidevegetaties: in 1988 was er 37750 ha heide in Nederland. Hiervan was 1/3 sterk vergrast, 1/3 matig vergrast en 1/3 niet vergrast (vitaal). De vergrassing wordt volledig aan vermessing toegeschreven.
- Ondergroei van bossen op hogere zandgronden: de ondergroei is veelal sterk verruimd met soorten als bochtige smeie, brandnetel, vlier en braam. Voedselarme korstmossen en bepaalde bladmossen zijn hierdoor sterk achteruitgegaan.
- Ondergroei van duinbossen: de ondergroei is sterk verruimd met duinriet.
- Droge graslanden in de duinen (bijvoorbeeld buntgras en hondsviooltje-associaties): in deze graslanden treedt op veel plaatsen een sterke dominantie op van enkele algemene soorten, zoals helm, duinriet, zandzegge en grijskonkelsteeltje.
- Kalkgraslanden op krijthellingen (met soorten als bevertje, grote tijm, soldaatje en de Duitse gentiaan): deze graslanden zijn sinds 1950 sterk achteruit gegaan. In deze periode is er ook een sterke toename van het gras gevinde kortsteel dat vele kenmerkende soorten door concurrentie verdringt.
- Schrale hooilanden in het rivierengebied (kievietsbloemassociatie met soorten als kievietsbloem, gestreepte witbol en zachte dravik): zowel het areaal van deze graslanden als de populatie van kenmerkende soorten zijn zeer sterk teruggelopen, tot ca. 5% van de oorspronkelijke omvang.
- Blauwgraslanden in het laagveengebied (met soorten als Spaanse ruiter, vlozegge, brede orchis en

vetblad): het areaal is in deze eeuw afgenomen van 1000 tot 30 ha.

- Trilvenen (verlandingsvegetaties in voormalige veenputten met soorten als (klein) schorpioenmos): de afname van de kenmerkende soorten is gepaard gegaan met een toename van soorten van zuurdere (veenmos) en voedselrijkere milieus (puntmos en hartbladig puntmos).
- Bronnen bij hogere zandgronden, zoals plantengemeenschappen van paarbladig goudveil.

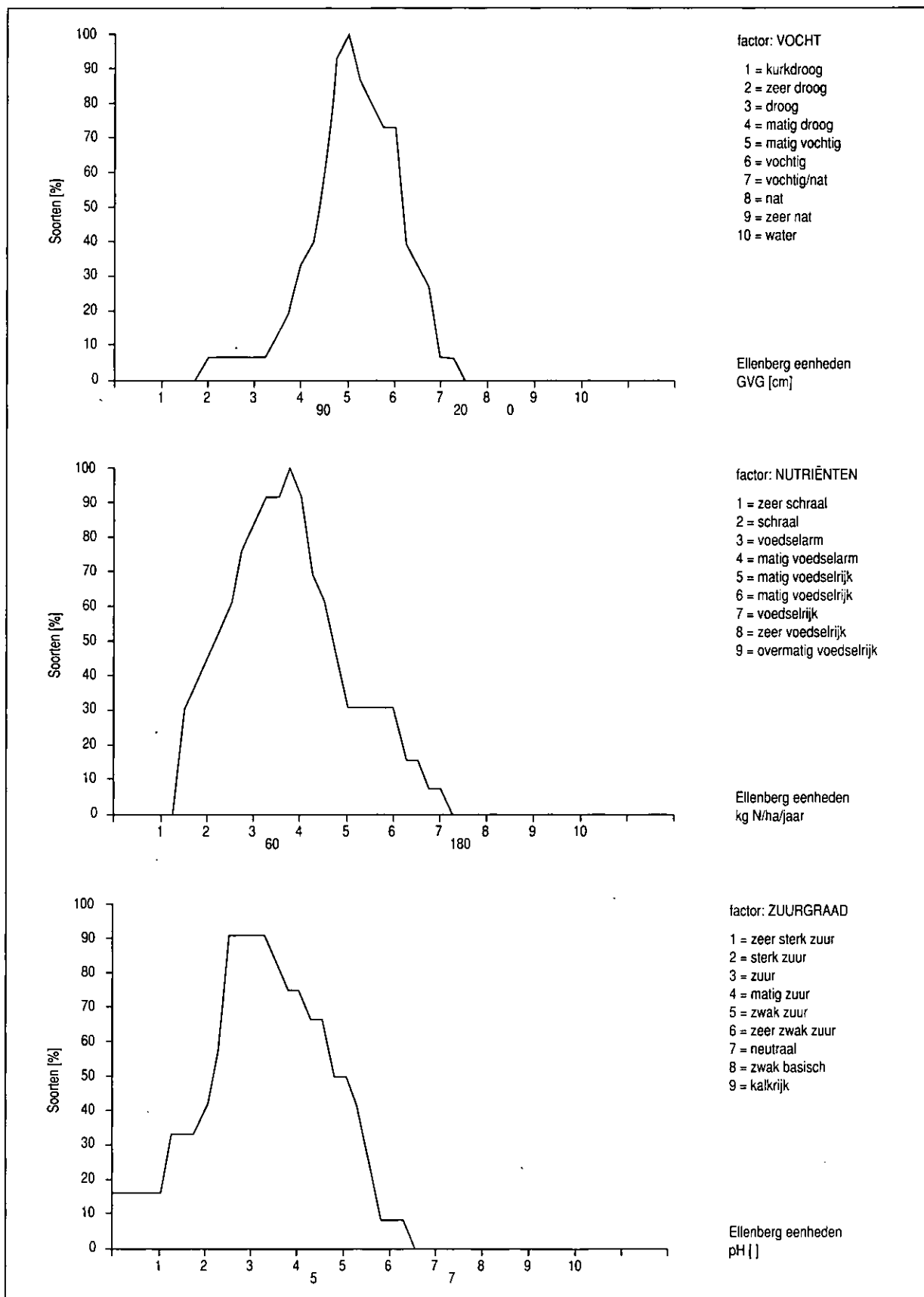
Een aantal van deze ecosystemen wordt in de paragrafen 4.1.1.3 tot en met 4.1.1.5 nader besproken.

Ook meer algemene vegetaties uit landbouwgebieden zoals soortenrijke bemeste graslandvegetaties, slootkanten en akkeronkruiden staan door vermessing onder druk (Van der Meij *et al.*, 1992). Uit diverse onderzoeken blijkt bijvoorbeeld dat soortenrijke bemeste graslanden, zoals kamgrasweiden en vegetaties uit het zilverschoonverbond, alleen kunnen voorkomen bij bemestingsniveaus van minder dan 150 kg N ha⁻¹ j⁻¹. De huidige N-belasting is vaak veel hoger, namelijk rond de 500 kg N ha⁻¹ j⁻¹.

Het natuurbeleid, zoals geformuleerd in het Natuurbeleidsplan (LNV, 1990), richt zich op bescherming en realisering van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS). Met de Ecologische Hoofdstructuur worden de huidige vaak sterk versnipperde natuurgebieden onderling verbonden tot een stelsel van grotere natuurgebieden, zodat de negatieve invloeden van buitenaf beter kunnen worden tegengegaan.

De invulling van de Ecologische Hoofdstructuur vindt plaats in de recent verschenen Nota Ecosysteemvisies EHS (Jansen *et al.*, 1993). Deze nota geeft een nadere kwalitatieve en kwantitatieve uitwerking van het Natuurbeleidsplan. Voor de gehele Ecologische Hoofdstructuur (EHS) wordt op hoofdlijnen aangegeven welke typen natuur gerealiseerd kunnen worden, aan welke kwaliteitseisen deze natuurdoeltypen moeten voldoen en wat de abiotische randvoorwaarden zijn.

De Nota Ecosysteemvisies beschrijft per fysisch-geografische regio een set van natuurdoeltypen. Voor ieder van de natuurdoeltypen wordt aangegeven welke doelsoorten worden beoogd bij welke mate van natuurlijkheid, en welke processen en welk beheer daarvoor nodig zijn. Tevens wordt gewerkt aan het formuleren van een taakstelling in de vorm van een te realiseren oppervlak van prioritaire natuurdoeltypen.



Figuur 4.1 Ecologische amplituden van het natuurdoeltype "bosgemeenschappen op arme zandgronden" als functie van bodemvochtgehalte (boven), bodemtrofie (midden) en bodemzuurgraad (onder), uitgedrukt in Ellenberg-eenheden en in absolute waarden voor de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), stikstofbeschikbaarheid en bodem-pH (Jansen et al., 1993).

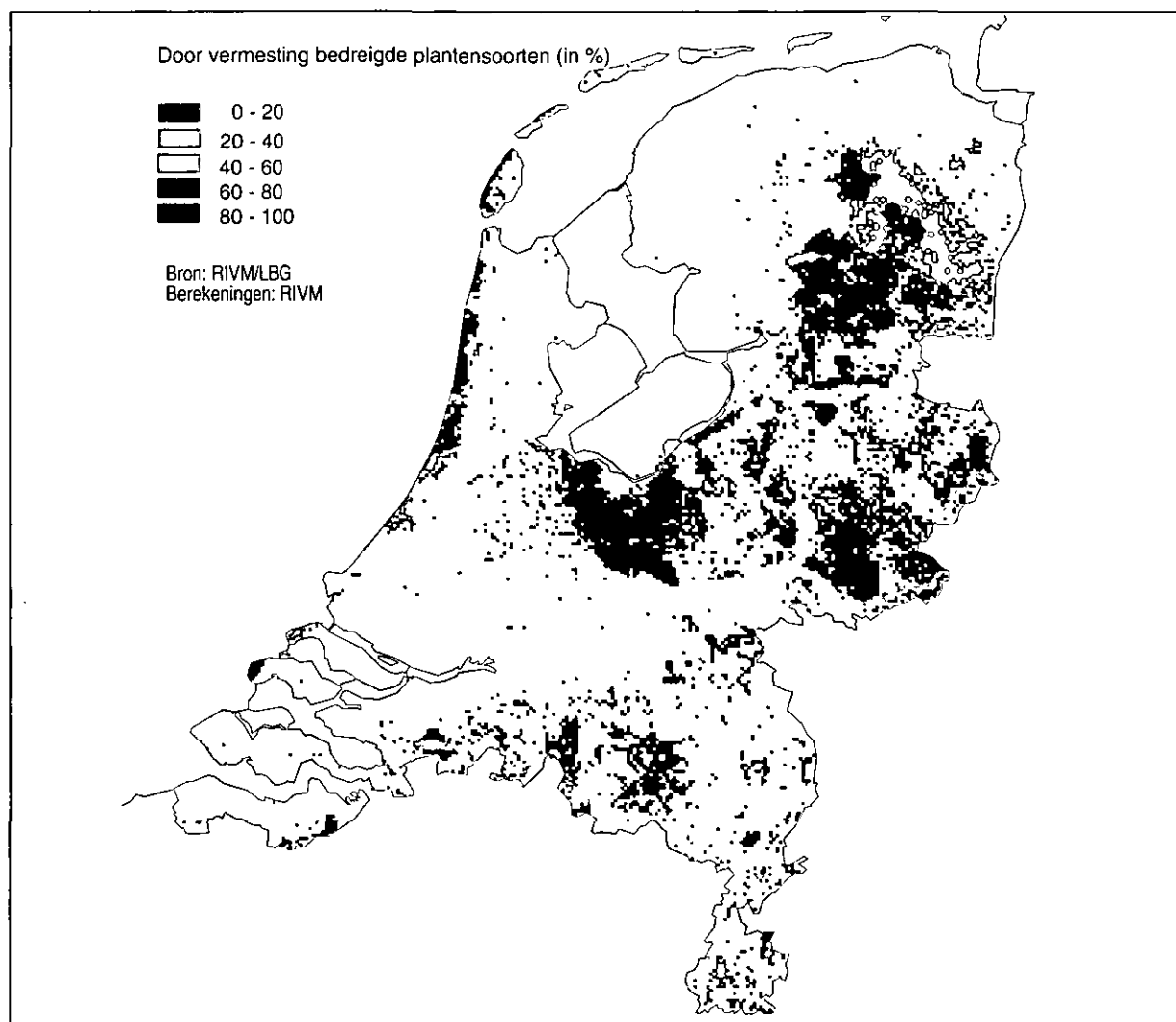
4.1.1.2 Gevoeligheid voor stikstofbelasting; maximale stikstofbelasting

Vele van de natuurdoeltypen zijn gevoelig voor stikstofbelasting. Het gaat hierbij enerzijds om de bijdrage van stikstof aan de verzuring van de bodem, en anderzijds het effect van een overmaat aan stikstof (vermesting). Een van deze natuurdoeltypen is het type "bosgemeenschappen van arme zandgronden". In *Figuur 4.1* wordt aangegeven bij welke bodem-pH en stikstofbeschikbaarheid ondergroei-plantensoorten van dit natuurdoeltype kunnen voorkomen (Jansen *et al.*, 1993). Hierbij is gebruik gemaakt van de ecologische amplituden van plantensoorten die het voorkomen beschrijven als functie van diverse standplaatsfactoren uit het model MOVE (Latour & Reiling, 1991; Wiertz *et al.*, 1992). In grote delen van Nederland worden meer dan 60% van de ondergroei-soorten bedreigd als er wordt gekeken naar de

huidige stikstofbeschikbaarheid (*Figuur 4.2*). Als wordt gekeken naar de bodem-pH worden er in grote delen van Nederland 20 tot 60% van de plantensoorten van dit natuurdoeltype bedreigd (*Figuur 4.3*). Bij vergelijking van de twee bedreigingen (stikstof-overmaat en bodemverzuring) per gebied valt op dat bijna in geheel Nederland de stikstof-overmaat (vermesting) de dominante stressfactor vormt voor het voorkomen van ondergroei-soorten van dit natuurdoeltype. Een beschrijving van de berekening van de *Figuren 4.1* tot en met *4.3* wordt gegeven in Latour *et al.* (1993).

Er is inmiddels redelijk wat bekend over de maximale stikstofbelasting waarbij nog geen schadelijke effecten optreden in kwetsbare ecosystemen. Bij de vaststelling daarvan is gebruik gemaakt van diverse typen gegevens: laboratoriumexperimenten, bemestingproeven, veldgegevens, tijdreeksanalyse en ruimtelijke vergelijking van zwaar en minder belaste gebieden. Als maximale stikstofbelastingniveaus, geba-

Figuur 4.2 Bedreiging van ondergroei-soorten van het natuurdoeltype "bosgemeenschappen op arme zandgronden" als functie van de huidige stikstofbeschikbaarheid (Latour et al., 1993).



seerd op waargenomen veranderingen in vegetatie, worden waarden aangehouden zoals weergegeven in Tabel 4.1 (Bobbink *et al.*, 1992).

