

AMMONIAK IN NATURGEBIEDEN

een literatuurstudie naar de effecten van ammoniak en ammonium op
verschillende bos- en natuurgebiedstypen ter ondersteuning van
het normstellingsbeleid

E. van der Voet
H.A. Udo de Haes

januari 1987
Centrum voor Milieukunde
postbus 9518
2300 RA LEIDEN
071-277486

VOORWOORD

De laatste jaren is de aantasting van bossen en natuurgebieden door atmosferische depositie sterk in de aandacht gekomen. Ammoniak, dat voornamelijk afkomstig is uit de veehouderij, blijkt daarbij een belangrijke rol te spelen. Vooral in gebieden met een hoge dichtheid aan intensieve veehouderijbedrijven wordt soms zeer grote schade gekonstateerd.

Bij het normstellingsbeleid t.a.v. ammoniak heeft tot nu toe de nadruk gelegen op de verzurende werking van deze stof. In sommige gebiedstypen zal echter het eutrofiërend effect grotere schade aanrichten. Het ontbreken van gesystematiseerde kennis ten aanzien van dit aspect heeft geleid tot een opdracht van het Ministerie van Landbouw en Visserij, direktie NMF en direktie AZ-LaVo, samen met het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, direktie Lucht, aan het Centrum voor Milieukunde. Het voorliggende rapport is daarvan het resultaat.

In dit rapport wordt op basis van literatuurgegevens en gegevens van lopend onderzoek nagegaan, of het mogelijk is voor verschillende natuurgebiedstypen de diverse effecten van ammoniak- en ammoniumdepositie te kwantificeren. Per gebiedstype is zo mogelijk steeds aangegeven, welk effect van deze depositie het belangrijkste is en dus bepalend moet zijn voor de normstelling. Bij dit effectonderzoek hebben steeds de natuurwaarden van de verschillende gebiedstypen centraal gestaan. Er is geen directe aandacht gegeven aan de eventuele gebruiksfuncties van de gebieden.

De resultaten van het onderzoek, zoals die in dit rapport zijn weergegeven, kunnen worden gebruikt bij de onderbouwing van een natuurgerichte normstelling met betrekking tot ammoniak.

De samenstelling van de begeleidingskommissie van de opdrachtgevers was de volgende:

drs. A. Kleinmeulman (voorzitter, min. L&V, dir. NMF)
drs. A. Don (min. L&V, NMF)
ir. W. Pieterse (min. L&V, VZ)
drs. E. van der Plassche (min. VROM, dir. Lucht)
ir. P. Winterman (Staatsbosbeheer)
drs. J. Zoetelief (min. L&V, AZ-LaVo).

DANKWOORD

Voor hun bijdrage aan het tot stand komen van dit rapport willen wij de volgende mensen bedanken:

drs. J.M. Brand, dr. P.C. de Hullu, drs. J.L.J. Hendriks en ir. T. van Gelder, Staatsbosbeheer;
ir. A.H.M. Bresser, RIVM;
ir. W. de Vries, Stiboka;
drs. J. van der Does, Hoogheemraadschap Rijnland;
drs. W.H.M. Asman, RIVM;
dr. A.P. Grootjans, R.U.Groningen, Lab. voor Plantenoecologie;
dr. G.W. Heil, R.U.Utrecht, Vakgroep Botanische Oecologie;
ir. J.J.M. van Grinsven, ir. J. Mulder en dr. ir. N. van Breemen, L.U.Wageningen, Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding;
drs. J.A.A.R. Schuurkes, K.U.Nijmegen, Lab. voor Aquatische Oecologie;
drs. K.J.Canters, drs. G. de Snoo, drs. M.M.H.E. van den Berg, drs. R.A.M. Stevers en drs. W. van der Naald, R.U.Leiden, Centrum voor Milieukunde.

INHOUD	blz.
SAMENVATTING	1
DEEL I INLEIDING	6
1. <u>Probleemstelling</u>	6
2. <u>Begrippenafbakening</u>	7
2.1 De effectketen en de normstellingsketen	7
2.2 Eutrofiëring, verzuring en andere effecten van NH _x -depositie	8
3. <u>Opzet van het rapport</u>	10
DEEL II INGREEP-EFFEKTRELATIES	11
1. <u>Inleiding</u>	11
2. <u>Globale selectie van categorieën van milieutypen</u>	13
3. <u>Ingreep-effekt-relaties</u>	15
3.1 Algemeen	15
3.2 <u>Zandverstuivingen</u>	18
3.3 <u>Heidevelden</u>	19
3.3.1 Effecten van depositie van NH _x	19
3.3.2 Factoren die het optreden en het relatieve belang van de effecten van NH _x -depositie bepalen	20
3.3.3 Samenvatting	23
3.4 <u>Bossen</u>	24
3.4.1 Effecten van depositie van NH _x	24
3.4.2 Factoren die het optreden en het relatieve belang van de effecten van NH _x -depositie bepalen	28
3.4.3 Houtwallen	29
3.4.4 Samenvatting	30
3.5 <u>Veengebieden</u>	31
3.5.1 Effecten van depositie van NH _x	31
3.5.2 Factoren die het optreden en het relatieve belang van de effecten van NH _x -depositie bepalen	32
3.5.3 Samenvatting	34
3.6 <u>Grasland</u>	35
3.6.1 Effecten van depositie van NH _x	35
3.6.2 Factoren die het optreden en het relatieve belang van de effecten van NH _x -depositie bepalen	37
3.6.3 Samenvatting	39
3.7 <u>Vennen</u>	40
3.7.1 Effecten van depositie van NH _x	40
3.7.2 Factoren die het optreden en het relatieve belang van de effecten van NH _x -depositie bepalen	42
3.7.3 Samenvatting	44
3.8 <u>Beken</u>	45
3.8.1 Effecten van depositie van NH _x	45
3.8.2 Factoren die het optreden en het relatieve belang van de effecten van NH _x -depositie bepalen	45
3.8.3 Samenvatting	46