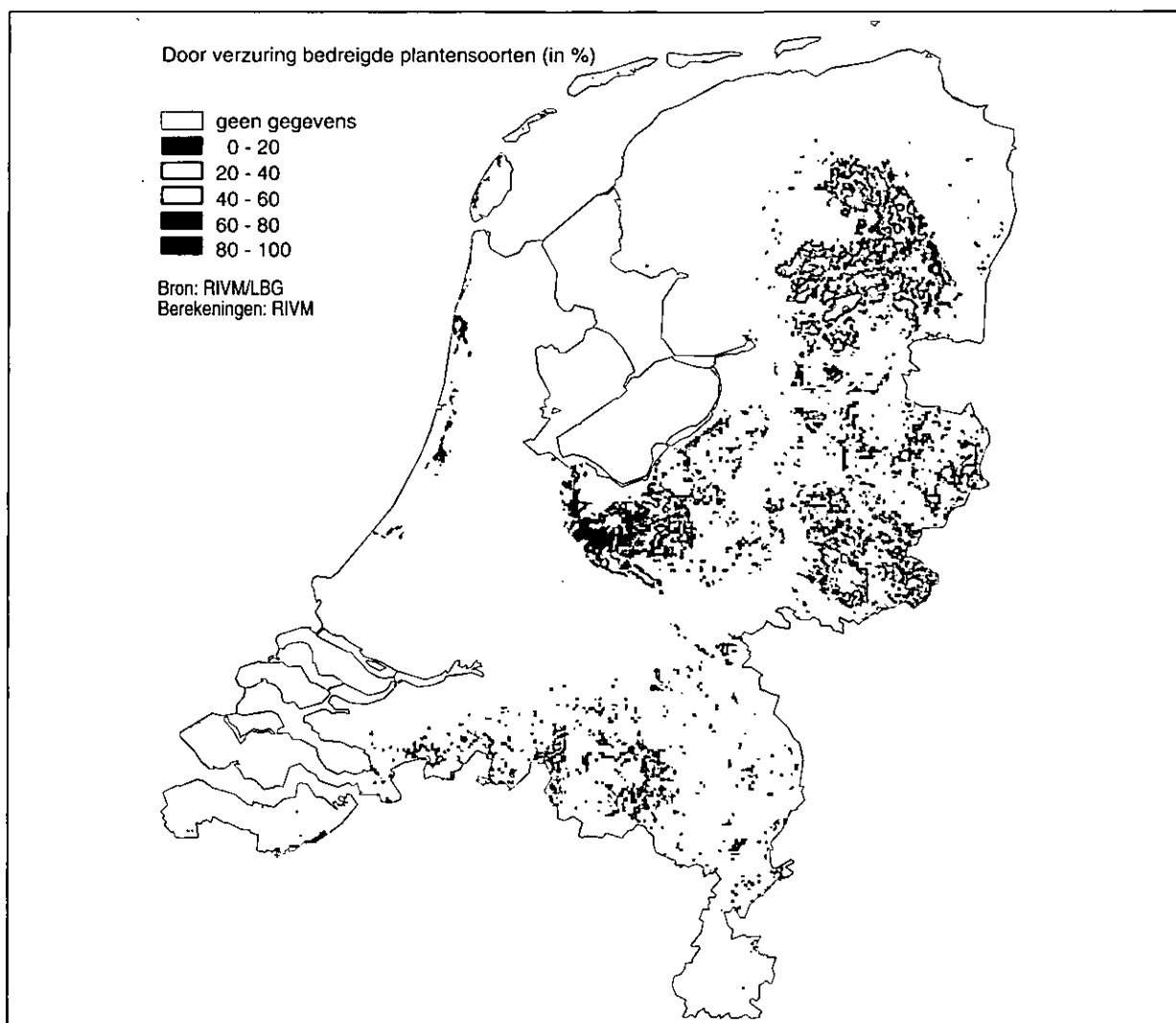
4.1.1.3 Effecten op bosesystemen

De N-belasting van de Nederlandse bossen en heide-terreinen is voornamelijk afkomstig van atmosferische depositie. In Nederland zijn de indirecte (via bodemvocht verlopende) effecten van de belasting van het bos met stikstof- (en zwavel-) componenten het belangrijkste (Heij & Schneider, 1991). Effecten op het bodemvocht kunnen worden uitgedrukt in veranderingen van concentraties en balansen voor met name S, N en Al. Deze veranderingen zijn op landelijke schaal via metingen en berekeningen voor het Nederlandse bos vastgesteld. Voor wat betreft stikstof is het N-eutrofiëringsprobleem nauw verweven met het verzuringsprobleem.

Verstoring voedingsstoffenbalans

Het belangrijkste effect van atmosferische depositie van N (en S) op de Nederlandse bossen is verstoring van de voedingsstoffenbalans door een combinatie van toenemende N-beschikbaarheid en bodemverzuuring. Zo heeft de toenemende N-depositie (met name van NH_3) gedurende verscheidene decennia, na een aanvankelijke opheffing van N-tekorten en toegenomen groei, geleid tot Mg-, K- en P-tekorten. Dit is het gevolg van een aantal factoren. Allereerst leidt de toenemende groei tot een hogere behoefte aan P en basische kationen als Mg en K. Daarnaast is uit laboratoriumexperimenten en uit veldonderzoek gebleken dat de opname van Mg en K juist sterk wordt geremd bij hoge NH_4/Mg - en NH_4/K -verhoudingen, zoals die voorkomen in de bovengrond van bosbodems als gevolg van hoge NH_3 -depositie. Verder blijkt hierdoor het aandeel van fijne wortels (die verantwoordelijk zijn voor de nutriënten-op-

Figuur 4.3 Bedreiging van ondergroei-soorten van het natuurdoeltype "bosgemeenschappen op arme zandgronden" als functie van de huidige bodem-pH (Latour *et al.*, 1993).



Tabel 4.1 Stikstofbelastingniveaus waarboven negatieve effecten in vegetatie worden waargenomen.

ecosysteem	stikstofbelasting (kg N ha ⁻¹ j ⁻¹)
bossen	15-20
droge heide	15-20
natte heide	17-22
kalkgraslanden	14-25
hoogveen	5-10

name) af te nemen. Bovendien effect van N (met name NH₃) wordt nog versterkt doordat N (samen met de toevoer van S) een aanmerkelijke bodemverzuring veroorzaakt. In de Nederlandse bosbodems wordt de zuurtoevoer voornamelijk gebufferd door het oplossen van Al-hydroxyden waardoor hoge Al-concentraties in het bodemvocht ontstaan. Evenals NH₄ leidt Al tot een vermindering van het aantal fijne wortels en remmen hoge Al/kation-verhoudingen de opname van Mg en K. Daarnaast kan Al-mobilisatie tot een gebrek aan P leiden. Het samenspel tussen de toegenomen beschikbaarheid van N en bodemverzuring heeft geleid tot afgenomen beschikbaarheid van kationen zoals Mg en K (nutriënttekort). Het risico voor schade aan de bossen als gevolg van ziekten, plagen, vorst en droogte is daardoor groter geworden (Heij & Schneider, 1991).

In het voorgaande is aandacht besteed aan de rol van bodemverzuring en eutrofiëring in het ontstaan van nutriënttekorten. In het onderstaande wordt specifiek ingegaan op deze processen en hun (andere) gevolgen.

Bodemverzuring

Het belangrijkste effect van depositie van N en S op bosbodems in Nederland is de toenemende bodemverzuring. Het onderzoek, uitgevoerd in het kader van het Additioneel Programma Verzuringsonderzoek (APV) heeft een bevestiging opgeleverd van de hypothese dat op lange termijn ingrijpende veranderingen in groeiplaatscondities (fysisch-chemische samenstelling van bosbodems) optreden onder invloed van depositie van verzurende stoffen. Bevestiging van deze hypothese, die ca. acht jaar geleden op grond van een aantal metingen en buitenlandse gegevens werd opgesteld, werd verkregen uit stofbalansen en modelanalyses. Stofbalansen van 16 intensief onderzochte boslokaties laten zien dat niet N de belangrijkste bron van verzuring is maar S. Uit een landsdekkend onderzoek naar de bodemvochtsamenstelling van ca. 150 bosbodems blijkt dat de gemiddelde SO₄-concentratie in de ondergrond ca. 2 maal zo hoog is als van NO₃. De feitelijke bijdrage van S en N aan de actuele verzuring is derhalve ca.

2/3 deel en 1/3 deel, wat precies andersom is als de potentiële bijdrage. Resultaten van intensief (16) en extensief (150) onderzochte lokaties laten tevens zien dat een groot deel van de uitspoeling van NO₃ en SO₄ wordt begeleid door Al-uitspoeling (ca. 70%). Al-mobilisatie lijkt derhalve het belangrijkste buffermechanisme in Nederlandse bosgronden. Ook deze buffer is echter niet onuitputtelijk. Uit modelsimulaties blijkt dat de huidige depositie leidt tot moeilijk omkeerbare veranderingen in de bodem die optreden als gevolg van uitputting van de Al-buffer. De gevolgen van een met deze Al-uitputting samenhangende pH-daling (naar ca. 3) op de lange termijn, die (bij gelijkblijvende depositie) voor de Nederlandse bosbodems te verwachten zou zijn, zijn niet precies aan te geven. Er zijn in ieder geval grote veranderingen in bodemmilieu en dus in standplaatscondities te verwachten, waarna veranderingen in vegetatie en bodemfauna kunnen volgen.

Eutrofiëring

De hoge N-belasting in Nederland blijkt ook te leiden tot een verandering in de soortensamenstelling van bosccosystemen. Een toename in beschikbaarheid van N betekent een sterke stimulans voor de groei van stikstof-minnende grassen en kruidachtige planten, met name in bossen waar het kronendak open is als gevolg van naaldverlies (verruiging van de ondergroei). Op grond van langlopende proeven met hoge doses N kan worden verwacht dat deze versterkte groei van N-minnende planten zich zal voortzetten (in het geval van onveranderde stikstofdepositie). Verder leidt N-depositie tot een sterke toename in het N-gehalte in naalden. Het N-gehalte in naalden wordt beschouwd als een indicator van de gevoeligheid van de boom voor droogte, vorst en het optreden van ziekten en plagen. Tot op heden wordt een percentage van 1.8 gehanteerd als kritisch stikstofgehalte. Boven deze waarde kunnen problemen worden verwacht.

Tenslotte is er het gevaar dat door de verhoogde opslag van organisch N, bij toename van mineralisatie en nitrificatie (bij temperatuurverhoging) of bij tijdelijke vermindering van N-opname (bij verdwijnen van bossen als gevolg van ziekte of grootschalige kap), stikstof versneld kan vrijkomen als NO₃, aldus een bedreiging vormend voor het grondwater.

Soms wordt getracht de gevolgen van atmosferische depositie voor het bos te beperken door het strooien van kalk (om zuur te neutraliseren) of magnesium (om de overmaat aan stikstofhoudende voedingsstoffen te compenseren). Wat de ondergroei betreft bestrijden deze maatregelen de kwaal niet, maar verergeren deze eerder. Soorten die toenemen bij bemesting met stikstof doen dit meestal ook (zij het in mindere mate) bij bemesting met andere mineralen. Ook kalk (dat op zichzelf geen meststof

is) kan de gevolgen van atmosferische depositie voor de ondergroei verergeren. Dit bleek bij een vergelijking van de effecten van bekalking in proeven in Zweden en Nederland. In de Zweedse proeven was het effect van deze maatregel op de ondergroei betrekkelijk gering, maar in de Nederlandse proeven trad een sterke verruiging op na bekalken. De oorzaak van dit verschil is waarschijnlijk dat in Nederland in de loop van de tijd een grote hoeveelheid stikstof, afkomstig uit atmosferische depositie, zich in het strooisel heeft opgehoopt. Door bekalken wordt de microbiële afbraak van dit strooisel versneld, waarbij de vastgelegde stikstof weer vrijkomt.

4.1.1.4 Effecten op heide

Heide kan grofweg in twee typen onderscheiden worden: natte heide (tenminste een deel van het jaar beïnvloed door grondwater; dominante soort: dopheide) en droge heide (niet beïnvloed door grondwater; dominante soort: struikheide). In Nederland is de droge heide kwantitatief verreweg het belangrijkste. Het oppervlak van de heide is in de loop van de tijd sterk achteruit gegaan, vooral door ontginning en bebossing. In de thans nog resterende heide hebben gedurende de laatste decennia de dominante heidesoorten in toenemende mate plaatsgemaakt voor grassen. Zo wordt in de droge heide struikheide vervangen door bochtige smeie, terwijl in de natte heide dopheide wordt vervangen door pijpestrootje. Tegelijkertijd zijn de zeldzame zogenaamde heideschrale soorten, zoals wolverlei, rozenkransje en hondsviooltje veelal geheel verdwenen. Hoewel er vele andere mogelijke oorzaken voor deze achteruitgang gerapporteerd worden (zoals onjuist beheer, verlaging van de grondwaterstand en de te grote recreatiedruk) is het wel duidelijk dat luchtverontreiniging en de daaruit voortvloeiende N-eutrofiëring (vermesting) en verzuring sleutelfactoren zijn in dit proces. Uit het in het kader van het APV verrichte onderzoek (Heij & Schneider, 1991) is het volgende gebleken.

Op *ecosysteemniveau* leidt toevoer van stikstof uiteindelijk tot verdringing van langzaamgroeiende door snelgroeiende soorten, maar struikheide zal niet door grassen worden verdrongen bij depositiewaarden tot $150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ als de vegetatie gesloten blijft. Opening van een struikheide-vegetatie kan worden veroorzaakt door stressfactoren als vorst, droogte of heidekeverplagen of door veroudering. Onder Nederlandse omstandigheden echter zal opening door natuurlijke veroudering nauwelijks optreden. De kritische waarde voor stikstofbelasting met het oog op vergrassing van een open struikheide-vegetatie bedraagt *ca.* $10 - 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (Heij & Schneider, 1991). Deze waarden liggen iets lager dan die, gebaseerd op waargenomen veranderingen in

vegetatie (zie Tabel 4.1). Bij deze kritische belasting kan een gezonde heide-vegetatie in stand worden gehouden met een afplagfrequentie van één keer per 50 jaar. Zowel het experimentele onderzoek aan struikheide als het modelmatige onderzoek aan struikheide (concurrentie met bochtige smeie) en dopheide (concurrentie met pijpestrootje) wijzen voor wat betreft een kritische belastingwaarde in deze zelfde richting. Met begrazing en zeer frequent afplaggen (één keer per tien jaar) kan een struikheide- of een dopheidevegetatie in stand worden gehouden (echter zonder zeldzame heideschrale soorten) bij stikstofdepositiewaarden tot *ca.* $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (de huidige stikstofdepositie op de heide in Nederland is *ca.* $35 - 40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$).

Op het *niveau van de individuele plant* veroorzaakt toevoer van stikstof (als NH_3 of $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) een versnelde groei, zelfs bij lage doseringen. Bij heideschrale soorten kunnen echter veranderingen optreden (o.a. in stofomzettingsprocessen) die hen gevoeliger maken voor vorst, droogte en plagen. Een kritische waarde voor de NH_3 -belasting kan niet precies worden aangegeven maar wordt waarschijnlijk bereikt bij lange-termijnconcentraties van $5 - 10 \mu\text{g m}^{-3}$.

Uit een uitgebreid veldonderzoek bleek dat veel bedreigde plantesoorten uit natte en droge heide en schraallanden, waaronder soorten als gevlekte orchis, wilde tijm, heidekartelblad en wolverlei niet voorkomen bij een pH (H_2O) lager dan 4.2. Uit hetzelfde onderzoek bleek dat er geen correlatie aanwezig was tussen het voorkomen van deze soorten en de aluminiumconcentratie in het bodemvocht. Uit potproeven en ecofysiologische experimenten bleek dat het verdwijnen van deze soorten toe te schrijven is aan een indirect pH-effect. Door de combinatie van bodemverzuring en N-depositie stijgt de NH_4/NO_3 -verhouding. Dit belemmert de opname van basische kationen en magnesium waardoor bovengenoemde soorten na kieming afsterven of bij reeds gevestigde planten de noodzakelijke groei en bloei achterwege blijven.

4.1.1.5 Effecten op kalkgraslanden

De effecten van verhoogde stikstoftoevoer op de Nederlandse kalkgraslanden zijn uitgebreid onderzocht (Bobbink, 1989). Het onderstaande is afkomstig uit zijn proefschrift. Voor Nederland zijn de kalkgraslanden in Zuid-Limburg een unieke vegetatie. Dit blijkt uit de aanwezigheid van vele plantesoorten, die uitsluitend in dit ecosysteem voorkomen of er uit verdwenen zijn. In voorhistorische tijd zijn deze graslanden reeds ontstaan door het kappen van het oorspronkelijk bos. Na enkele jaren akkerbouw zijn de kapvlakten door vee beweide. Dergelijke weidegronden boden een groot aantal plantesoorten van natuurlijke boomloze standplaatsen een vestigings-

mogelijkheid. Op droge plaatsen met kalkgesteente in de bodem zijn zo uitgestrekte kalkgraslanden ontstaan en eeuwen lang aanwezig geweest in het heuvelland en middelgebergte van West-Europa. In Zuid-Limburg zijn de kalkgraslanden tot de Tweede Wereldoorlog beweid door schaapskudden. De schapen graasden op de kalkhellingen die minder geschikt waren voor akkerbouw of fruitteelt.

Dit landbouwsysteem is in ons land voor 1950 reeds geheel verdwenen. Na het in onbruik raken als agrarische hulpbron zijn de kalkgraslandvegetaties vrijwel allemaal verdwenen. Slechts enkele kleine resten bleven gespaard doordat ze al in de jaren veertig en vijftig door natuurbeschermingsinstanties werden aangekocht. Zo zijn in Zuid-Limburg een kleine twintig kalkgraslandterreinen bewaard gebleven; helaas is dit maar enkele procenten van het oorspronkelijke areaal. Om de hoge rijkdom aan plante- en diersoorten te behouden moesten deze kalkgraslandvegetaties niet alleen gevrijwaard blijven van bemesting, maar ook beheerd worden door de nieuwe eigenaren. Dit beheer bestond uit maaien van de vegetatie in de late herfst, waarbij het maaisel werd afgevoerd. Zonder beheer verdwijnt immers het open karakter snel door een natuurlijke ontwikkeling naar struweel en bos.