3.9	Sloten	47
3.9.1	Effekten van depositie van NH_x	47
3.9.2	Factoren die het optreden en het relatieve belang van de effecten van NH_x -depositie bepalen	47
3.9.3	Samenvatting	48
3.10	Plassen	50
3.10.1	Effekten van depositie van NH_x	50
3.10.2	Factoren die het optreden en het relatieve belang van de effecten van NH_x -depositie bepalen	50
3.10.3	Samenvatting	52
4.	<u>Nadere indeling van de geselecteerde categorieën in milieutypen</u>	53
4.1	Algemeen	53
4.2	Zandverstuivingen	53
4.3	Heidevelden	53
4.4	Bossen en houtwallen	54
4.5	Veengebieden	55
4.6	Grasland	55
4.7	Vennen	56
4.8	Beken	57
4.9	Sloten	57
4.10	Plassen	57
5.	<u>Keuze van effectvariabelen per type en kwantificering van de effectrelatie</u>	59
5.1	Algemeen	59
5.2	Heidevelden	60
5.2.1	Keuze van effectvariabelen	60
5.2.2	De relatie tussen stikstofbelasting en vergrassing	61
5.2.3	De relatie tussen vergrassing en verdere effecten op de levensgemeenschap	61
5.3	Bossen en houtwallen	64
5.3.1	Keuze van effectvariabelen	64
5.3.2	De relatie tussen stikstofbelasting en vitaliteit	65
5.3.3	De relatie tussen vitaliteitsverlies en verdere effecten op de levensgemeenschap	66
5.4	Veengebieden	68
5.4.1	Keuze van effectvariabelen	68
5.4.2	De geschiktheid van vergrassing als effectvariabele voor hoogveengebieden	68
5.5	Grasland	69
5.5.1	Keuze van effectvariabelen	69
5.5.2	De relatie tussen stikstofbelasting en grasland-opbrengst	70
5.5.3	De relatie tussen graslandopbrengst en verdere effecten op de levensgemeenschap	73
5.6	Vennen	74
5.6.1	Keuze van effectvariabelen	74
5.6.2	De relatie tussen stikstofbelasting en de alkaliniteit	75
5.6.3	De relatie tussen de alkaliniteit en verdere effecten op de levensgemeenschap	76

	blz.
5.7	Plassen 77
5.7.1	Keuze van effectvariabelen 77
5.7.2	De relatie tussen stikstofbelasting en het chlorophyl-a gehalte 78
5.7.3	De relatie tussen het chlorophyl-a gehalte en verdere effecten op de levensgemeenschap 81
DEEL III	GRENSWAARDEN 82
1.	<u>Inleiding</u> 82
2.	<u>Grenswaardenafbakening voor de verschillende milieutypen</u> 84
2.1	Terrestrische milieutypen 84
2.1.1	Basisnivo 84
2.1.2	Heide- en veengebieden 85
2.1.3	Bossen 86
2.1.4	Grasland 87
2.2	Aquatische milieutypen 89
2.2.1	Basisnivo 89
2.2.2	Vennen 90
2.2.3	Plassen 91
2.3	Beheer 92
2.4	Bepaling van een grenswaarde in een voorbeeld-situatie 93
3.	<u>Interaktie met andere stoffen</u> 95
3.1	Direkte schade 95
3.2	Verzuring 95
3.3	Kationenverdringing 96
3.4	Eutrofiëring 96
3.5	Samenvatting 96
4.	<u>Samenvatting</u> 98
DEEL IV	TOETSINGSPROCEDURE 102
1.	<u>Inleiding</u> 102
2.	<u>Emissie van ammoniak</u> 102
3.	<u>Verspreiding en depositie</u> 105
3.1	Verspreidingsmodellen 105
3.2	Verschillen in uitkomst als gevolg van verschillende invoervariabelen of het gebruik van verschillende versies van het GPM 106
4.	<u>Toetsingsprocedure</u> 111
LITERATUURVERZICHT	112

BIJLAGEN	blz
Bijlage 1 bij paragraaf II.3.9.2: Stikstofbelasting van sloten door uitspoeling en door atmosferische depositie van NH_x	121
Bijlage 2 bij paragraaf II.5.7.2: Stikstofbelasting, stikstofgehalte en chloro- phylgehalte in veertien Nederlandse plassen	130
Bijlage 3 bij paragraaf IV.3.2: Het Gaussisch Pluimmodel: invoervariabelen en formules.	135

SAMENVATTING

Op basis van bestaande onderzoeksgegevens is in dit rapport getracht een onderbouwing te geven voor het opstellen van grenswaarden voor de belasting van natuurgebieden met NH_x -verbindingen. Na een inleidend gedeelte zijn in deel II de effectrelaties aan de orde gekomen, in deel III mogelijkheden voor het opstellen van grenswaarden en in deel IV de procedure voor het toetsen van een NH_3 -emissiebron aan een bepaalde grenswaarde.

In deel II wordt ingegaan op de relatie tussen de depositie van NH_x enerzijds en de effecten op de verschillende natuurgebiedstypen anderzijds. Er wordt een overzicht gegeven van de relevante literatuur op het gebied van effecten van N-verbindingen op ecosystemen. Vervolgens wordt getracht de effectrelaties te kwantificeren. Daarbij is voor elk van de gekozen natuurgebiedstypen gezocht naar de meest geschikte effectvariabele om de effecten in uit te drukken. Op basis van in de inleiding genoemde criteria zijn de volgende effectvariabelen gekozen:

- voor heide en veengebieden: de vergrassing
- voor bossen: de vitaliteit
- voor graslanden: de droge stof-productie
- voor vennen: de alkaliniteit
- voor plassen: de algengroei.

De volgende algemene konklusies kunnen worden getrokken:

1. Er is de laatste jaren veel onderzoek begonnen naar de effecten van NH_x , zowel nationaal als internationaal, in het kader van diverse verzuringsonderzoeksprogramma's. De onderzoeken hebben al veel gegevens opgeleverd. In de toekomst kunnen nog aanzienlijk meer gegevens verwacht worden.

Opvallend weinig onderzoek vindt echter plaats naar effecten van atmosferische depositie van NH_x in niet of in mindere mate voor verzuring gevoelige natuurgebiedstypen. Eutrofiëringsonderzoeken, die vooral aan oppervlaktewateren veel zijn verricht, hebben

veelal betrekking op fosfaatverbindingen. Het ontbreekt aan systematisch onderzoek naar de effecten van stikstofverbindingen op verschillende typen natuurgebieden buiten het kader van het verzuringsonderzoek.

2. De vier belangrijkste mechanismen achter de effecten van NH_x -belasting op ecosystemen zijn:

- direkte schade (relatief onbelangrijk)
- verzuring, in de zin van toevoeging van (potentieel) H^+ aan bodem of water
- kationen-opnameremming van met name bomen door verdringing van ionen door NH_x , door een relatieve overmaat van NH_x , of door het bemoeilijken van de kationen-opname
- eutrofiëring, in de zin van het ontstaan van gewijzigde concurrentieverhoudingen als gevolg van een grotere beschikbaarheid van stikstof.

Welk van de genoemde mechanismen in een bepaalde situatie overheerst is in de eerste plaats afhankelijk van het natuurgebiedstype.

3. Voor enkele typen natuurgebieden, namelijk heide, bos en vennen, kan op basis van de nu beschikbare onderzoeksgegevens een min of meer gekwantificeerde relatie worden gelegd tussen de NH_x -belasting en de effecten op de gekozen effectvariabelen. Er zijn hierbij echter nog wel allerlei onzekerheden, die ten dele door nader onderzoek kunnen worden weggenomen, maar voor een deel ook wel zullen blijven bestaan omdat zij voortkomen uit individuele verschillen tussen natuurgebieden van hetzelfde type.

4. Voor andere typen natuurgebieden, namelijk grasland en plassen, is de kwantificering van een algemeen geldige effectrelatie moeilijker. Bij graslanden wordt dat veroorzaakt doordat bij de laag-productieve graslanden, die vanuit natuurbehoudsoogpunt het meest interessant zijn, stikstof veelal niet de beperkende factor vormt, en stikstof toevoeging dan ook vaak geen direct effect heeft. Bij plassen is de relatie tussen de stikstofbelasting en het stikstofgehalte van het water niet eenduidig; deze moet eigenlijk voor elk individueel water worden vastgesteld.

In deel III worden mogelijkheden gegeven voor het opstellen van grenswaarden op basis van gekwantificeerde effectrelaties. Daarbij wordt aangesloten bij diverse overheidspublicaties, met name het IMP Milieubeheer 1986-1990 en het IMP Water 1985-1989. Drie duurzame nivo's van normstelling t.a.v. NH_x -belasting worden onderscheiden:

1. het basisnivo, ter handhaving van de algemene of basis-kwaliteit van het milieu
2. het middelste nivo, bedoeld voor gebieden waar naast een bepaalde natuurwaarde ook gebruiksfuncties voor de mens aan worden toegekend
3. het hoogste nivo, gericht op een optimale natuurlijke ontwikkeling van ecosystemen.

Ten aanzien van de vaststelling van het basisnivo bestaat enige onduidelijkheid over de principes die daaraan ten grondslag moeten liggen. Bij stikstof is het niet mogelijk om, zoals bijv. voor zware metalen, een bepaald niet-gevaarlijk nivo vast te stellen dat algemeen geldig is voor heel Nederland. Uitgaande van een in dit verband relevant principe dat geen vergiftiging mag optreden, is er eigenlijk geen basisnivo vast te stellen. Uitgaande van multifunktionaliteitsbehoud of van het behoud van levenskansen voor organismen en ecosystemen zullen de eisen afhankelijk van het natuurgebiedstype sterk variëren en in sommige gevallen zeer streng uitvallen. Zo zal voor bepaalde bostypen, uitgaande van het criterium van vitaliteitsbehoud, een maximum depositie van 15-35 kg N/ha.jaar moeten gelden. Voor vennen zal, voor het behoud van de alkaliniteit en daarmee van de overlevingsmogelijkheden voor organismen, de depositie niet hoger mogen zijn dan 100-600 mol NH_x /ha.jaar, ofwel ca. $1\frac{1}{2}$ - $8\frac{1}{2}$ kg N. De vraag is dan, of in die gevallen nog wel sprake is van algemene kwaliteitseisen, of dat het in feite om bijzondere kwaliteitseisen gaat. Op basis van de in overheidspublicaties genoemde uitgangspunten is op deze vraag niet direkt een antwoord te geven.

Ten aanzien van het middelste nivo moet opgemerkt worden, dat het

slechts aan de orde is in gebieden waar naast natuurbehoud één of meer gebruiksfuncties van betekenis zijn. In dergelijke multifunktionele gebieden zal dit nivo afhankelijk van deze functies moeten worden gedefinieerd. Dit speelt bijvoorbeeld een rol bij graslanden, waar een bepaalde natuurwaarde in stand moet worden gehouden maar die ook een duidelijke agrarische functie hebben. Voor deze graslanden kan een maximum worden gesteld aan de graslandopbrengst van 8 ton droge stof/ha.jaar. In graslanden waar stikstof de beperkende faktor vormt, kan deze gekoppeld worden aan een maximum N-gift, die afhankelijk van het graslandtype kan variëren van 0 tot ca. 150 kg N/ha.jaar.

Het hoogste nivo moet per milieutype worden vastgesteld en moet in principe recht doen aan de eisen die het milieutype voor een optimale ontwikkeling van het ecosysteem aan de NH_x -belasting stelt. Bij het veilig stellen van de natuurwaarden van heidevelden is dit nivo aan de orde. Wanneer men een maximum stelt aan de vergrassing van bijvoorbeeld 10%, dan mag de NH_x -depositie niet meer dan ca. 12 kg N/ha.jaar bedragen. Bij 50% vergrassing is dat 30 kg, bij 0% 9 kg N/ha.jaar.