Ondanks genoemde beheersinspanningen steekt toch het probleem van overheersing (dominantie) van één enkele soort in toenemende mate de kop op in kalkgraslanden. In dit geval is het geen hoog productief cultuurgewas, maar een grassoort die van oorsprong deel uitmaakt van deze vegetatie, namelijk gevinde kortsteel. Gevinde kortsteel is een relatief snel groeiend gras, dat goed bestand is tegen ongunstige milieu-omstandigheden. Vanouds werd gevinde kortsteel zeer veel aangetroffen in de Zuidlimburgse kalkgraslanden, maar de soort domineerde niet. Het huidige beheer van Nederlandse kalkgraslanden kan de toename van gevinde kortsteel niet voorkomen of stoppen. Met toenemend aandeel van gevinde kortsteel in de vegetatie daalt de soortenrijkdom en de diversiteit sterk. De gevinde kortsteel profiteert meer van verhoogde stikstoftoevoer dan de overige soorten. Het vermogen van gevinde kortsteel om ondanks dalende fosforgehaltes, toch meer biomassa te vormen bij verhoogde stikstofbeschikbaarheid, is een zeer belangrijke factor bij het dominant worden van deze soort onder voortdurende stikstofverrijking.

Het maaien van de vegetatie in de zomer (begin augustus) of begrazing met mergellandschapen zijn adequate beheersmaatregelen om de toename van gevinde kortsteel te beheersen. Door beide maatregelen ontstaat binnen een aantal jaren weer een lage, zeer soortenrijke kalkgraslandvegetatie. Het is van groot belang in de toekomst aandacht te blijven schenken aan het voorkomen van dominantie door grassen. Temeer daar de lange-termijn-effecten van voortdurende eutrofiëring met stoffen

uit de atmosfeer een blijvende bedreiging voor veel kalkgraslandreservaten vormen en de effectiviteit van thans nog effectieve beheersvormen op lange termijn niet te overzien is. Dit geldt zeker wanneer de mate van eutrofiëring in de toekomst niet verminderd wordt.

4.1.1.6 Effecten op fauna

Over effecten van een verhoogde stikstofdepositie op bodemfauna is relatief weinig bekend. In algemene zin kan gesteld worden dat aantallen en diversiteit van verschillende bodemorganismen (o.a. *mycorrhiza*-schimmels, nematoden, springstaarten, mijten, sprinkhanen) afnemen bij een verhoogde depositie (Denne-man & Torenbeek, 1987). Bomen vertonen een verhoogde vatbaarheid voor infectieziekten en vorstgevoeligheid. Experimenteel is aangetoond dat de decompositie van organisch materiaal in stikstofdeficiënte systemen geremd wordt door verhoogde depositie (Verhoef & Brussaard, 1990). De mechanismen hierachter zijn nog niet helemaal duidelijk. Naast directe effecten op bodemorganismen, lijkt er een verschuiving op te treden tussen de twee voornaamste routes binnen het bodemvoedselweb. Hierin worden namelijk een bacterie- en een schimmelgedomineerde afbraakroute onderscheiden. Onder stikstofrijke omstandigheden neemt de bacterie-route in betekenis toe, hetgeen z'n weerslag vindt in de verhoudingen binnen het voedselweb. Wanneer stikstofverrijking plaatsvindt door herhaalde toepassing van drijfmest heeft dit meestal grote directe effecten op bacterie-etende soorten. Vooral binnen de nematodenfauna heeft dit op korte termijn grote verschuivingen tot gevolg (Ettema & Bongers, 1993). Effecten zijn bijna tot een jaar na dato aantoonbaar.

Uit een uitvoerige inventarisatie van de gevoeligheden van soorten voor verschillende milieuthema's kwam naar voren dat driekwart van de libellesoorten, een derde van de dagvlindersoorten, een kwart van de broedvogelsoorten, de helft van de vleermuizen en bijna een vijfde van de overige zoogdieren negatief worden beïnvloed door vermessing (Ovaa *et al.*, 1993). Daarnaast zijn er ook soorten die voordeel ondervinden van vermessing, omdat door vermessing ondermeer het voedselaanbod toeneemt.

4.1.2 Aquatische ecosystemen

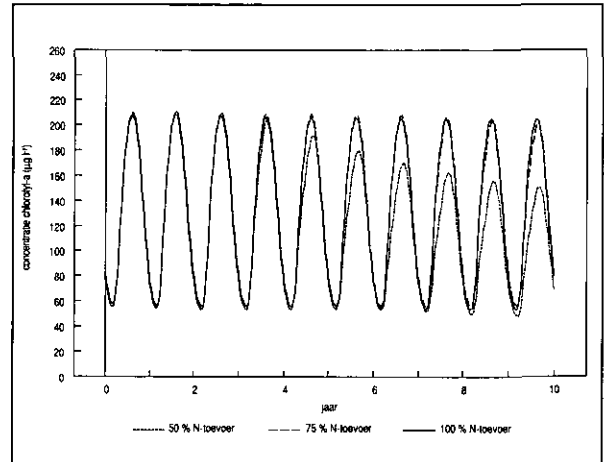
4.1.2.1 Zoet oppervlaktewater

Gevolgen van stikstof voor fytoplankton

Voor vrijwel alle watersystemen geldt dat bij hogere belasting met nutriënten grotere hoeveelheden

fytoplankton ontstaan, en dat soortenverschuivingen in alle trofische niveaus optreden. Als voorbeeld in het zoete water zullen meren en plassen, die in het algemeen door hun grotere verblijftijd eutrofiëring-gevoelig zijn, worden behandeld.

Meren en plassen waren een aantal decennia geleden, een enkele uitzondering daargelaten, helder en de waterbodem was vaak begroeid met een grote dichtheid aan waterplanten. Vanaf het begin van deze eeuw werd de toevoer van nutriënten naar het oppervlaktewater door diverse oorzaken explosief groter. In vele meren en plassen in de gematigde klimaatzone was fosfor het nutriënt, dat de groei van het fytoplankton bepaalde. De toevoer van vooral fosfor gaf in eerste instantie aanleiding tot vermeerdering van de hogere waterplanten. Verdere verhoging van de nutriënten-concentraties veroorzaakte daarnaast een zodanige fytoplanktongroei, dat het licht niet meer tot de bodem doordrong en de submerse (ondergedoken) waterplanten verdwenen. Ook de soortensamenstelling van het fytoplankton wijzigde. Momenteel worden zeer vele eutrofe meren en plassen volledig gedomineerd door schaduwminnende cyanobacteriën (blauwwieren). Zij bereiken zeer hoge dichtheden. Daardoor zijn concentraties van minerale fosfor- en stikstofverbindingen vaak beneden detectieniveau. Sommige cyanobacteriën zijn in staat om moleculaire stikstof uit de lucht te binden. Toch waren het niet juist deze soorten die dominant werden. Zevenboom & Mur (1980) toonden aan dat de energie, nodig voor stikstoffixatie, door zelfschaduw in het troebele eutrofe water, niet toereikend was voor groei van de stikstoffixerende cyanobacteriën. Toch is het zeer waarschijnlijk dat zelfs nu stikstoffixatie een uitermate belangrijke rol speelt in de toevoer van stikstof vanuit het luchtcompartiment naar het watercompartiment. Burger-Wiersma (1991) berekende dat in het stroomgebied van het Naardermeer en de Nieuwkoopse Plassen de toevoer van stikstof door fixatie even groot dan wel groter was dan de totale aanvoer via andere bronnen. De beschreven veranderingen in het fytoplankton hadden ook gevolgen voor hogere trofische niveaus, en dus voor het functioneren van het gehele ecosysteem (Van Liere *et al.*, 1989; Van Liere & Gulati, 1992). Restoratie van eutrofe systemen, waar voedingsstoffen zich opgehoopt hebben in waterbodem en hogere trofische niveaus, zal moeilijk en langdurig zijn. Het beleid richt zich voornamelijk op de reductie van fosfor (Boers & Van Liere, 1993). Momenteel wordt regelmatig stikstof als limiterende factor voor fytoplanktongroei aangetoond, hoewel dit ook het resultaat zou kunnen zijn van de overdosis fosfor. Een analyse van de functie van stikstofreductie (als aanvullende maatregel op fosforreductie) is echter op zijn plaats.



Figuur 4.4 Effect van stikstofreductie op de chlorofyl-a-concentratie bij gelijkblijvende fosforbelasting ($0.35 \text{ g P m}^{-2} \text{ j}^{-1}$) in een "gemiddeld" Nederlands meer. Getrokken lijn: geen wijziging in de situatie ($3.5 \text{ g N m}^{-2} \text{ j}^{-1}$); gestippelde lijn: N-toevoer 25% minder; onderbroken lijn: N-toevoer gehalveerd.

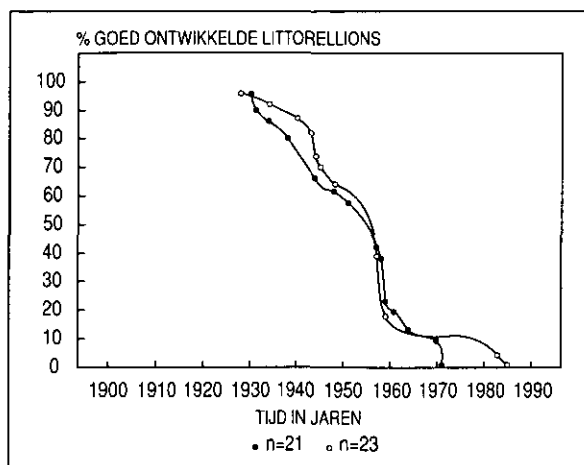
In een Nederlands meer met een diepte van 2 m, een fosforbelasting van $0.35 \text{ g m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ en een stikstofbelasting van $3.5 \text{ g m}^{-2} \text{ j}^{-1}$, een verblijftijd van 200 dagen en gedomineerd door cyanobacteriën heeft een verdere halvering van de fosforbelasting een gunstig effect (Janse *et al.*, 1992). Een reductie van stikstof in een dergelijk systeem heeft eveneens resultaat (Figuur 4.4), en is daarom ook bruikbaar als aanvullende maatregel. Er moet echter bij vermeld worden dat de belasting met stikstof in het aangegeven meer al aan de lage kant was. Bij hogere belastingen dan die hier zijn aangenomen moet relatief meer stikstof worden verwijderd om hetzelfde effect te bereiken.

Aangetekend moet worden dat bij deze berekening (nog) geen rekening gehouden is met de mogelijkheid van een groter belang van stikstof-fixerende blauwwieren. Wanneer door een toenemende helderheid van het water de lichtintensiteit hoger wordt is er relatief meer energie beschikbaar voor het fytoplankton. Bij een door aanvullende N-reductie opgelegde stikstoflimitatie worden die fytoplanktonsoorten bevoordeeld, die stikstof kunnen fixeren. Een groter belang van stikstof-fixerende cyanobacteriën is zeker niet uit te sluiten (Burger-Wiersma, 1991; Zevenboom & Mur, 1980). Het optreden van stikstof-fixerende organismen zou het effect van een reductie van stikstoftoevoer kunnen verminderen.

Effecten op vennen, sprengen, beken en bronnen

Heidevennen

Van origine zijn de heidevennen in Nederland geïsoleerde wateren, gelegen op de voedselarme hogere zandgronden. Het water in deze vennen was oor-



Figuur 4.5 Degeneratie-curve Littorellion. Het percentage goed ontwikkelde Littorellion-gemeenschappen in oorspronkelijk zeer zachte wateren (n=21) en zachte wateren (n=23) die nu verzuurd zijn, als functie van de tijd (Arts, 1987).

spronkelijk zwak zuur (pH 6 - 7) met een gering bufferend vermogen (alkaliniteit < 2 meq l⁻¹). De bodem bestond bijna uitsluitend uit mineraal materiaal: een kale zandbodem zonder veel dood plantemateriaal. In dergelijke vennen kon zich een specifieke vegetatie ontwikkelen: plantesoorten die aangepast waren aan de voedselarme omstandigheden. De soorten worden gerekend tot het plantensociologisch verbond *Littorellion* (genoemd naar het oeverkruid, *Littorella uniflora*, een belangrijke soort in de oorspronkelijke heidevennen). In de loop van de decennia is het voorkomen van planten die tot dit verbond gerekend worden sterk achteruitgegaan (Figuur 4.5; Arts, 1987, 1990). Ook het voorkomen van soorten uit het geslacht *Isoetes* (onderdeel van het *Littorellion*-verbond) is sterk achteruitgegaan (Tabel 4.2). Tegelijkertijd zijn ook andere kenmerken van de vennen veranderd: veranderingen in de soortensamenstelling fytoplankton, met name van desmidiaceeën en diatomeeën, verlaging van de buffercapaciteit, verandering van de trofiegraad, verande-

ringen in de fauna (onder andere verminderde reproductie bij amfibieën) en veranderingen in de soortensamenstelling van macrofyten. Dat laatste uit zich in de verschuiving van isoëtide-soorten naar knolrus (*Juncus bulbosus*), veenmossen (*Sphagnum* spp.) en draadalgen. In de sterkst veranderde vennen zijn concentraties van CO₂ en de nutriënten NO₃⁻ en NH₄⁺ sterk gestegen en is de pH sterk verlaagd (Roelofs, 1983), en er heeft zich organisch materiaal op de bodem opgehoopt (Van Dam, 1987). In eerste instantie is de verzuring van de heidevennen aangewezen als oorzaak voor het veranderen van de vegetatie. Bij afwezigheid van een afstromingsgebied van de vennen is deze verzuring vrijwel volledig veroorzaakt door de verhoogde depositie van N (vooral ammoniak afkomstig uit dierlijke mest). Uit berekeningen is gebleken dat alleen al in de periode van 1950 tot heden de atmosferische depositie van NO₃⁻ en NH₄⁺ met ongeveer een factor 2, resp. een factor 3.5 is toegenomen (Wortelboer, pers. comm.). Uit later onderzoek (Arts, 1990; Wortelboer, 1990) is echter gebleken dat verzuring op zichzelf niet voldoende is om de waargenomen verandering in de soortensamenstelling tot stand te brengen. De sterk verhoogde aanvoer van stikstof speelt een veel belangrijker rol doordat sommige soorten de nieuwe stikstofbron beter kunnen benutten (Roelofs *et al.*, 1984; Schuurkes *et al.*, 1986), waardoor ze een competitief voordeel hebben (Wortelboer, 1990). Zonder de competitie van aan hoge stikstofniveaus aangepaste soorten blijken de soorten uit het *Littorellion*-verbond goed te kunnen overleven, ook onder zure omstandigheden (Arts, 1990; Wortelboer, 1990). Aan de hand van waargenomen veranderingen in de vegetatiesamenstelling van de heidevennen zijn streefwaarden voor de depositie opgesteld waarboven veranderingen in de vegetatiesamenstelling verwacht kunnen worden. De schattingen voor de streefwaarden ('critical loads') voor stikstof lopen uiteen van 7 kg N ha⁻¹ j⁻¹ (De Vries, 1992) tot 20 kg N ha⁻¹ j⁻¹ (Schuurkes *et al.*, 1987). De huidige depositie-

Tabel 4.2 Aantal plaatsen die gekarakteriseerd worden door ten minste één van de vier in de tabel weergegeven isoëtide-soorten in verschillende periodes, en de totale relatieve vermindering van het aantal plaatsen (Arts, 1990).