Bij alle drie de nivo's, maar met name bij het hoogste, is het van belang dat rekening gehouden wordt met het effect van andere stoffen die dezelfde werking hebben als NH_x en daarmee additioneel werken, of die de effecten van NH_x versterken en daarmee synergistisch werken. Hierbij zijn vooral NO_x , SO_x en fosfaat van belang.

In deel IV wordt kort ingegaan op enkele discussiepunten die bestaan bij het berekenen van depositiewaarden op basis van de omvang van de veestapel en de afstand tot het gevoelige gebied, en daarmee ook bij het terugrekenen van depositie-grenswaarden naar emissie-eisen voor intensieve veehouderijen. Deze discussiepunten hebben vooral betrekking op de keuze van het verspreidingsmodel. Ook t.a.v. de NH_3 -emissie en de depositiesnelheid in verschillende vegetatiestructuren zijn onzekerheden.

Bij de keuze van het verspreidingsmodel is de voornaamste vraag

die aan de orde is, of een model gekozen moet worden zonder ingebouwd effect van droge depositie in het traject tot aan het gevoelige gebied, of een model dat daar wel rekening mee houdt. In het eerste geval is het model veel eenvoudiger te programmeren, terwijl in het tweede geval het model in theorie de werkelijkheid meer benadert. In de praktijk blijkt echter, dat wanneer rekening wordt gehouden met het feit dat de depositiesnelheid in het traject tot aan het gevoelige gebied gewoonlijk veel lager is dan die in het gevoelige gebied zelf, de uitkomsten weer dicht in de buurt komen te liggen bij die van modellen zonder depositie.

Wat betreft de genoemde onzekerheden in de emissie en de depositiesnelheid geldt, dat deze voor een belangrijk deel kunnen worden opgelost door onderzoek dat nu in het kader van het verzuringsprogramma wordt uitgevoerd.

I INLEIDING

1. Probleemstelling

Dit rapport is opgesteld in het kader van de problematiek van intensieve veehouderij en milieu, die met name het gevolg is van de emissie van ammoniak vanuit dierlijke mest. Als gevolg van de emissie van ammoniak vanuit dierlijke mest kunnen tal van ongewenste effecten optreden in diverse soorten natuurgebieden. Bekende verschijnselen, die voor een belangrijk deel worden toegeschreven aan de depositie van ammoniak (NH_3) of ammonium (NH_4^+), zijn bijvoorbeeld het vitaliteitsverlies van bossen en de vergrassing van de heide. Maar ook in andere natuurgebiedstypen worden nadelige effecten waargenomen. Deze effecten kunnen, afhankelijk van het type gebied, door verschillende processen worden veroorzaakt, die echter alle het gevolg kunnen zijn van depositie van NH_x (ammoniak en/of ammonium).

In het IMP Lucht 1985-1989 wordt een streefwaarde gegeven voor de belasting van natuurgebieden met verzurende stoffen, die wordt overgenomen in het IMP Milieubeheer 1986-1990 en 1987-1991 in het kader van het effectgericht beleid. Bij de bepaling van deze waarde, waaraan ook de NH_x -belasting moet voldoen, is echter alleen rekening gehouden met de verzurende werking van NH_x ; nadelige effecten die door andere processen veroorzaakt worden blijven buiten beschouwing. Bovendien wordt geen rekening gehouden met verschillen in gevoeligheid voor NH_x -belasting tussen de verschillende typen natuurgebieden.

Onafhankelijk van de verzuringsproblematiek wordt in het IMP Milieubeheer 1986-1990 de vermesting als centraal thema opgevoerd, dat wil zeggen, de verrijking van bodem en water met nutriënten, met name N (stikstof) en P (fosfor). De formulering van het effectgericht beleid voor de vermesting, waaronder ook NH_x valt, bevindt zich echter nog in een beginstadium. Een (voorlopige) streefwaarde wordt uitsluitend geformuleerd voor het gehalte aan P en N in grond- en oppervlaktewater.

In dit rapport staat de wetenschappelijke onderbouwing van grenswaarden voor de NH_x -belasting in natuurgebieden centraal. Hierbij worden de verschillende mechanismen van aantasting van natuurwaarden betrokken. Ook wordt rekening gehouden met de verschillen in reactie op NH_x -belasting tussen verschillende milieutypen. Het is daarbij de bedoeling, dat voor de onderscheiden milieutypen gekwantificeerde effectrelaties worden opgesteld op basis van de onderzoeksgegevens die nu op dat gebied beschikbaar zijn. Met deze effectrelaties als achtergrond worden voorts mogelijkheden aangegeven om via de keuze van geschikte effectvariabelen tot de afbakening van een stelsel van grenswaarden te komen. Tenslotte wordt in het kort ingegaan op de vertaling van immissie- of depositie-doelstellingen naar emissie-eisen voor intensieve veehouderijbedrijven.

2. Begrippenaafbakening

2.1 De effektketen en de normstellingsketen

Een bepaalde maatschappelijke activiteit, zoals bijvoorbeeld het exploiteren van een intensief veehouderijbedrijf, veroorzaakt de emissie van verontreinigende stoffen, in dit geval vooral ammoniak. De stoffen verspreiden zich en komen uiteindelijk ergens weer terecht, hetgeen aantasting van het ter plaatse aanwezige ecosysteem tot gevolg kan hebben. Deze aaneenschakeling van processen die loopt van activiteit naar aantasting van het ecosysteem wordt door Udo de Haes en Van der Voet (1986) beschreven als de effektketen.

In schema:

aktiviteit → emissie → verspreiding → depositie → effect op
ekosysteem.

Met een normstellingsbeleid streeft men ernaar, een goede kwaliteit van het ecosysteem te garanderen. Datgene wat bij de normstelling uiteindelijk wordt beoogd, in dit geval een ecosysteem van een goede kwaliteit, is de eind- of doelvariabele.

Normen of grenswaarden kunnen echter gesteld worden op verschillende punten in de effektketen. Ten eerste kan dat natuurlijk gebeuren op het nivo van de eindvariabele: bijvoorbeeld het voorkomen van bepaalde plant- of diersoorten, de aanwezigheid van een bepaalde diversiteit aan soorten, of een bepaalde vitaliteit van een bos. Maar het is ook mogelijk om de norm op een eerdere plaats in de keten vast te stellen. De grenswaarde uit het IMP Lucht, 1400 mol H⁺/ha.jaar voor de voedselarme zandgronden, is bijvoorbeeld gedefinieerd op het nivo van depositie. Er zijn ook normen op emissienivo, bijvoorbeeld in de vorm van emissievoorschriften t.a.v. toxische stoffen voor bedrijven. In deze gevallen moet er sprake zijn van een terugreken-procedure om de gewenste toestand van de eindvariabele (in dit geval het ecosysteem), te relateren aan de normvariabele, dat wil zeggen de grootte waarin de norm wordt uitgedrukt (in dit geval de depositie van (potentieel) zuur).

Tenslotte moet de normvariabele, op welk nivo deze ook is gesteld, weer worden gerelateerd aan de activiteit (in dit geval het oprichten van een IVH), in de vorm van voorschriften en vergunningsvoorwaarden of zelfs het verbieden van de activiteit.

Deze ekologische berekeningsprocedure, waarmee aantasting van de eindvariabele (via de effectvariabele en de normvariabele) kan worden omgerekend in bepaalde eisen aan de activiteit, kan worden geschematiseerd in de normstellingsketen:

eisen aan → eisen aan → versprei- → eisen aan → eisen aan de
ekosysteem- depositie ding emissie activiteit
kwaliteit

De normvariabele moet, zoals gezegd, uiteindelijk aansluiten bij

de eisen aan de kwaliteit van het ecosysteem. Hiertoe moet de kwaliteit van het ecosysteem in een meetbare grootte worden weergegeven. Deze grootte zal in dit rapport worden aangeduid met de term effektvariabele. De effektvariabele kan gekozen worden op het nivo van de natuurwaarden zelf, bijvoorbeeld het voorkomen van bepaalde plant- of diersoorten, maar ook op een meer konditionerend nivo, bijvoorbeeld vergrassing of algenbloei, zolang het maar een maat is waarin de natuurwaarde of ecosystemekwaliteit kan worden uitgedrukt.

Zowel de normvariabele als de effektvariabele moeten aan bepaalde eisen voldoen.

Bij de keuze van de normvariabele is allereerst de stuurbaarheid van belang, dat wil zeggen, dat deze duidelijk gerelateerd moet kunnen worden aan bepaalde ingrepen in het milieu. Een verdere eis kan gesteld worden ten aanzien van de relevantie, dat wil zeggen dat het duidelijk moet zijn dat er een relatie is tussen de normvariabele en bepaalde nadelige effecten op natuurwaarden. Tenslotte is de meetbaarheid van belang om controle mogelijk te maken.

Voor de effektvariabele geldt de eis van relevantie in nog sterkere mate: er moet een eenduidig verband zijn met de kwaliteit van de eindvariabelen (de natuurwaarden of het ecosysteem). Verder moet rekening gehouden worden met de hanteerbaarheid uit oogpunt van grenswaardenafbakening: het moet mogelijk zijn, grenzen aan te geven met betrekking tot de aanvaardbaarheid van de aantasting van natuurwaarden. Ten derde is de vertaalbaarheid naar de normvariabele een belangrijk punt: er moet tussen normvariabele en effektvariabele een kwantificeerbare relatie bestaan.

Verder kan de voorkeur worden uitgesproken dat de effektvariabele betrekking heeft op konditionerende factoren in plaats van op de aanwezigheid van plant- of diersoorten, aansluitend bij een normstelling die zich richt op het scheppen van voorwaarden. Tenslotte gaat de voorkeur uit naar effektvariabelen, die zo algemeen mogelijk geldig zijn.

In dit rapport is de keuze van een normvariabele niet aan de orde. Deze ligt vast: de jaargemiddelde depositie van NH_x . De keuze van effektvariabelen is wel een punt van aandacht. Per natuurgebiedstype moet naar de meest geschikte effektvariabele gezocht worden om de normvariabele, de NH_x -depositie, te vertalen naar de doelvariabele, de ecosystemekwaliteit of de natuurwaarde.

2.2 Eutrofiëring, verzuring en andere effecten van NH_x -depositie

Depositie van ammoniak of ammonium kan een aantal verschillende processen tot gevolg hebben. Het optreden van deze processen is afhankelijk van het type natuurgebied. Er is voor deze processen geen eenduidige naamgeving gangbaar. In het algemeen onderscheidt men directe schade, verzuring en eutrofiëring.

Onder directe schade wordt in dit rapport verstaan, alle processen die tot schade leiden als gevolg van depositie van NH_x op de

plant zelf, in het bijzonder op de bladeren of naalden. Daaronder vallen:

- 1) aantasting van het naald- of bladoppervlak door de korrosieve werking van NH_3
- 2) aantasting van de naalden/bladeren door de toxische werking van NH_3
- 3) uitwisseling van kationen aan het naald-/blad-oppervlak, waarbij NH_4^+ wordt opgenomen en (m.n.) K^+ en Mg^{2+} , kalium en magnesium, worden afgestaan.

Onder verzuring vallen in elk geval de volgende processen:

- 1) pH-daling van bodem of water
- 2) toevoegen van H^+ -ionen aan bodem of water, waardoor de buffercapaciteit daalt, verwerking optreedt en schadelijke ionen vrijkomen
- 3) nitrifikatie van aan de bodem toegevoegde NH_4^+ -ionen, waardoor in de bodem alsnog H^+ -ionen vrijkomen.