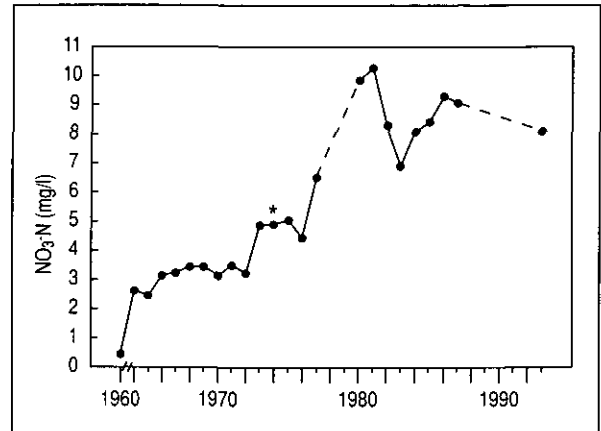
	1900-1950	1956-1963	1983-1986	% vermindering
<i>Littorella uniflora</i>	412	75	52	87
<i>Lobelia dortmanna</i>	183	26	2	99
<i>Isoetes lacustris</i>	19	6	1	95
<i>Isoetes echinospora</i>	10	3	1	90
Totaal ^a	535	83	52	91

^a Plaatsen waar één of meer isoëtide-soorten waargenomen zijn

niveaus liggen voor de kwetsbare gebieden in Nederland op dit moment op 50 - 100 kg N ha⁻¹ j⁻¹ (Erisman, 1991; zie ook paragraaf 3.1). Bij deze hoge depositieniveaus is een verbetering van de situatie in de Nederlandse heidevennen niet te verwachten. Aanvullende effectgerichte maatregelen, zoals het uitgraven van het Beuven, kunnen wel een verandering ten goede in de soortensamenstelling teweeg brengen, maar bij de huidige depositieniveaus zal dit slechts van tijdelijke aard kunnen zijn (Buskens, 1989). Alleen de Derde Nota Waterhuishouding heeft een streefbeeld voor venen opgesteld: "Venen zijn voedselarm en niet onnatuurlijk verzuurd" (V&W, 1989).

Beken, sprengen en bronnen

Beken, sprengen en bronnen ontvangen water uit de bodem, op plaatsen waar watervoerende bodemlagen aan de oppervlakte komen. In het geval van de sprengen gebeurt dit op plaatsen waar door de mens geulen zijn gegraven om de watervoerende laag te bereiken (de zogenoemde sprengenkoppen). Door Meinardi (1988) en Van Dam *et al.* (1993) is onderzoek gedaan naar de chemische en biologische waterkwaliteit in beken, sprengen en bronnen op de Veluwe. De chemische waterkwaliteit vertoont een duidelijke relatie met die van het grondwater (Meinardi, 1988). Het grondgebruik en de bemestingsniveaus worden dan ook weerspiegeld in de nitraatconcentraties in het water. Nitraatconcentraties tot 29 mg N l⁻¹ zijn gemeten in gebieden die direct onder invloed staan van landbouw of bebouwing. In beken die gevoed worden door grondwater van een hoge ouderdom zijn (nog) geen hoge nitraatconcentraties waargenomen. Dit zijn er slechts enkele. De meeste beken en sprengen vertonen tekenen van vervuiling, die in de periode 1974 - 1993 sterk is toegenomen. Tussen 1974 en 1986 is een daling van de pH waargenomen met maximaal één eenheid en een stijging van de nitraatconcentratie van ongeveer 1 mg N l⁻¹ in het sprengwater. De pH-daling is een gevolg van een toegenomen stikstofconcentratie in de neerslag in de periode 1974 tot 1993 (Meinardi, 1988). De ammoniumconcentraties zijn over het algemeen laag. Een voorbeeld van een beek die ernstig te lijden heeft gehad van zowel bovengenoemde grondwaterinvloed als van vrij directe lozingen is de Hierdense beek (Figuur 4.6). In het stroomgebied van deze beek is de landbouw sterk geïntensiveerd in de afgelopen decennia. Matig voedselrijke weilanden kwamen in de vijftiger jaren nog veelvuldig voor. Sinds het begin van de jaren zestig is de bioindustrie explosief gegroeid. Vloeibare mest werd gedumpt op de weilanden. Maïsvelden werden gebruikt om nog meer vloeibare mest kwijt te raken. Directe lozingen veroorzaakten het volledig in elkaar storten van de populatie beekforel. Ook in het grondwater dat de



Figuur 4.6 Nitraatconcentratie (mg N l⁻¹) in de Hierdense beek en in het grondwater van de beek (asterisk). Naar: Higler & Verdonchot, 1993; aanvullende gegevens werden verstrekt door het Zuiveringschap Veluwe).

beek voedde was de overbesteding evident (zie de asterisk in Figuur 4.6 (Higler & Verdonchot, 1993)).

De biologische waterkwaliteit is onderzocht aan de hand van de diatomeeën-populaties. De sprengen en beken herbergen een rijke diatomeeën-flora, met veel zeldzame soorten. Dit laatste is het gevolg van het feit dat niet-verontreinigde, zuurstofrijke stromende wateren tegenwoordig zeldzaam zijn. De samenstelling van de diatomeeën-flora vertoont verband met de chemische waterkwaliteit, vooral met de pH en de nitraatconcentratie. Aan de hand van de veranderingen in de samenstelling van de diatomeeën-flora is een voortgaande verzuring van het water van de beken en sprengen vast te stellen. Verzuring heeft een direct effect op de diatomeeën-flora, doordat sommige soorten een duidelijke voorkeur voor zuur dan wel niet-zuur water hebben. Verzuring leidt hierdoor tot een verschromping van de diatomeeën-flora, met vermindering of verdwijning van zeldzame soorten. De verzuring van het water in sprengen en beken is een direct gevolg van de verzuring van het grondwater in de betreffende stroomgebieden. Doordat het vele tientallen jaren (en soms nog veel langer) duurt voor (regen-)water via de watervoerende lagen in de beken en sprengen terecht komt, zal het effect van vermindering van de atmosferische depositie op de bodem pas veel later in het water van sprengen, beken en bronnen merkbaar zijn.

4.1.2.2 Zout oppervlaktewater

Algemeen gesproken is P in het voorjaar limiterend voor de primaire produktie in zoute wateren, en N in de zomer. Dit komt door de in paragraaf 3.3 genoemde overmaat aan N die met name in de winter en het voorjaar door de rivieren in het kustwater

Tabel 4.3 Een overzicht van de stikstofverbindingen die relevant (kunnen) zijn voor de gezondheid van de mens.

stikstofverbinding	belangrijkste blootstelling via	wat is bekend	wat moet onderzocht worden	opmerkingen
NO ₂	binnen- en buitenlucht	type effecten	concentraties in binnenlucht; blootstelling met name aan binnenlucht; effecten	zie paragraaf 4.2.2
NH ₃	buitenlucht	concentraties, blootstelling en effecten		heeft geen directe effecten; NH ₃ is een indicator voor stankhinder
NO ₃ ⁻ /NO ₂ ⁻	voeding en drinkwater	concentraties, blootstelling en effecten	effecten op de bijniere	zie paragraaf 4.2.3
nitrosaminen en -amiden	niet van toepassing; worden in het lichaam gevormd	sommige nitrosaminen zijn carcinogeen; bij epidemiologische studies zijn echter geen effecten gevonden		lijken niet van groot belang
HNO ₂ , HNO ₃ en organische nitraten	buitenlucht	dragen bij aan respiratoire effecten en symptomen	concentraties, blootstelling en effecten	
NO	binnen- en buitenlucht	concentraties; NO speelt een belangrijke rol in het lichaam (bloeddrukregulatie/ vaatverwijding)	blootstelling en effecten	

gebracht wordt. Voorts is er een gradiënt van toenemende N-beperking verder uit de kust. Bij een beoordeling van de effecten moet echter ook rekening gehouden worden met het feit dat verschillende fytoplanktonsoorten verschillende nutriëntenbehoeftes kunnen hebben: daardoor kan op dezelfde plaats P voor de ene en N voor de andere soort beperkend zijn. Dit verschijnsel is van betekenis voor de soortensamenstelling en verspreiding van het fytoplankton. En deze heeft, via voedselvoorkeuren van de grazers, weer invloed op de rest van de voedselketen. Daarnaast zijn uiteraard licht en Si van belang voor de fytoplanktongroei en -soortensamenstelling. Alhoewel er geen harde bewijzen voor zijn, is eutrofiëring in verband gebracht met enkele ongewenste verschijnselen, met name lage zuurstofgehalten, het optreden van giftige algensoorten, en *Phaeocystis*-bloeien, naast het optreden van schuim op het strand. In het Marsdiep is een verband gevonden tussen verhoogde nutriëntenconcentraties in het water en een verhoogde primaire produktie van algenbiomassa

(Cadée & Hegemann, 1993). Tevens is een verband gesuggereerd met een verhoogde biomassa van macrozoöbenthos in de westelijke Waddenzee (Beukema & Cadée, 1986).

4.2 Risico's voor de volksgezondheid

4.2.1 Algemeen

Stikstofverbindingen kunnen, naast effecten op ecosystemen, ook effecten hebben op de gezondheid van de mens. In deze paragraaf wordt in beeld gebracht wat er globaal bekend is over die effecten en welke kennis ontbreekt. Op twee onderwerpen (NO₂ in lucht en NO₃⁻ in voeding en drinkwater) wordt nader ingegaan.

In Tabel 4.3 staat een schematisch overzicht van

de stikstofverbindingen die volgens RIVM-deskundigen relevant zijn of kunnen zijn voor de volksgezondheid. Bij beschouwing van deze tabel valt het op dat blootstelling van de mens aan stikstofverbindingen plaatsvindt langs meerdere routes. De belangrijkste zijn inhalatoir (zowel binnen- als buitenlucht) en oraal (via voeding en drinkwater). Ook valt op dat er nog veel kennis ontbreekt om een goede beoordeling te kunnen maken van de mogelijke effecten van stikstofverbindingen voor de mens.

Kennis over de concentraties en blootstelling van de stoffen dient in het algemeen verkregen te worden door metingen op geschikte lokaties. Aangezien van veel verbindingen dit type kennis ontbreekt, zullen gericht meetprogramma's moeten worden gestart om in deze kennislacunes te voorzien. Daarnaast zal meer inzicht moeten worden verkregen in de effecten op de mens. Door combinatie met het voorgaande kan op deze manier een indicatie van de risico's worden verkregen.

4.2.2 Gezondheidsrisico's van blootstelling aan stikstofdioxide

4.2.2.1 Niveaus in buiten- en binnenlucht

Buiten

Tijdens (meteorologisch bepaalde) episoden van luchtverontreiniging kunnen de uurgemiddelde niveaus van NO_2 in grotere steden oplopen tot $200 \mu\text{g m}^{-3}$, en in verkeersdrukke straten tot $400 \mu\text{g m}^{-3}$. De jaargemiddelde waarde van uurgemiddelde NO_2 -concentraties was in 1992 $25 \mu\text{g m}^{-3}$ voor het landelijk gebied en $43 - 49 \mu\text{g m}^{-3}$ voor de stedelijke omgeving (zie Tabel 3.1).

Binnen

Door afvoerloze geisers, gas- of petroleumkachels en in mindere mate door het koken op gas kunnen binnenshuis aanzienlijke NO_2 -pieken optreden, oplopend tot meer dan $2000 \mu\text{g m}^{-3}$. Men schat dat door de aanwezigheid van dergelijke afvoerloze toestellen de (week-)gemiddelde NO_2 -concentratie met 25 à $30 \mu\text{g m}^{-3}$ wordt verhoogd, globaal een verdubbeling (Fischer, 1987). Naar verwachting zal in huizen met afvoerloze geisers de gezondheidskundige advieswaarde van $300 \mu\text{g m}^{-3}$ als uurgemiddelde regelmatig worden overschreden (Lebret, 1985).

Trends

De concentraties van NO_2 in de steden zijn de afgelopen decennia geleidelijk toegenomen. Het afgelopen decennium heeft zich echter een stabilisatie

voorgedaan. Door invoering van de geregelde driefwegkatalysator zal voor stikstofoxiden de gemiddelde emissie per autokilometer geleidelijk afnemen (zie paragraaf 3.1). Volgens een schatting in de Nationale Milieuverkenning 3 zal het aantal kilometers weglengte met overschrijding van de grenswaarde van $135 \mu\text{g m}^{-3}$ (als 98-percentiel) afnemen van 450 in 1990 tot ca. 155 in 2000 (RIVM, 1993). Onder andere door vervanging van lokale verwarmingsbronnen en afzonderlijke CV-ketels door combiketels zal het percentage huishoudens met afvoerloze geisers geleidelijk afnemen van ruim 15 nu tot ongeveer 10 tussen 2000 en 2010.

4.2.2.2 Gezondheidsrisico's

Acuut

Uit experimenten met vrijwilligers blijken acute effecten van kortdurende blootstelling aan NO_2 (30 tot 60 minuten, hoofdzakelijk een afname van de longfunctie) op te treden bij personen met CARA vanaf concentraties van $560 \mu\text{g m}^{-3}$, bij gezonde personen vanaf $1900 \mu\text{g m}^{-3}$. Dergelijke niveaus komen in Nederland in de buitenlucht niet of nauwelijks voor.

Chronische of herhaalde blootstelling

Uit verschillende epidemiologische studies in binnen- en buitenland is gebleken dat de aanwezigheid van afvoerloze gaskachels of geisers in huis samenhangt met een geringe toename van het optreden van luchtwegklachten (maximaal in de orde van 20%) en een gering achterblijvende ontwikkeling van de longfunctie bij kinderen. Deze effecten moeten als gezondheidskundig relevant beschouwd worden vanwege de mogelijke samenhang met CARA op latere leeftijd. De aan binnenluchtverontreiniging met NO_2 toegeschreven gezondheidseffecten kunnen niet zonder meer worden geëxtrapoleerd naar verontreiniging van de buitenlucht. Het patroon van de buitenluchtverontreiniging verschilt van dat in de binnenlucht (met name wat betreft de verhouding tussen pieken en gemiddelden). Er zijn aanwijzingen dat jaargemiddelde buitenluchtniveaus vanaf $95 \mu\text{g m}^{-3}$ samenhangen met een blijvende afname van de longfunctie bij kinderen en jonge volwassenen. Weekgemiddelde NO_2 -niveaus in de buitenlucht vanaf $30 - 50 \mu\text{g m}^{-3}$ zijn geassocieerd met een toename van het risico van respiratoire infecties bij kinderen.

Indicatoren

NO_2 kan naast CO en fijn stof (PM10 of andere stoffracties) gelden als geschikte indicator van het complexe verkeersgebonden luchtverontreinigingsmengsel (in het algemeen gekarakteriseerd aan de hand van PM10 of andere stoffracties). Een groeiend

aantal epidemiologische onderzoeken toont aan dat dit type luchtverontreiniging geassocieerd is met een reeks van ernstige gezondheidseffecten (verhoogde sterfte, toename van ziekenhuisopnames, medicijngebruik en verzuim, longfunctiedaling en luchtwegklachten). In de meeste van deze onderzoeken bleken de concentraties van NO_2 overigens ruim beneden de gezondheidkundige advieswaarde te liggen. De rol van de stikstofoxyden of vervolgprodukten zoals HNO_2 en HNO_3 bij het ontstaan van deze effecten is nog onduidelijk. Samenvattend kan gesteld worden dat NO_2 als afzonderlijke stof in de binnenlucht een gezondheidsrisico vormt.

4.2.3 Nitraat in voeding en drinkwater

Nitraat in voeding is van nature aanwezig in plantaardige levensmiddelen en wordt als conserveermiddel toegevoegd aan vlees, vis en zuivelprodukten. Nitriet komt normaal slechts in verwaarloosbare hoeveelheden voor in plantaardige voedingsmiddelen, maar wordt eveneens toegepast als conserveermiddel. Nitraat in drinkwater is afkomstig uit het grond- of oppervlaktewater waaruit drinkwater wordt bereid. In hoofdstuk 5 wordt nader ingegaan op de gevolgen van nitraat voor de drinkwatervoorziening.

De gezondheidkundige betekenis van nitraat in drinkwater en voeding, vooral (blad-)groenten, en drinkwater wordt bepaald door de omzetting van nitraat in nitriet. Nitriet oxydeert hemoglobine tot methemoglobine en reduceert hiermee het zuurstoftransport van het bloed. Het hemoglobine van baby's, zwangere vrouwen en personen die deficiënt zijn voor het enzym glucose-6-fosfaatdehydrogenase is het meest gevoelig hiervoor. Voorts kan nitriet effect hebben op het hart en kunnen afwijkingen in de longen, lever, milt en nieren worden aangetoond. Voor zuigelingen is de vorming van methemoglobine het meest gevoelige criterium (Van Dijk-Looijaard, 1993).