Onder eutrofiëring wordt in ieder geval begrepen, het toevoegen van (makro-)nutriënten aan bodem of water, waardoor gewijzigde concurrentieverhoudingen ontstaan tussen verschillende plantesoorten, met als gevolg wijzigingen in de soortensamenstelling van de vegetatie door een toename van de hoogproductieve soorten. In dit rapport wordt vanuit de aard van het onderwerp het begrip eutrofiëring vaak beperkt gebruikt in de zin van stikstof- of ammonium-verrijking.

Dan zijn er nog enkele processen, die door sommigen onder verzuring worden gerangschikt en door anderen onder eutrofiëring, maar die eigenlijk in een aparte categorie thuishoren. In dit rapport vallen zij onder het begrip kationenverdringing. Deze processen leiden ertoe, dat in de vegetatie gebreksverschijnselen gaan optreden door een relatief tekort aan bepaalde kationen ten opzichte van stikstof.

Tenslotte treden in de praktijk vaak combinaties van processen op, zodat bepaalde gekonstateerde effecten lang niet altijd aan één bepaald proces zijn toe te schrijven.

In dit rapport worden in beginsel al deze processen behandeld. In deel II wordt uitgebreider ingegaan op hun werking en op de effecten die zij elk op zichzelf en in combinatie kunnen hebben op natuurwaarden in verschillende milieutypen.

3. Opzet van het rapport

In deel II van dit rapport, verreweg het meest omvangrijke gedeelte, wordt aandacht besteed aan effektrelaties. Voor verschillende natuurgebiedstypen wordt nagegaan, wat er bekend is omtrent de effecten van NH_x -belasting. Bovendien wordt bekeken, van welk relatief belang deze effecten zijn ten opzichte van andere factoren die van invloed kunnen zijn op de natuurwaarde. Daarbij wordt steeds specifiek ingegaan op de rol van het beheer.

In dit gedeelte wordt ook per gebiedstype een keuze gemaakt voor een effectvariabele en wordt getracht een relatie te geven met de normvariabele, de NH_x -depositie.

In deel III worden suggesties gedaan voor de opbouw van een stelsel van grenswaarden vanuit de gegeven effektrelaties. Daarbij wordt ook aandacht gegeven aan de interactie van de effecten van NH_x -depositie met de gevolgen van andere verontreinigende stoffen, die dezelfde gevolgen kunnen hebben of de werking van NH_x kunnen beïnvloeden.

In deel IV tenslotte wordt in het kort ingegaan op het opstellen van een ecologische berekeningsprocedure, waarmee door het beleid vast te stellen depositie-eisen kunnen worden vertaald naar eisen aan de emissie van ammoniak door intensieve veehouderijbedrijven.

Deel V is een samenvatting van de voorgaande delen.

II. INGREEP-EFFEKRELATIES

1. Inleiding

In dit gedeelte van het rapport wordt getracht, een overzicht te geven van wat er bekend is over de effecten van atmosferische depositie van ammoniak en ammonium op verschillende typen natuurgebieden. Daarbij wordt steeds gezocht naar bruikbare eenheden om de omvang van deze effecten in weer te geven.

Allereerst wordt in hoofdstuk 2 een voorselectie gemaakt van categorieën bos- en natuurgebieden, waarop het onderzoek zich richt. Deze selectie wordt gemaakt op grond van de aktuele en potentiële bedreiging die de intensieve veehouderij voor deze gebieden vormt. Deze bedreiging hangt enerzijds samen met de gevoeligheid van de betrokken gebieden voor belasting met NH_x ; anderzijds met hun ligging ten opzichte van de huidige en mogelijk toekomstige IVH-concentratiegebieden.

In hoofdstuk 3 wordt op basis van literatuurgegevens voor elk van de geselecteerde categorieën een korte beschrijving gegeven van de effecten van NH_x -depositie, en wordt vervolgens getracht aan te geven welke rol deze spelen in het geheel van bedreigende factoren.

In hoofdstuk 4 wordt, op basis van de in hoofdstuk 3 weergegeven effectrelaties, een nadere selectie gemaakt van de bos- en natuurgebieden, en worden waar dat nodig is de onderscheiden categorieën verder ingedeeld in milieutypen. Deze opsplitsing in milieutypen binnen bepaalde categorie gebieden kan enerzijds plaatsvinden op basis van verschillen in de gevoeligheid voor NH_x , anderzijds op basis van eventuele verschillen in de doelstellingen ten aanzien van de functie van de gebieden.

Hoofdstuk 5 is gewijd aan de keuze van effektvariabelen per type bos- of natuurgebied. Het doel hiervan is, eenvoudige instrumenten te kiezen of te ontwikkelen om NH_x -belasting te relateren aan ongewenste effecten als gevolg daarvan, op een voor het normstelingsbeleid relevante wijze. Per type is steeds gezocht naar één effektvariabele, die tevens indikatief is voor de eventuele andere ongewenste effecten op het ecosysteem.

Bij het leggen van kwantitatieve relaties tussen de NH_x -belasting enerzijds en bepaalde effecten op natuurwaarden anderzijds, moet steeds in het oog worden gehouden dat een relatie die gebaseerd is op verslechterende omstandigheden niet vanzelfsprekend geëxtrapoleerd mag worden naar een verbetering. Met andere woorden, wanneer eenmaal aantasting van natuurwaarden door NH_x heeft plaatsgevonden, zal terugschroeven van de belasting niet automatisch leiden tot een terugkeer van de gewenste toestand. Daarvoor zullen veelal extra maatregelen nodig zijn, en soms zal een dergelijke terugkeer in 't geheel niet mogelijk blijken. Over schadefuncties is echter in het algemeen wel veel meer bekend dan over herstelfuncties.

3. Opzet van het rapport

In deel II van dit rapport, verreweg het meest omvangrijke gedeelte, wordt aandacht besteed aan effectrelaties. Voor verschillende natuurgebiedstypen wordt nagegaan, wat er bekend is omtrent de effecten van NH_x -belasting. Bovendien wordt bekeken, van welk relatief belang deze effecten zijn ten opzichte van andere factoren die van invloed kunnen zijn op de natuurwaarde. Daarbij wordt steeds specifiek ingegaan op de rol van het beheer.