Recent is in dierexperimenteel onderzoek nog een ander effect van nitriet waargenomen. Bij ratten die gedurende drie maanden werden blootgesteld aan kaliumnitriet via het drinkwater, werden morfologische veranderingen in de bijniere gevonden (Til *et al.*, 1988; Til *et al.*, 1990). Het no-toxic-effect-level in dit onderzoek was 5 mg KNO_2 (kg lichaamsgewicht)⁻¹. Onderzoek naar de betekenis van dit effect op de bijniere en de veiligheidsmarges, welke consequenties kunnen hebben voor de uiteindelijke limieten in met name bladgroenten, wordt nog uitgevoerd (op het RIVM).

De endogene vorming van nitrosaminen (en andere N-nitrosoverbindingen) vereist een hoge inname van

nitraat en omzetting in nitriet in het lichaam en tegelijkertijd een hoge inname van N-nitroseerbare verbindingen zoals aminen. Deze kans lijkt theoretisch het grootst bij een maaltijd van bladgroenten en bijvoorbeeld vis; niettemin wordt de kans op de vorming van carcinogene N-nitrosoverbindingen in concentraties die tot toename in tumorincidenties zouden kunnen leiden in de praktijk gering geacht (Speijers *et al.*, 1987).

Flesgevoede zuigelingen zijn het meest kwetsbaar voor nitraat afkomstig uit drinkwater omdat drinkwater de enige blootstellingsroute is en de consumptie per kg lichaamsgewicht relatief hoog is. De normwaarde in drinkwater (50 mg l⁻¹) is gebaseerd op studies met de rat. Bij de rat vindt echter geen omzetting in het speeksel van nitraat naar nitriet plaats, terwijl deze omzetting voor de mens juist de factor is die de toxiciteit van nitraat bepaalt. Om toch voor de rat een nitraatdosering zonder effect (DWE) te schatten, werd aan de rat nitriet gedoseerd. De laagste DWE voor nitriet voor de rat, gebaseerd op methemoglobinemie, is 66.7 mg nitriet (kg lichaamsgewicht)⁻¹. Om dit te kunnen omrekenen naar een dosis voor nitraat moet een aanname worden gedaan welk deel van het ingenomen nitraat bij de mens wordt omgezet in nitriet. Bij zuigelingen is het realistisch de omzetting van nitraat in nitriet op 20% te schatten. Uitgaande van de genoemde DWE en een onzekerheidsfactor van 100 is de toelaatbare dagelijkse inname voor zuigelingen 4.6 mg nitraat (kg lichaamsgewicht)⁻¹. Voor een zuigeling van 5 kg die 0.75 l water per dag drinkt is de toelaatbare concentratie nitraat in drinkwater 30 mg l⁻¹. Als deze toelaatbare concentratie vergeleken wordt met de drinkwatermorm van 50 mg l⁻¹, blijkt dat de aangenomen onzekerheidsfactor van 100 in de praktijk lager kan uitvallen, namelijk ca. 50.

De Gezondheidsraad zegt dat methemoglobinemie bij zuigelingen waarschijnlijk alleen zal optreden bij een gelijktijdige exogene en endogene nitraatbelasting gekoppeld aan een verhoogde omzetting van nitraat in nitriet (tot 80%) veroorzaakt door een infectie met nitraatreducerende bacteriën (Gezondheidsraad, 1990). Vanwege de goede hygiënische omstandigheden treedt dit type infectie in Nederland nog zelden op (RIVM, 1992). Gebruikmakend van de bovengenoemde DWE, een onzekerheidsfactor van 100 en een omzetting van 80% in plaats van 20% wordt de toelaatbare nitraatconcentratie voor deze zuigelingen 5.5 mg l⁻¹. Bij een nitraatconcentratie van 25 mg l⁻¹ in drinkwater is er voor deze zuigelingen nog steeds een marge van 20 à 25. Deze onzekerheidsfactor is dus lager dan de gewoonlijk gehanteerde factor van 100. Gezien de aard en reversibiliteit van het effect wordt dit aanvaardbaar geacht. Als het drinkwater meer dan 25 mg nitraat l⁻¹

bevat wordt aangeraden voor zuigelingen die een bacteriële maagdarminfectie hebben, water met een laag nitraatgehalte (minder dan 10 mg l⁻¹) te gebruiken (RIVM, 1992).

In 1992 was de nitraatconcentratie bij 3.5% van de grondwaterwinningen hoger dan 25 mg l⁻¹ (RIVM-drinkwatermeetnet). Geschat is dit een hoeveelheid van 30 miljoen m³ drinkwater, op een totale produktie van 1300 miljoen m³. Als deze 30 miljoen m³ alléén in de huishoudens wordt gebruikt en niet als industriewater dan consumeren 0.5 miljoen mensen drinkwater met een nitraatgehalte

van minstens 25 mg l⁻¹. De drinkwatermorm van 50 mg l⁻¹ werd in 1992 bij één grondwaterwinning overschreden (RIVM-drinkwatermeetnet).

Voor wat betreft de voeding zijn bladgroenten doorgaans de grootste nitraatbron, vooral wanneer deze tijdens de winterperiode afkomstig zijn uit de glastuinbouw. Het nitraatgehalte in bladgroenten is niet zo sterk gerelateerd aan de milieucontaminatie als het gehalte in drinkwater. Uit landbouwkundig onderzoek is gebleken dat de lage lichtintensiteit en lage temperatuur de belangrijkste factoren zijn (US Assemblée of Life Sciences, 1981).

Referenties

- Arts, G.H.P. (1987). Geschiedenis van de verzuring van zwak gebufferde wateren in Nederland onder invloed van atmosferische depositie. Rapport 28-01 Dutch Priority Programme on Acidification.
- Arts, G.H.P. (1990). Deterioration of Atlantic soft-water systems and their flora, an historical account. Ph D Thesis Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen.
- Beukema, J.J. & Cadée, G.C. (1986). Zoobenthos response to eutrophication of the Dutch Wadden Sea. *Ophelia*, 26, 55-64.
- Bobbink, R. (1989). *Brachypodium pinnatum* and the species diversity in chalk grassland. Ph D Thesis RU Utrecht, Utrecht
- Bobbink, R., Boxman, D., Fremstad, E., Heil, G., Houdijk, A. & Roelofs, J. (1992). Critical loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna. In: *Critical Loads for Nitrogen. Report from a workshop held at Lökeberg, Sweden 6-10 april 1992*. Grennfelt, P. & Thörnelöf, E. (eds.), Nordic Council of Ministers, Copenhagen, pp. 111-161.
- Boers, P.C.M. & Liere, L. van (eds.) (1993). Eutrofiëring en beleid in Nederland, hoe verder? RIZA notitie 93.056X; DGW nota 93.007; RIVM rapport 732404002.
- Burger-Wiersma, T. (1991). Oriënterend onderzoek naar stikstoffixatie in Nederlandse meren. Rapport 1991-1, Laboratorium voor Microbiologie, Universiteit van Amsterdam.
- Buskens, R.F.M. (1989). Beuven: herstel van een ecosysteem. Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen.
- Cadée, G.C. & Hegemann, J. (1993). Persisting high levels of primary production at declining phosphate concentrations in the Dutch coastal area (Marsdiep). *Neth. J. Sea Res.*, 32, 147-152.
- Dam, H. van (1987). Monitoring of chemistry, macrophytes, and diatoms in acidifying moorland pools. RIN, Leersum, report 87/19.
- Dam, H. van, Mertens, A. & Janmaat, L.M. (1993). De invloed van atmosferische depositie op diatomeeën en chemische samenstelling van het water in sprengen, beken en bronnen. DLO-IBN, Leersum. Concept.
- Denneman, W.D. & Torenbeek, R. (1987). Nitraatimmissie en Nederlandse ecosystemen: een globale risico-analyse. RIN-rapport 87/23. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Dijk-Looijaard, A.M. van (1993). Herziening normen Waterleidingbesluit. Rapport SWO 93.340, KIWA, Nieuwegein.
- Erisman, J.-W. (1991). Acid deposition in The Netherlands. Report nr. 723001002, RIVM, Bilthoven.
- Ettema, C.H. & Bongers, T. (1993). Characterization of nematode colonization and succession in disturbed soil using the Maturity Index. *Biology and Fertility of Soils*, 16, 79-85.
- Fischer, P. (1987). Longfuncties en binnenluchtverontreiniging door stikstofdioxide en tabaksrook bij vrouwen in Vlaardingen en Vlagtwedde. Publikatiereeks lucht nr. 61, VROM-rapport.

- Gezondheidsraad (1990). Nitraat. Toetsing van een ontwerp-basisdocument. Den Haag, 1990.
- Heij, G.J. & Schneider, T. (eds.) (1991). Eindrapport Tweede Fase Additioneel Programma Verzuurings-onderzoek. Rapportnr. 200-09.
- Higler, L.W.G. & Verdonchot, P.F.M. (1993). Stream valleys as wetlands. *Hydrobiologia*, 265, 265-279.
- IKC-NBLF (1994). Toestand van de natuur 2. Rapport IKC-NBLF nr. 4, IKC-NBLF, Wageningen.
- Janse, J.H., Aldenberg, T. & Kramer, P.R.G. (1992). A mathematical method of the phosphorus cycle in Lake Loosdrecht and simulation of additional measures. *Hydrobiologia*, 233, 119-136.
- Jansen, S.R.J., Bal, D., Beijer, H.M., During, R., Hoogeveen, Y.R. & Uytendinck, R.W. (1993). Ontwerp Nota Ecosysteemvisies EHS. IKC-NBLF, Wageningen.
- Latour, J.B. & Reiling, R. (1991). On the Move: concept voor een nationaal effectenmodel voor de vegetatie (MOVE). Rapport nr. 711901003, RIVM, Bilthoven.
- Latour, J.B., Reiling, R. & Bekhuis, F. (1993). Comparative threat analysis using a risk assessment. Comparative Risk Analysis and Priority Setting of Air Pollution Issues, June 7 - 11, Keystone, Colorado.
- Lebret, E. (1985). Air pollution in Dutch homes. Proefschrift Landbouwhogeschool Wageningen.
- Liere, L. van, Gulati, R.D., Wortelboer, F.G. & Lammens, E.H.R.R. (1989). Van voedingsstof tot vis en van vis tot voedingsstof. *Landschap*, 6, 33-46.
- Liere, L. van & Gulati, R.D. (1992). Restoration and recovery of shallow eutrophic lake ecosystems in The Netherlands. *Hydrobiologia*, 233, 1-287.
- LNV (1990). Natuurbeleidsplan. Tweede Kamer, vergaderjaar 1989 - 1990, 21149.
- Meij, T. van der, Hangraaf, M.C., Vos, P. & Graaf, H.J. de (1992). Natuur en milieu in de landbouw: relaties voor beleid en onderzoek. Rapport nr. 92-05., Milieubio-logie, Leiden.
- Meinardi, C.M. (1988). Veranderingen van het water in de Veluwe sprengen. *H₂O*, 21, 120-123.
- Ovaa, A.H., Latour, J.B. & Reiling, R. (1993). Flora en Fauna 2030. Rapport Landbouw Universiteit Wageningen.
- RIVM (1993). Nationale Milieuverkenning 3, 1993-2015. Samson H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.
- RIVM (1992). Brief 261/92 ACT vLe/vKo aan de Hoofddirectie Gezondheidsbescherming, 10-04-1992.
- Roelofs, J.G.M. (1983). Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in The Netherlands. I. Field observations. *Aquatic Botany*, 17, 139-155.
- Roelofs, J.G.M., Schuurkes, J.A.A.R. & Smits, A.J.M. (1984). Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in The Netherlands. II. Experimental studies. *Aquatic Botany*, 18, 389-411.
- Roos, R. & Vintgens, V. (1991). Het milieu van de natuur. Herkennen van verzuring, vermeting en verdroging. Stichting Natuur en Milieu, Utrecht.
- Schuurkes, J.A.A.R., Kok, C.J. & Hartog, C. den (1986). Ammonium and nitrate uptake by aquatic plants from poorly buffered and acidified waters. *Aquatic Botany*, 24, 131-146.
- Schuurkes, J.A.A.R., Elbers, M.A., Gudden, J.J.F. & Roelofs, J.G.M. (1987). Effects of simulated ammonium sulphate and sulphuric acid rain on acidification, water quality and flora of small-scale soft water systems. *Aquatic Botany*, 28, 199-226.
- Speijers, G.J.A., Went, G.F. van, Apeldoorn, M.E. van, Montizaan, G.K., Janus, J.A., Canton, J.H., Gestel, C.A.M. van, Heijden, C.A. van der, Heijna-Merkus, E., Knaap, A.G.A.C., Lutik, R. & Zwart, D. de (1987). Integrated criteria document nitrate: effects. Appendix to report 758473007. RIVM, Bilthoven.
- Til, H.P., Falke, H.E., Kuper, C.F. & Willems, M.I. (1988). Evaluation of the oral toxicity of potassium nitrite in a 13-week drinking-water study in rats. *Fd. and Chem. Toxicol.*, 26, 851-859.
- Til, H.P., Falke, H.E. & Kuper, C.F. (1990). Supplementary subchronic (90-day) toxicity study of nitrite administered to rats in the drinking water. TNO-CIVO report V 90.271. CIVO TNO, Zeist, The Netherlands.
- US Assemblée of Life Sciences (1981). Part 1.
- Verhoef, H.A. & Brussaard, L. (1990). Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agro-ecosystems: the contribution of soil animals. *Biogeochemistry*, 11, 175-211.
- Vries, W. de (1992). Empirical data and model results for critical nitrogen loads in The Netherlands. In: *Critical Loads for Nitrogen. Report from a workshop held at Lökeberg, Sweden 6-10 april 1992*. Grennfelt, P. & Thörnelöf, E. (eds.), Nordic Council of Ministers, Copenhagen, pp. 385-402.
- Wiertz, J., Dijk, J. van & Latour, J.B. (1992). De MOVE-vegetatie module: De kans op voorkomen van 700 plantesoorten als functie van vocht, pH, nutriënten en zout. Rapport nr. IBN 92/24; RIVM 711901006. IBN/RIVM, Wageningen/Bilthoven.
- Wolff, W.J., Latour, J.B. & Reiling, R. (1991). Biologische voorraden. In: *De Tweede Nationale Milieuverkenningen 1990-2010*. R. Maas (ed.), Samson H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn, pp. 118-127.
- Wortelboer, F.G. (1990). A model on the competition between two macrophyte species in acidifying shallow soft-water lakes in The Netherlands. *Hydrobiological Bulletin*, 24, 91-107.
- Zevenboom, W. & Mur, L.R. (1980). N₂-fixing cyanobacteria: why they do not become dominant in Dutch hypertrophic lakes. In: *Hypertrophic Ecosystems*, Barica, J. & Mur, L.R. (eds.), pp. 123-130. Junk Publishers, Den Haag.

5 GEVOLGEN VOOR DE DRINKWATERVOORZIENING

5.1 Stikstof in de bronnen voor de drinkwatervoorziening

In Nederland wordt reeds gedurende een aantal decennia ongeveer tweederde deel van het drinkwater uit grondwater bereid. Het resterende deel wordt uit oppervlaktewater gemaakt, in het algemeen met tussenschakeling van spaarbekkens of kunstmatige infiltratie. Bij de grondwaterwinningen wordt vaak nog onderscheid gemaakt in winningen die te typeren zijn als oevergrondwaterwinning, winning uit een freatisch watervoerend (bodem-)pakket en winning uit een semi-spanningspakket¹.

Uit de paragrafen 3.2 en 3.3 blijkt dat de concentratie van stikstof in oppervlaktewater in het algemeen lager is dan die in grondwater. Problemen met stikstof bij de drinkwatervoorziening spitsen zich dan ook toe op grondwater, alhoewel stikstof via de eutrofiëring van oppervlaktewater wel indirect problemen kan veroorzaken (smaak- en reukbezwaren). In het Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening (VROM, 1993) wordt uitgesproken dat er een verschuiving dient plaats te vinden van grondwater als bron voor drinkwater naar oppervlaktewater. Verwacht mag worden dat de realisatie hiervan een gunstige invloed heeft op de problemen die de waterleidingsector direct van stikstof ondervindt of zal gaan ondervinden.

In paragraaf 3.2 is uiteengezet hoe en in welke mate de bodem met stikstof belast wordt. Tevens is ingegaan op de uitspoeling naar het grondwater die daar het gevolg van is. Deze uitspoeling kan consequenties hebben voor de concentratie stikstof in het grondwater en daardoor voor de drinkwatervoorziening. In het navolgende wordt daar nader op ingegaan.

Stikstof kan in de bodem voorkomen in organische en anorganische vorm (ammonium, nitriet of nitraat). Door allerlei processen wordt stikstof van de ene naar de andere vorm omgezet (zie *Figuur 1.1*). Bovendien kan stikstof uit de atmosfeer door micro-organismen worden vastgelegd in de vorm van organisch stikstof en kan anorganisch stikstof door denitrificatie worden omgezet in gasvormig stikstof (N_2 , N_2O) (Van Duijvenboden & Matthijssen, 1987).

Voor drinkwater bereid uit grondwater zijn in de praktijk vooral ammonium en nitraat van belang. Problemen met ammonium doen zich met name voor als het grondwater anaëroob is. Ammonium kan echter, in tegenstelling tot nitraat, relatief gemakkelijk worden verwijderd tijdens de zuivering. Het voorkomen van ammonium is in het algemeen niet gekoppeld aan een hoge stikstofbelasting van de bodem. Hoge nitraatconcentraties zijn meestal juist wel daaraan gekoppeld. Bovendien heeft nitraat, in veel sterkere mate dan ammonium, gezondheidskundige relevantie, zoals uit paragraaf 4.2.3 blijkt. Daarom zal verder in dit hoofdstuk alleen nitraat centraal staan.

Omdat nitraat niet wordt gebonden aan de bodem, spoelt het gemakkelijk uit. Aangezien het bovendien zeer goed oplosbaar is in water wordt het goed met het grondwater meegevoerd. De meest kwetsbare winningen zijn dan ook die, waar enerzijds percolatie onder aërobe omstandigheden plaatsvindt en anderzijds zich boven het watervoerende pakket waaruit gewonnen wordt geen slechtdoorlatende lagen (o.a. afdekkende laag) bevinden, de zogenoemde freatische winningen. Daar waar zich wel één of meerdere van dergelijke lagen bevinden kunnen op termijn ook problemen gaan ontstaan, maar die zullen zich pas op lange tot zeer lange termijn bij de drinkwaterproductie openbaren. Verdragende factoren bij het transport naar diepere grondwaterlagen zijn met name de aanwezigheid van organisch materiaal en pyriet (ijzersulfide), omdat die denitrificatie tot gevolg kunnen hebben (Van Duijvenboden & Matthijssen, 1987).

Hoewel de afbraak van nitraat in de ondergrond uit het oogpunt van de drinkwatervoorziening gunstig lijkt, leiden de genoemde reacties tot een aantal neveneffecten die de kwaliteit van het grondwater en daarmee het opgepompte ruwwater ongunstig beïnvloeden. Er ontstaan verzurende stoffen; de sulfaatconcentratie en de hardheid nemen toe. Daarnaast is er een verband gesuggereerd met plaatselijk (rond het "redoxfront") optredende hoge concentraties zware metalen in het grondwater, veroorzaakt door sporen van deze metalen in het pyriet. Zelfs zonder de reactie met pyriet kan grondwater met hoge concentraties zouten (zoals nitraat en sulfaat) echter al tot een

¹ freatisch water = grondwater onder de grondwaterspiegel in een relatief goeddoorlatende laag en boven een eerste slecht doorlatende laag;
 semi-spanningswater = grondwater in een watervoerende laag die aan de onder- en bovenzijde wordt begrensd door slecht doorlatende lagen of door één slecht doorlatende en één ondoorlatende laag;
 oevergrondwater = een onttrekking van grondwater die op een zodanige wijze nabij een oppervlaktewaterloop (rivier, kanaal, beek, meer) is gesitueerd, dat de aanvulling van het grondwater in min (>10%) of meerdere mate rechtstreeks uit het oppervlaktewater geschiedt.

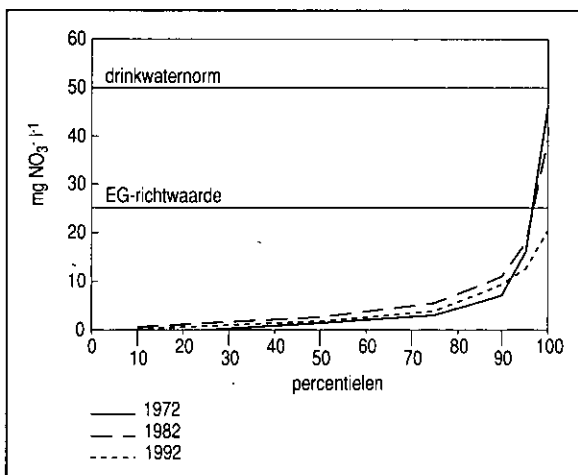
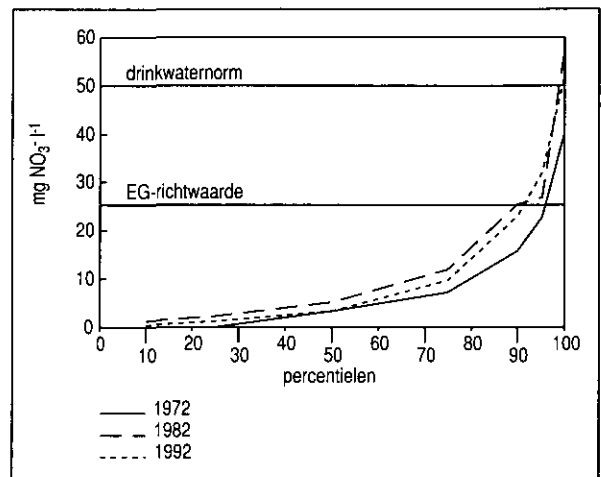
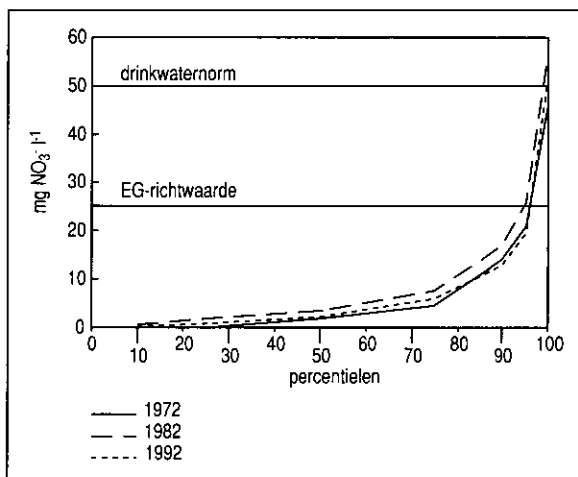
toename van concentraties zware metalen leiden ("zoutschok") (Van Beek, 1991). De omzettingen van nitraat in grondwater leiden daardoor niet tot het oplossen, maar slechts tot het verschuiven van problemen met de ruwwaterkwaliteit.

Effecten van een hoge stikstofbelasting van de bodem resulteren in het algemeen pas na zeer lange tijd in hoge concentraties nitraat in diep grondwater. Zo werd in 1989 al in het ondiepe grondwater onder 70% van de landbouwgebieden op zandgrond de drinkwaternorm van 50 mg nitraat l⁻¹ overschreden (Willems & Hoogervorst, 1991), terwijl nog slechts bij enkele grondwaterwinplaatsen deze norm in het opgepompte ruwwater werd overschreden (Prins, 1989; Mülschlegel, 1991). Volgens inschatting zal, indien er geen maatregelen worden genomen en de trend van eind jaren tachtig zich voortzet, na 100 jaar bij ongeveer 15% van de grondwaterwinningen in het ruwwater sprake zijn van overschrijding van de drinkwaternorm (Van Duijvenbooden *et al.*, 1989). Anderzijds zal het ook erg lang duren voordat maatregelen die de stikstofbelasting van de bodem reduceren, in het diepe grondwater blijvend zullen

leiden tot een concentratie nitraat onder de drinkwaternorm. De komende decennia zal nitraat daarom naar verwachting een belangrijk probleem blijven voor de drinkwatervoorziening, zowel direct als indirect.

5.2 Nitraat in drinkwater; toen en nu

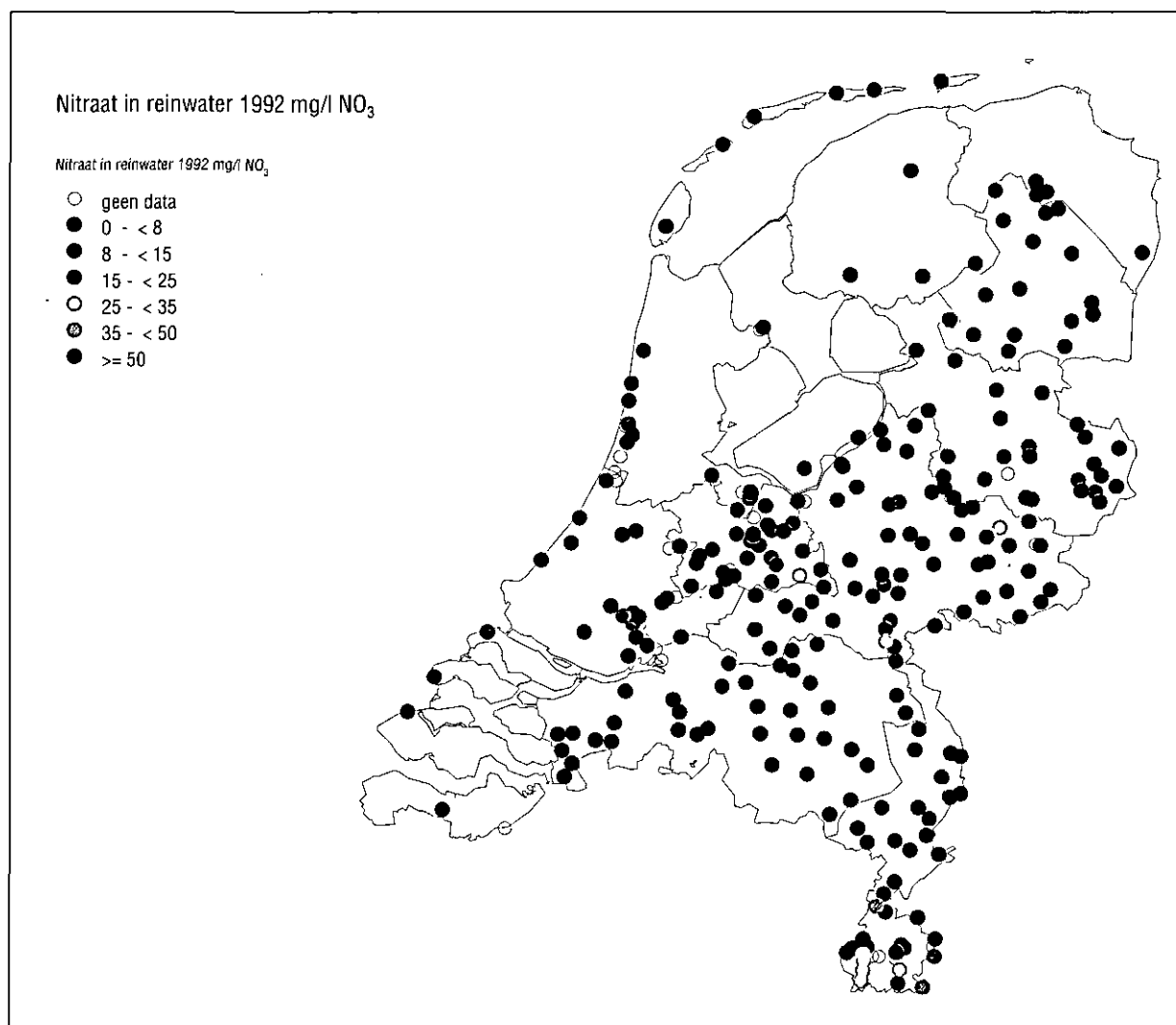
Nitraat wordt met de tot op heden toegepaste zuiveringen niet uit het grondwater verwijderd, tenzij een speciale nitraatzuivering in het proces is opgenomen. De nitraatconcentratie in het drinkwater kan daarom gelijk worden gesteld aan die van het ruwwater. In de Figuren 5.1, 5.2 en 5.3 zijn de gemeten nitraatconcentraties in drinkwater bereid uit verschillende typen grondwater grafisch weergegeven. De concentraties zijn als percentielen weergegeven voor resp. alle (oever-)grondwaterwinningen (Figuur 5.1), de freatische winningen (Figuur 5.2) en de semi-spanningswinningen (Figuur 5.3). De data zijn afkomstig uit het jaarlijkse RIVM-meetprogramma



Figuur 5.1 (linksboven) Cumulatieve frequentieverdeling van de nitraatconcentratie in reinwater bij alle grond- en oevergrondwaterwinningen.

Figuur 5.2 (boven) Cumulatieve frequentieverdeling van de nitraatconcentratie in reinwater bij freatische grondwaterwinningen.

Figuur 5.3 (links) Cumulatieve frequentieverdeling van de nitraatconcentratie in reinwater bij semi-spanningswinningen en (oever-)grondwaterwinningen.



Figuur 5.4 Concentratie nitraat in reinwater in 1992. Bron: Landelijk Meetnet Drinkwater.

(Landelijk Meetnet Drinkwater) van 1972, 1982 en 1992. Daarbij is het drinkwater van alle pompstations in Nederland éénmaal per jaar bemonsterd en o.a. op nitraat geanalyseerd. In *Figuur 5.4* zijn de resultaten voor het jaar 1992 ruimtelijk weergegeven. De betekenis van de metingen kan van jaar tot jaar enigszins verschillen door wijzigingen in pompregime, buiten gebruik stellen of in productie nemen van pompstations en/of winningsputten, de lage meetfrequentie van één maal per jaar, verandering meetfrequentie, en dergelijke. Daarom mogen alleen conclusies op grote lijnen getrokken worden en niet op details (bijvoorbeeld: maximale waarde in een jaar).

De belangrijkste conclusies uit de *Figuren 5.1*, *5.2*, *5.3* en *5.4* zijn hierna vermeld.

- Bij één pompstation is de nitraatconcentratie in reinwater hoger dan de drinkwaternorm (zie *Figuur 5.4*).
- De nitraatconcentratie is hoger bij de freatische winningen (*Figuur 5.2*) dan bij de niet-freatische winningen (*Figuur 5.3*); de 90-percentielwaarde

verschilt ongeveer een factor twee.

- Alléén bij de freatische winningen (*Figuur 5.2*) ligt het niveau in 1972 duidelijk lager dan in 1982 en 1992. Tussen deze twee laatste jaren is geen duidelijk verschil waarneembaar. Hieruit volgt dat het nitraatgehalte de laatste tien jaar gestabiliseerd is en/of er bij de waterleidingbedrijven maatregelen genomen zijn in de sfeer van mengen en aanpassen van het pompregime. Full-scale nitraatzuiveringen worden (nog) niet toegepast. Op één lokatie wordt in een deelstroom nitraat verwijderd. Hiermee kan de concentratie in het reinwater juist op of beneden de norm gehandhaafd worden.
- Negentig procent van de grondwaterwinnings (ca. 200 winningen) heeft over deze periode van 20 jaar een nitraatgehalte lager dan ca. 15 mg l⁻¹. Een dergelijk gehalte is 60% van de EG-richtwaarde en VEWIN-aanbeveling (25 mg NO₃⁻ l⁻¹) en 30% van de EG- en Nederlandse drinkwaternorm (50 mg NO₃⁻ l⁻¹).

5.3 Prognose van de ruwwater- kwaliteit op freatische (grondwater-)winplaatsen

Bij het aangeven van de invloed van stikstofbelasting van bodem en grondwater op de drinkwaterbereiding bij de inzet van de bron grondwater is het alleen relevant te weten wat de belasting is binnen de zogenoemde intrekgebieden van (oever-)grondwaterwinningen. Een dergelijk intrekgebied is gedefinieerd als het deel van een grondwaterstromingsveld, waarvan alle stroombanen door de winningsmiddelen worden ingevangen. Zoals reeds in de voorgaande twee paragrafen is aangegeven zal eerst op lange termijn de nitraatproblematiek zich voordoen op de niet-freatische grondwaterwinningen. In dit kader is daarom volstaan met de prognoses voor de als freatisch gekenmerkte grondwaterwinningen (Beugeling & Mülschlegel, 1989).