In dit gedeelte wordt ook per gebiedstype een keuze gemaakt voor een effectvariabele en wordt getracht een relatie te geven met de normvariabele, de NH_x -depositie.

In deel III worden suggesties gedaan voor de opbouw van een stelsel van grenswaarden vanuit de gegeven effectrelaties. Daarbij wordt ook aandacht gegeven aan de interactie van de effecten van NH_x -depositie met de gevolgen van andere verontreinigende stoffen, die dezelfde gevolgen kunnen hebben of de werking van NH_x kunnen beïnvloeden.

In deel IV tenslotte wordt in het kort ingegaan op het opstellen van een ecologische berekeningsprocedure, waarmee door het beleid vast te stellen depositie-eisen kunnen worden vertaald naar eisen aan de emissie van ammoniak door intensieve veehouderijbedrijven.

Deel V is een samenvatting van de voorgaande delen.

II. INGREEP-EFFEKRELATIES

1. Inleiding

In dit gedeelte van het rapport wordt getracht, een overzicht te geven van wat er bekend is over de effecten van atmosferische depositie van ammoniak en ammonium op verschillende typen natuurgebieden. Daarbij wordt steeds gezocht naar bruikbare eenheden om de omvang van deze effecten in weer te geven.

Allereerst wordt in hoofdstuk 2 een voorselektie gemaakt van categorieën bos- en natuurgebieden, waarop het onderzoek zich richt. Deze selectie wordt gemaakt op grond van de actuele en potentiële bedreiging die de intensieve veehouderij voor deze gebieden vormt. Deze bedreiging hangt enerzijds samen met de gevoeligheid van de betrokken gebieden voor belasting met NH_x ; anderzijds met hun ligging ten opzichte van de huidige en mogelijk toekomstige IVH-concentratiegebieden.

In hoofdstuk 3 wordt op basis van literatuurgegevens voor elk van de geselecteerde categorieën een korte beschrijving gegeven van de effecten van NH_x -depositie, en wordt vervolgens getracht aan te geven welke rol deze spelen in het geheel van bedreigende factoren.

In hoofdstuk 4 wordt, op basis van de in hoofdstuk 3 weergegeven effectrelaties, een nadere selectie gemaakt van de bos- en natuurgebieden, en worden waar dat nodig is de onderscheiden categorieën verder ingedeeld in milieutypen. Deze opsplitsing in milieutypen binnen bepaalde categorie gebieden kan enerzijds plaatsvinden op basis van verschillen in de gevoeligheid voor NH_x , anderzijds op basis van eventuele verschillen in de doelstellingen ten aanzien van de functie van de gebieden.

Hoofdstuk 5 is gewijd aan de keuze van effektvariabelen per type bos- of natuurgebied. Het doel hiervan is, eenvoudige instrumenten te kiezen of te ontwikkelen om NH_x -belasting te relateren aan ongewenste effecten als gevolg daarvan, op een voor het normstellingsbeleid relevante wijze. Per type is steeds gezocht naar één effektvariabele, die tevens indikatief is voor de eventuele andere ongewenste effecten op het ecosysteem.

Bij het leggen van kwantitatieve relaties tussen de NH_x -belasting enerzijds en bepaalde effecten op natuurwaarden anderzijds, moet steeds in het oog worden gehouden dat een relatie die gebaseerd is op verslechterende omstandigheden niet vanzelfsprekend geextrapoleerd mag worden naar een verbetering. Met andere woorden, wanneer eenmaal aantasting van natuurwaarden door NH_x heeft plaatsgevonden, zal terugschroeven van de belasting niet automatisch leiden tot een terugkeer van de gewenste toestand. Daarvoor zullen veelal extra maatregelen nodig zijn, en soms zal een dergelijke terugkeer in 't geheel niet mogelijk blijken. Over schadefuncties is echter in het algemeen wel veel meer bekend dan over herstelfuncties.

De effektvariabelen moeten uiteindelijk de basis vormen voor de beoordeling van de schadelijkheid of ongewenstheid van NH_x -belasting aan de hand van door het beleid vastgestelde grenswaarden. Bij het normstellingsbeleid zou men dan, uitgaande van bovengenoemde overwegingen, voor het stellen van duurzame grenswaarden t.a.v. NH_x -belasting kunnen uitgaan van een goede situatie in de natuurgebieden, en voor een gewenste verbetering additionele eisen stellen totdat de verbetering is bereikt. In deel III van dit rapport wordt hierop nader ingegaan.

2. Globale selectie van categorieën van milieutypen

Een selectie van typen bos- en natuurgebieden moet plaatsvinden aan de hand van twee criteria:

- 1) Is er sprake van gevoeligheid voor belasting met NH_x ?
- 2) Is er in de huidige situatie sprake van NH_x -belasting vanuit de intensieve veehouderij, of is die er in de toekomst mogelijk te verwachten?

Op grond van het eerste criterium moeten alle bos- en natuurgebieden die gelegen zijn op zand- of op veengrond binnen de beschouwing betrokken worden. Ten aanzien van het tweede criterium kan het volgende gezegd worden: in de huidige situatie is de intensieve veehouderij met name op de zand- en hoogveengronden van Zuid- en Oost-Nederland geconcentreerd, zodat zich daar de grootste aantasting van natuurwaarden voordoet. Het is echter zeker niet uit te sluiten dat in de toekomst ook in andere delen van Nederland op grote schaal vestiging van IVH zal plaatsvinden. Daarom kunnen ook de elders gelegen gevoelige gebieden niet buiten beschouwing blijven: zandgronden en veengebieden in Noord- en West-Nederland. De enige uitzondering hierop wordt gevormd door de duinen: hierbij wordt geen IVH-activiteit verwacht zodat deze bij voorbaat uitgesloten worden van verdere behandeling. Alle typen bos- en natuurgebieden op zand- en veengrond, met uitzondering van de duinen, mogen dus voor deze studie relevant geacht worden.