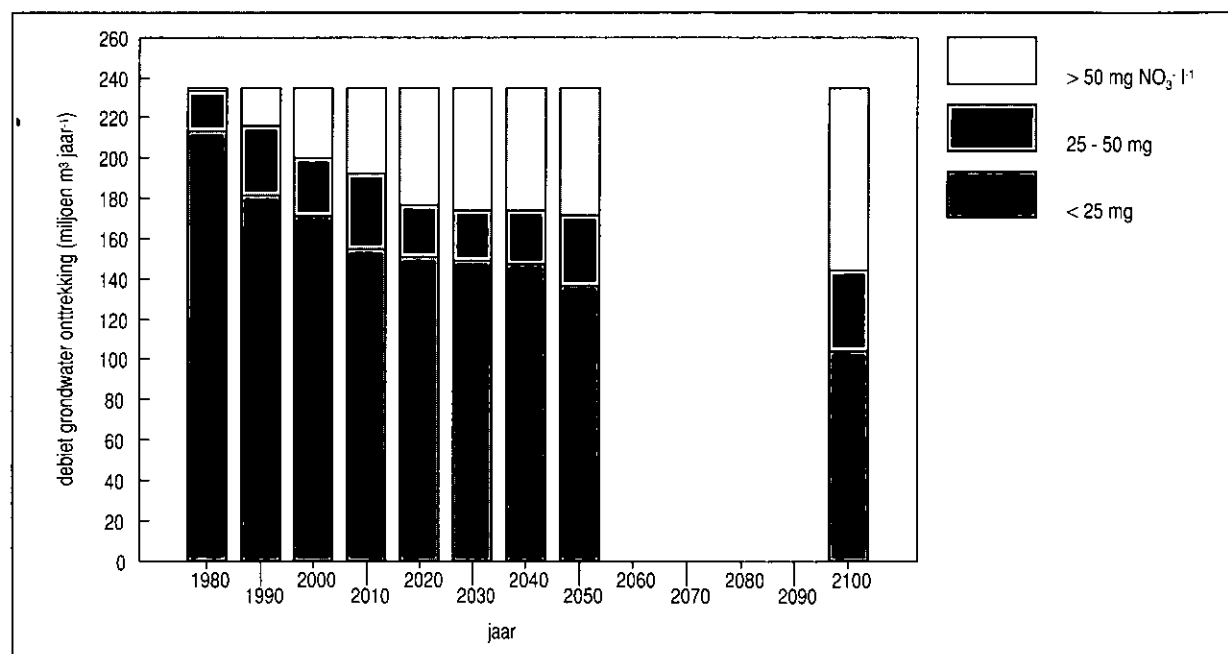
Bij de prognose is gebruik gemaakt van de resultaten van de in paragraaf 3.2 omschreven methode met betrekking tot de uitspoeling van nitraat naar het grondwater. Aangesloten is bij het daarin beschouwde stikstofbelastingsscenario (N_{ER}). Daarnaast is nog een tweetal scenario's doorgerekend. In het ene scenario wordt er van uitgegaan dat de nitraatuitspoeling naar het grondwater vanaf het jaar 1990 nul is (N_0) en in het andere scenario dat een nitraatuitspoeling optreedt ten gevolge van ongewijzigd beleid

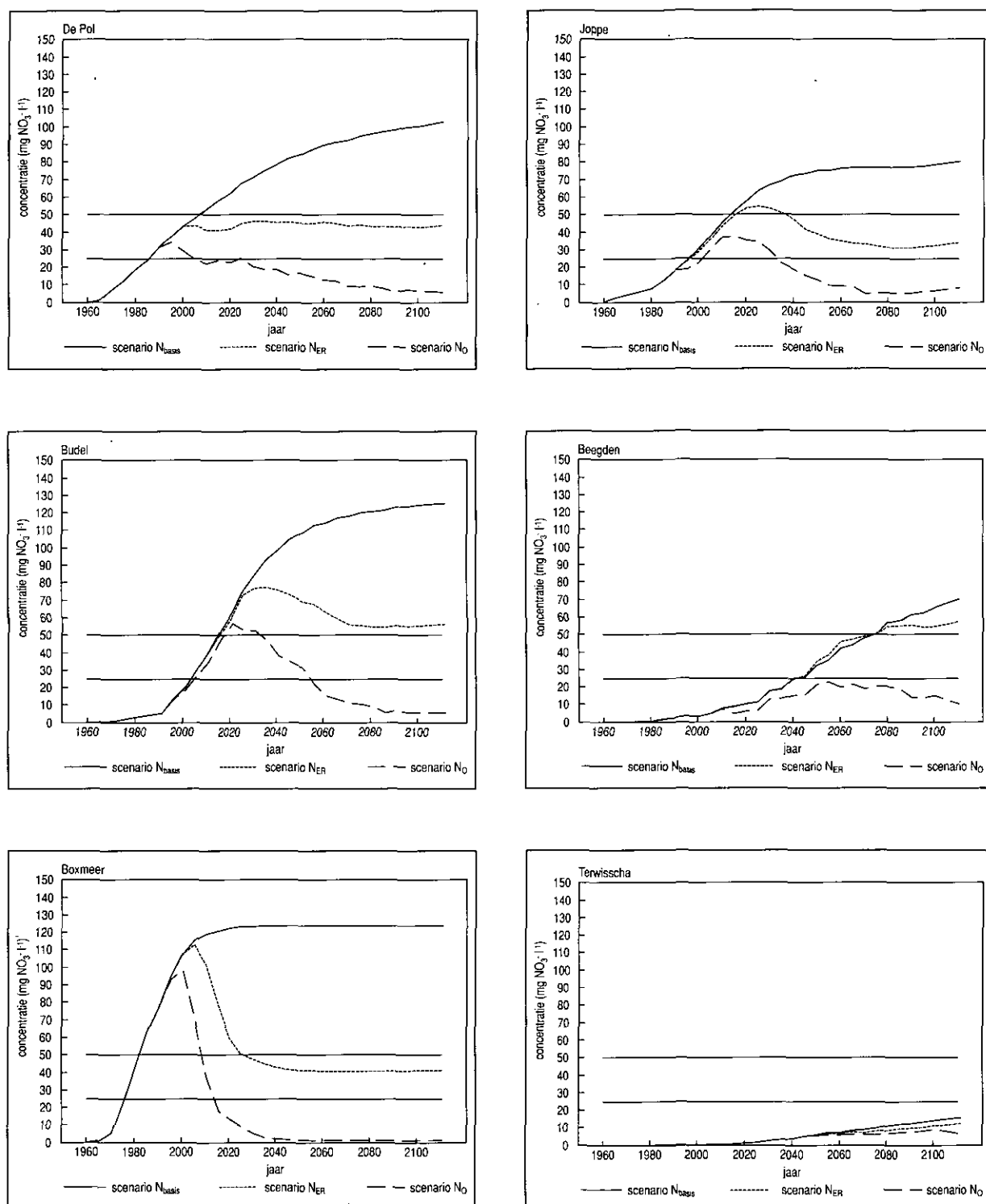
vanaf 1989 (N_{basis}). Voor nadere details met betrekking tot aanpak en dergelijke van de uitgevoerde berekeningen wordt verwezen naar Beugeling & Mülschlegel (1989) en naar een binnenkort uit te brengen notitie (Hrubec *et al.*, in voorbereiding).

De resultaten van de uitgevoerde berekeningen geven aan dat bij ongewijzigde belasting (N_{basis}) op de freatische grondwaterwinningen in het oostelijk en zuidelijk zandgebied reeds op relatief korte termijn grote stijgingen van de nitraatconcentratie in het gewonnen ruwwater kunnen optreden. Bij vele winningen zal reeds rond het jaar 2000 de drinkwater-norm voor nitraat in het ruwwater worden bereikt. In *Figuur 5.5* is aangegeven welk deel van de hoeveelheid onttrokken grondwater bij de beschouwde freatische grondwaterwinplaatsen de drinkwater-norm ($50 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$) c.q. de EG- en VEWIN-richtwaarde ($25 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$) voor nitraat overschrijden zal.

Uit de resultaten van de berekeningen die in *Figuur 5.5* zijn weergegeven valt ook af te leiden dat rond het jaar 2000 bij 14% van de totale winningscapaciteit van de beschouwde winplaatsen een overschrijding van de norm valt te verwachten. Deze winplaatsen onttrekken tezamen ongeveer 30 miljoen m^3 grondwater per jaar van de in totaal ca. 230 miljoen m^3 per jaar op de 70 beschouwde winplaatsen. Binnen de beschouwde periode van 150 jaren zal de hoeveelheid opgepompt grondwater met een nitraatconcentratie boven de drinkwater-norm blijven toenemen, in het bijzonder na het midden van de komende eeuw. Uit de berekeningsresultaten blijkt ook dat er

Figuur 5.5 Debiet per klasse nitraatconcentratie per tijdstip bij scenario N_{basis} (freatische grondwaterwinningen).





Figuur 5.6 Responscurves ruwwaterkwaliteit bij drie nitraatbelastingsscenario's (N_{basis} , N_{ER} , N_0) voor een zestal freatische grondwaterwinningen.

qua respons van het hydrologisch systeem (in dit geval op de ruwwaterkwaliteit) verschillen zijn tussen deelgebieden binnen het zandgebied. Dit valt ook enigszins te ontlezen aan de in *Figuur 5.6* opgenomen responscurves. Zo wordt bijvoorbeeld voor het noordelijk (*Figuur 5.6*, Terwisscha) en het centrale

deel van het zandgebied pas op lange termijn een respons van hoge nitraatconcentraties voorspeld. Ten gevolge van de aangehouden prognoseperiode kan niet worden aangegeven wat de maximale nitraatconcentratie in het ruwwater op de betreffende winplaatsen zal worden. In het oostelijk en zuidelijk

deel van het zandgebied (*Figuur 5.6*, bijvoorbeeld De Pol) reageert het systeem veelal relatief vrij snel op een verandering in de nitraatbelasting. Hoewel dit niet uit *Figuur 5.6* valt op te maken is in het zuidelijk deel van het zandgebied veelal sprake van minder hoog oplopende concentraties in het ruwwater.

Bij het tweede scenario (N_{ER}) is in de berekening van de kwaliteitsontwikkeling van het ruwwater uitgegaan van een afname van de nitraatbelasting van de bodem in de periode 1990 - 2000, resulterend in een gesteld doel voor het jaar 2000. Daarmee hangt samen een vermindering van de niraatuitspoeling naar het grondwater. Bij de modellering is aangenomen dat de niraatuitspoeling vanaf 1990 met de helft van de verwachte vermindering mag worden teruggebracht en vanaf het jaar 2000 met de volledige vermindering. Na het jaar 2000 wordt binnen de prognoseperiode een constante belasting en dus uitspoeling verondersteld.

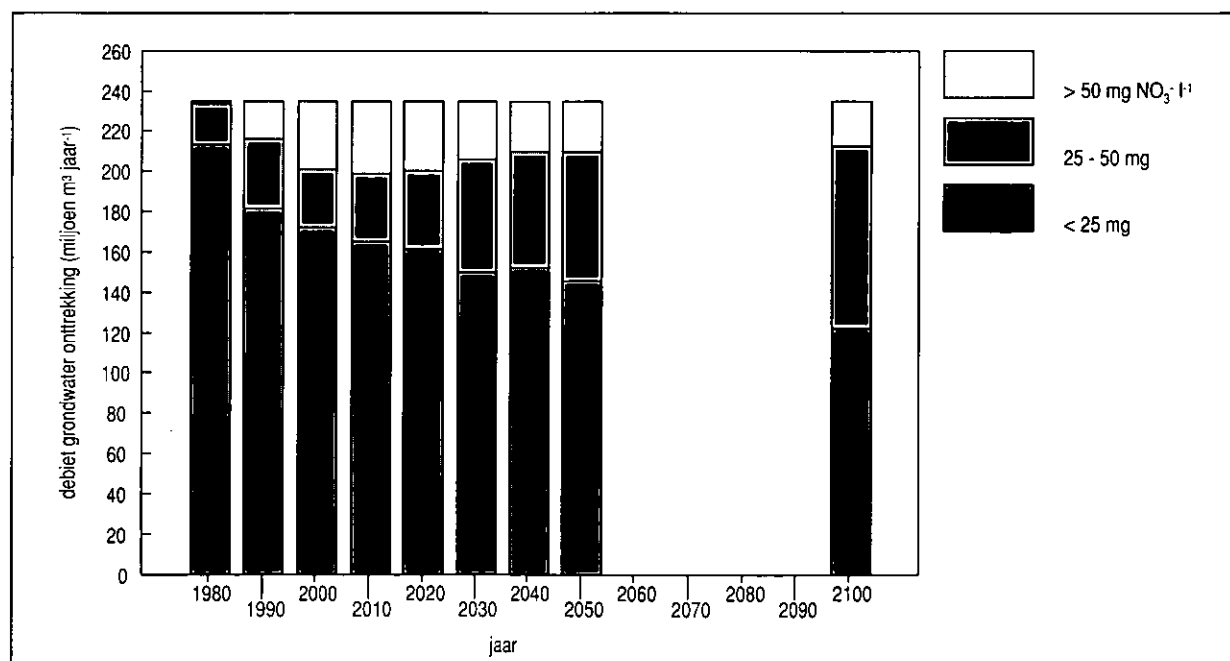
De resultaten zijn in *Figuur 5.7*, op overeenkomstige wijze als in *Figuur 5.5*, aangegeven. Uit *Figuur 5.7* blijkt dat een beleid gericht op een vermindering van de stikstofbelasting, c.q. niraatuitspoeling, na een trage aanloopfase eerst enkele decennia na het jaar 2000 een redelijk positieve uitwerking lijkt te hebben op toekomstige niraatconcentraties in het ruwwater van de freatische grondwaterwinplaatsen. In vergelijking met scenario N_{basis} (*Figuur 5.5*) treedt in dit geval pas ongeveer na het jaar 2020 een relevante verbetering op. Omstreeks het jaar 2010 is het debiet ongeveer maximaal voor wat betreft de overschrijding van de norm. Daarna daalt het percentage

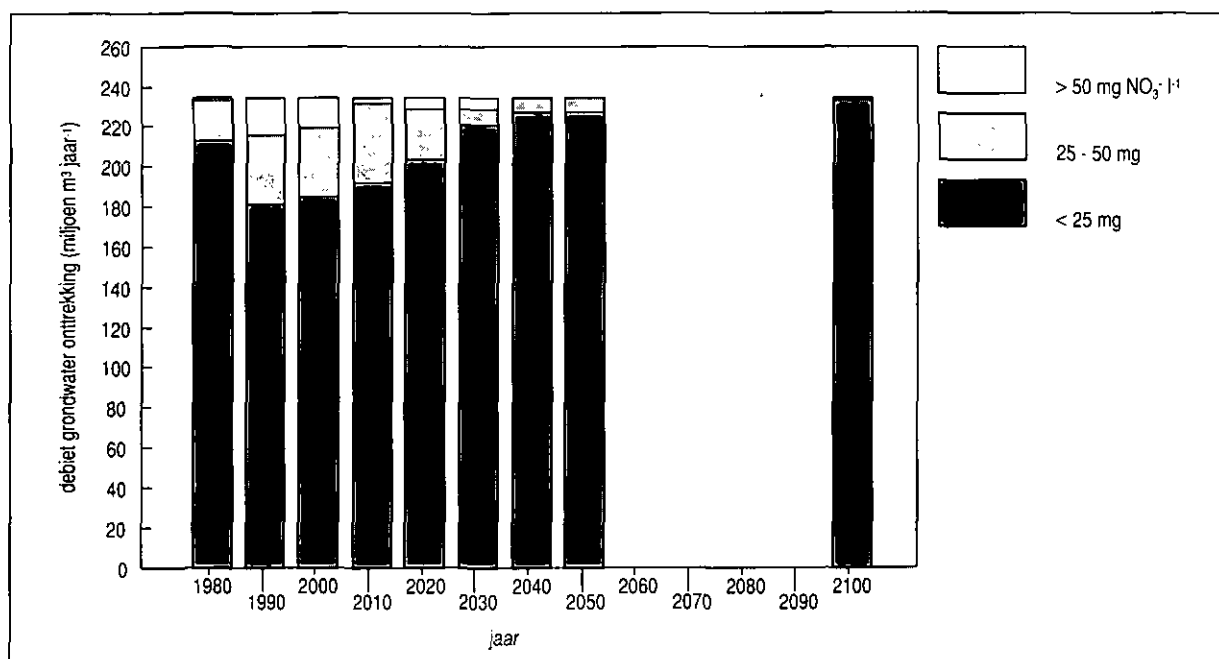
overschrijdingen evenwel langzaam en lijkt het zich te stabiliseren. Als gevolg van een dergelijke ontwikkeling mag globaal worden geconcludeerd dat bij scenario N_{ER} ongeveer 10% van de winningsomvang gedurende de komende 100 jaren een niraatconcentratie zal krijgen boven de drinkwaternorm. De verwachte verbetering van de beschouwde maatregel met betrekking tot vermindering van de stikstofbelasting blijft dus vooralsnog beperkt tot het afbreken van de stijgende trend in het percentage overschrijdingen van de niraatconcentratie in het opgepompte grondwater.

Tenslotte is een derde scenario doorgerekend (N_0). Daarbij is verondersteld dat sinds het jaar 1990 geen uitspoeling van niraat naar het grondwater meer plaats heeft. Hierbij wordt dus aangenomen dat er geen nalevering van niraat uit de bodem zal plaatsvinden. Hoewel dit uitgangspunt niet direct op een reële of praktische situatie betrekking heeft, geeft het een beeld van de maximaal haalbare verbetering van de niraatconcentraties in het opgepompte grondwater op de beschouwde 70 freatische grondwaterwinplaatsen.

In *Figuur 5.8* is, op overeenkomstige wijze als in de *Figuren 5.5* en *5.7*, aangegeven welk deel van het debiet op de freatische grondwaterwinplaatsen boven respectievelijk de EG-richtwaarde en de drinkwaternorm is gelegen. Uit *Figuur 5.8* valt op te maken dat een zeer ingrijpende maatregel gericht op een directe beëindiging van de niraatuitspoeling naar het grondwater reeds vrij spoedig na het jaar 2000 zeer positief uitwerkt op het aandeel gewonnen grondwater

Figuur 5.7 Debiet per klasse niraatconcentratie per tijdstip bij scenario N_{ER} (freatische grondwaterwinningen).





Figuur 5.8 Debiet per klasse nitraatconcentratie per tijdstip bij scenario N_0 (freatische grondwaterwinningen).

waarvan de nitraatconcentratie is gelegen onder de norm. Binnen de beschouwde rekenperiode van 150 jaren is het percentage gewonnen grondwater met een nitraatconcentratie boven de drinkwaternorm vanaf ongeveer het jaar 2030 nihil te noemen.

Na ingang van de maatregel stijgt het aandeel gewonnen grondwater met een nitraatconcentratie beneden de EG-richtwaarde gestaag. Tegen het einde van de rekenperiode, te weten het jaar 2100, zijn de waarden van de nitraatconcentraties van het opgepompte water nagenoeg allemaal gelegen beneden de EG-richtwaarde.

Samenvattend kan worden gesteld dat een positief effect van het stoppen van de nitraatbelasting voor een deel van de grondwaterwinningen eerst op lange termijn te verwachten is. Het beeld voor wat betreft het rendement van maatregelen die uitwerken op de nitraatuitspoeling naar het grondwater is af te lezen uit de Figuren 5.5 en 5.7 en 5.8.

5.4 De kosten van nitraatzuivering

De toenemende concentratie nitraat in het grondwater zal op enige termijn leiden tot hogere kosten voor de drinkwatersector. Deze kosten zullen worden doorberekend aan de afnemers. In deze paragraaf zal worden aangegeven hoe hoog die kosten ongeveer zullen zijn. De achtergrondinformatie van de berekeningen is te vinden in een binnenkort te verschijnen notitie (Hrubec *et al.*, in voorbereiding).

Er bestaat een aantal zuiveringsprocessen die voor nitraatverwijdering geschikt zijn. De keuze van een optimaal proces is sterk afhankelijk van de plaatselijke omstandigheden. Om aan de eisen te voldoen die in Nederland aan de kwaliteit van het geproduceerde water en de milieubescherming worden gesteld, moeten meestal zuiveringssystemen gebruikt worden die, naast een denitrificatietrap, een uitgebreide voor- en nazuivering bevatten. Voordat deze systemen aan alle eisen ten aanzien van bedrijfsbetrouwbaarheid en milieubescherming zullen voldoen, is steeds een intensief onderzoek noodzakelijk.

Van de kosten die aan de nitraatverwijdering verbonden zijn, kunnen alleen de zuiveringskosten geschat worden. Er waren nog onvoldoende betrouwbare gegevens beschikbaar op grond waarvan het mogelijk is de kosten van de liquidatie van de afvalstromen te schatten. Voornamelijk de kosten van de liquidatie van de afvalstromen van de fysisch-chemische processen (brijn en regeneratie-oplossingen) kunnen de totale kosten aanzienlijk beïnvloeden. Bij een grove schatting kunnen deze in de orde van grootte van de zuiveringskosten liggen. Er is zeker geen nauwkeuriger kostenevaluatie mogelijk totdat de eisen ten aanzien van de behandeling van afvalstromen duidelijker vastgesteld zullen worden.

Als wordt uitgegaan van een globale kostprijs van f 1.00 per m³ voor de specifieke nitraatverwijdering, een verdubbeling van deze kostprijs in verband met afvalverwerking en een gemiddelde reductiefactor van 1/4 in verband met het feit dat slechts een (in de tijd toenemende) deelstroom de specifieke zuivering onder-

gaat, dan zullen de gemiddelde extra kosten om het nitraatprobleem te ondervangen globaal f 0.50 per m^3 bedragen. Uit informatie die van de Vereniging van Exploitanten van Waterleidingbedrijven in Nederland (VEWIN) werd ontvangen wordt een indruk verkregen van de totale kostprijs van drinkwater. De informatie heeft betrekking op een tiental waterleidingbedrijven met een groot voorzieningsgebied die (nagenoeg) alleen grondwater als bron voor de drinkwaterbereiding gebruiken. De gemiddelde kostprijs in 1990 blijkt f 1.18 per m^3 te zijn. Als minimum en maximum gelden bedragen van resp. f 0.83 en f 1.70 per m^3 . In de jaren 1970 en 1980 was de gemiddelde kostprijs bij diezelfde bedrijven respectievelijk f 0.52 en f 1.01 per m^3 . Daaruit blijkt reeds

een aanzienlijke stijging in de kostprijs gedurende de afgelopen decennia. Indien een specifieke nitraatzuivering moet worden toegepast dan zal de gemiddelde kostprijs van 1990 met globaal 40% toenemen.

Uitgaande van een gelijk blijvende winningsomvang en de ontwikkeling van de nitraatconcentraties in ruwwater bij scenario N_{ER} op de betreffende pompstations, zoals weergegeven in *Figuur 5.7*, betekent dit in de jaren 2000 en 2050 respectievelijk extra kosten per jaar van globaal f 20 miljoen en f 10 miljoen om aan de drinkwaternorm te kunnen blijven voldoen. Als wordt voldaan aan de wens om de nitraatconcentratie beneden de EG-richtwaarde te houden, dan bedragen deze kosten resp. f 90 miljoen en f 70 miljoen.

Referenties

- Beek, C.G.E.M. van (1991). Sporenelementen in ondiep grondwater. In: *Sporenelementen in grondwater*. KIWA-mededeling 118.
- Beugelink, G.P. & Mülschlegel, J.H.C. (1989). Prognose van de ontwikkeling van de grondwaterkwaliteit op freatische winplaatsen in Nederland. RIVM-rapport nr. 728803001. RIVM, Bilthoven.
- Duijvenbooden, W. van & Matthijsen, A.J.C.M. (1987). Basisdocument nitraat. RIVM-rapport nr. 758473007. RIVM, Bilthoven.
- Duijvenbooden, W. van, Beugelink, G.P., Boumans, L.J.M., Denier van der Gon, H.A.C., Drecht, G. van, Dijk-Looyard, A.M. van, Kusse, A.A.M., Lagas, P., Linden, A.M.A. van der, Mülschlegel, J.H.C., Peeters, A.A. & Prins, H. (1989). De kwaliteit van het grondwater in Nederland. RIVM-rapport nr. 728820001. RIVM, Bilthoven.
- Mülschlegel, J.H.C. (1991). Bedreiging van drinkwaterbronnen. In: *Nationale Milieuverkenning 2. 1990-2010*. RIVM, 1991.
- Prins, H. (1989). Kwaliteitsontwikkeling bij de drinkwaterwinplaatsen in Nederland. RIVM-rapport nr. 728820003. RIVM, Bilthoven.
- VROM (1993). Beleidsplan Drink- en Industrierwatervoorziening; Deel 1: ontwerp planologische kernbeslissing.
- Willems, W.J. & Hoogervorst, N.J.P. (1991). Vermesting van bodem en grondwater. In: *Nationale Milieuverkenning 2. 1990-2010*. RIVM, Bilthoven.

Beleidsrelevante conclusies

Emissies

- Verwacht wordt dat de emissies van N_2O zullen gaan toenemen. Deze toename is het netto effect van afnemende biogene emissies en toenemende niet-biogene emissies. De *biogene* emissies zijn overwegend antropogeen en nemen af door de verwachte dalende stikstofbelasting van bodem en oppervlaktewater. De *niet-biogene* emissies zullen waarschijnlijk stijgen als gevolg van de toenemende introductie en de veroudering van geregelde drijwegkatalysatoren bij het wegverkeer.
- De emissies van NO_x (NO en NO_2) zijn de afgelopen jaren gedaald. Bij een aantal doelgroepen is de emissie per eenheid van activiteit sterker gedaald dan het totaal van de emissies. Deze verbetering is in die gevallen ten dele teniet gedaan door een stijging van de omvang van de betreffende activiteiten. Dit geldt met name bij het wegverkeer.
- De emissies van NH_3 en depositie van NH_x zijn vanaf 1991 verminderd. De emissievermindering is met name gerealiseerd als gevolg van maatregelen bij de landbouw (o.a. sneller onderwerken van mest en afdekken van meststapels).

Lucht

- De bijdrage van stikstofverbindingen aan de totale depositie van potentieel zuur is ca. 70%.
- Er wordt verwacht dat de depositie van totaal stikstof in 2000 zal zijn gedaald tot ca. 1700 mol $ha^{-1} j^{-1}$ (ca. 6% boven de doelstelling van 1600 mol $ha^{-1} j^{-1}$).
- De *buitenlandse* bijdrage aan NH_x -depositie in Nederland is ca. 20%, aan NO_y -depositie ca. 60%, aan totaal-stikstofdepositie ca. 30%. Niettemin is Nederland zowel voor NO_x als NH_x een netto exporteur.

Bodem

- Als gevolg van het grootschalig toepassen van emissie-arme technieken is de hoeveelheid N die met dierlijke mest op landbouwgronden wordt gebracht toegenomen. Het gebruik van kunstmest en de bijdrage van NH_x -depositie zijn echter niet in dezelfde mate afgenomen. De totale N-belasting van landbouwgronden vertoont daarom nog steeds een stijging in de periode 1990 - 1992. Geconcludeerd kan worden dat er een verschuiving in N-belasting is opgetreden van het compartiment lucht naar het compartiment bodem.

- Onder praktijkomstandigheden kan 15 tot 20% van de met mest aangevoerde stikstof via uit- en afspoeling uit de bodem in het oppervlaktewater terecht komen.
- Modelberekeningen geven aan dat als de N-depositie daalt, de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater onder bossen gedurende de eerste jaren nog niet zal dalen maar juist zal stijgen. Dit wordt veroorzaakt door de grote stikstofvoorraad in de bodem. Dit verschijnsel wordt niet verwacht voor ammonium.
- Ammoniumuitspoeling bij bossen speelt niet of nauwelijks een rol bij de N-belasting van het grondwater.
- Als de stikstofbelasting op landbouwgrond zou dalen naar nul, daalt volgens modelberekeningen de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater snel. Verschraling (afvoer van gewas zonder bemesting) helpt daarbij beter dan braaklegging. Zelfs dan blijft echter toevoer van stikstof naar oppervlaktewater via uit- en afspoeling van landbouwgronden aanzienlijk ten opzichte van de andere bronnen.

Water

- Het aantal meren (uit een vooraf gemaakte selectie) dat aan de normen voor nutriënten voldoet lijkt toe te nemen. Of hier werkelijk sprake is van een systematische trend is echter nog onzeker.
- De doelstelling voor emissiereductie van 75% van N bij RWZI's lijkt voor het allergrootste deel gehaald te worden. Het effect zal waarschijnlijk beperkt zijn door het achterblijven van emissiereducties bij andere bronnen (met name in de landbouwsector).
- Als de antropogene N-belasting van de Rijn op nul gezet zou worden, zal dit in de kustzones van de Noordzee uiteindelijk leiden tot N-concentraties die met de natuurlijke te vergelijken zijn.

Ecologische effecten

- Vermesting door N veroorzaakt in sommige ecosystemen meer nadelige effecten dan verzuring. Dit is in elk geval aangetoond voor bossen op arme zandgronden en voor vennen.

Volksgezondheid

- In huizen met afvoerloze geisers zal de concentratie NO_2 de gezondheidskundige advieswaarde regelmatig overschrijden. Dit kan op den duur effecten hebben op de longfunctie.

Gevolgen voor de drinkwatervoorziening

- Momenteel komen bijna nergens in Nederland in het grondwater dat voor de drinkwatervoorziening wordt opgepompt, nitraatconcentraties boven de drinkwaternorm voor. Als de N-belasting van de bodem echter op het huidige peil blijft, zal in 2100 bijna 40% van het ruwwater op freatische grondwaterwinningen een nitraatconcentratie bevatten boven de drinkwaternorm. Bij het huidige en voorgenomen beleid zal dit nog steeds bijna 10% zijn. Alleen indien alle uitspoeling van de bodem naar het grondwater op nul gezet zou worden, daalt dit percentage tot beneden de 1.

Afkortingen

AMK	Algemene MilieuKwaliteit	RIVM	RijksInstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne
APV	Additioneel Programma Verzuringsonderzoek	RIZA	Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling
CARA	Chronische Aspecifieke Respiratoire Aandoeningen	RMNO	Raad voor Milieu- en NatuurOnderzoek
CBS	Centraal Bureau voor de Statistiek	RWZI	RioolWaterZuiveringsInstallatie
CFK's	ChloorFluorKoolwaterstoffen	SC-DLO	Staring Centrum, Instituut voor onderzoek van het landelijk gebied
CUWVO	Coördinatie Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater	SOILN	SOIL Nitrogen; een dynamisch model voor voorspelling van de uitspoeling van stikstof naar het grondwater
DAS-model	Dutch Acidification Systems	SOILVEG	SOIL VEGeTation; een model dat de effecten van verzuring op bodem en bos berekent
DEADM	Dutch Empirical Acidification Deposition Model	TREND-model	geen afkorting of acroniem; TREND is een statistisch model dat atmosferische conversie, transport en verspreiding berekent op basis van emissies
DLO	Dienst Landbouwkundig Onderzoek	UN-ECE	United Nations Economic Commission for Europe
EG	Europese Gemeenschap	V&W	Ministerie van Verkeer en Waterstaat
EHS	Ecologische HoofdStructuur	VEWIN	Vereniging van Exploitanten van Waterleidingbedrijven In Nederland
EMEP	European Monitoring Evaluation Programme	VROM	Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
ICONA	Interdepartementale Commissie Noordzee Aangelegenheden	WHO	World Health Organization
IKC-NBLF	Informatie- en Kenniscentrum Natuur, Bos, Landschap en Fauna	WMO	World Meteorological Organization
LAE	Laboratorium voor Afvalstoffen en Emissies		
LBG	Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek		
LEI-DLO	Landbouw Economisch Instituut		
LLO	Laboratorium voor LuchtOnderzoek		
LMG	Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit		
LNV	Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij		
LWD	Laboratorium voor Water- en Drinkwateronderzoek		
MANS	Management Analysis of the North Sea		
MOVE	Multiple stress mOdel for the VEGetation		
MV3	Nationale MilieuVerkenning 3		
NLOAD	geen afkorting of acroniem; NLOAD is een niet-dynamisch model voor voorspelling van de uitspoeling van stikstof naar het grondwater onder landbouwgronden		
NPKRUN	N-, P- en K-RUNoff; een model dat af- en uitspoeling berekent van nutriënten (N, P en K) naar klein oppervlaktewater		
PAWN	Policy Analysis of Water in the Netherlands		
PMG	Provinciaal Meetnet Grondwaterkwaliteit		
RAP	Rijn Actie Programma		
RESAM	REgional Soil Acidification Model		