Het zou de voorkeur verdienen, om een indeling van de in deze gebieden voorkomende milieutypen op een strikt systematische wijze tot stand te brengen door aansluiting te zoeken bij bestaande typologieën. De indelingen van de bestaande systemen sluiten echter niet voldoende aan bij het beoogde doel.

In dit verband wordt daarom gekozen voor een ad-hoc-indeling, gebaseerd op praktische overwegingen, aansluitend bij de NH_x -problematiek en in samenhang met relevante beleidsdoelen.

In principe kunnen voorlopig de volgende globale categorieën worden onderscheiden:

Terrestrisch (gebaseerd op vegetatiestructuur)

- zandverstuivingen
- heidevelden
- bossen en houtwallen op zand of veen
- lage vegetaties in veengebieden
- graslandreservaten op zand of veen

Aquatisch (gebaseerd op hydrologie en morfologie)

- vennen
- beken
- sloten
- plassen

In de volgende hoofdstukken zal voor elk van deze categorieën worden ingegaan op de processen die plaatsvinden als gevolg van belasting met NH_x , en de effecten op het ecosysteem die daarvan het gevolg zijn. Aandacht zal ook worden gegeven aan het relatieve belang van de NH_x -effecten ten opzichte van andere bedreigingen (hoofdstuk 3). Op grond daarvan zullen konklusies getrokken worden met betrekking tot de gevoeligheid van elke categorie

voor NH_x -belasting en zal (zo nodig) per categorie een nadere indeling in typen gemaakt worden (hoofdstuk 4).

3. Ingreep-effektrelaties

3.1 Algemeen

Na depositie van ammoniak kunnen in de bodem verschillende processen plaatsvinden:

1) Er treedt nitrifikatie op, waarbij ammoniak of ammonium wordt omgezet tot nitraat. Bij dit proces worden H^+ -ionen gevormd. Er is dus sprake van verzuring. In formule:



Op de duur heeft dit proces pH-daling tot gevolg. De termijn waarop dit gebeurt, is afhankelijk van de zuurneutraliserende capaciteit van de bodem (van Breemen e.a., 1984). De verzuring heeft een nadeling effect op de vitaliteit van de vegetatie. De werking loopt waarschijnlijk via bij verwerking vrijkomende aluminium-ionen: de verhouding tussen Al^{3+} en andere ionen kan toxisch worden, of de concentratie van Al^{3+} in het bodemvocht wordt op zichzelf toxisch (Ulrich & Pankrath, 1983).

Niet in elke bodem treedt echter nitrificatie op. In het algemeen wordt de nitrifikatie geremd wanneer de pH daalt. In sommige bodems vindt geen of nauwelijks nitrifikatie meer plaats bij een pH van 4,1 à 4,2 (Roelofs e.a., 1984). In andere bodems kan de nitrifikatie doorgaan tot voorbij $pH < 3$ (van Breemen e.a. 1984).

2) Wanneer geen nitrifikatie optreedt, blijft de als NH_4 gedeponeerde stikstof in de bodem in de vorm van ammonium. Ook dit kan een voor de vegetatie schadelijk effect hebben, doordat ammonium (in tegenstelling tot nitraat) slechts voor een klein gedeelte uitspoelt en zich voor het grootste gedeelte hecht aan het bodem-adsorptiecomplex, waarbij het andere ionen verdringt, met name kalium, calcium en magnesium. Door een tekort aan deze laatstgenoemde ionen kunnen in de vegetatie gebreksverschijnselen ontstaan (Roelofs e.a., 1984). Ook heeft een overdosis aan stikstof, vooral in de vorm van ammonium, op zichzelf al negatieve gevolgen voor de vitaliteit van de vegetatie (Nihlgård, 1984), eveneens via een verminderde kationen-opname. Dit verschijnsel wordt in dit rapport aangeduid met de term kationen-verdringing.

Ook in wateren kan nitrifikatie optreden, waarvan de gevolgen vergelijkbaar zijn met die in terrestrische systemen. Een effect zoals dat onder 2) genoemd is bij wateren niet waargenomen.

3) Onafhankelijk van het al dan niet optreden van nitrifikatie kan nog een derde effect plaatsvinden: door de extra hoeveelheid stikstof die aan het ecosysteem wordt toegevoegd treedt eutrofiëring op. Dat wil zeggen, dat bepaalde plantesoorten door veranderde concurrentieverhoudingen verdrongen worden door andere, en de oorspronkelijke levensgemeenschap vervangen wordt door een andere, die aan meer voedselrijke omstandigheden is aangepast en meer hoog-productieve soorten bevat. Vanuit natuurbehoudsoogpunt is gewoonlijk de vervangende levensgemeenschap minder waar-

devol dan de oorspronkelijke.

In de praktijk treden de genoemde effecten vaak tegelijkertijd op. Het is daarbij lang niet altijd mogelijk, de effecten van de verschillende genoemde processen van elkaar te onderscheiden. Het is daarom zinvol, bij het stellen van grenswaarden voor NH_x -belasting alle genoemde processen te betrekken. Waar dat mogelijk is, moet voor de verschillende milieutypen wel worden aangegeven, welk proces de belangrijkste rol speelt, om te bepalen in hoeverre andere verzurende en/of vermestende stoffen een aandeel kunnen leveren in de aantasting van de vegetatie.

De omvang van de effecten als gevolg van deze processen is afhankelijk van een groot aantal factoren. Om te beginnen kan de omvang van de effecten van atmosferische depositie worden gerelativeerd door rekening te houden met het feit dat bij de N-kringloop in bodems vaak veel grotere hoeveelheden stikstof verwerkt worden dan toegevoegd wordt vanuit de atmosfeer.

Verder is overal sprake van een "natuurlijke" achtergronddepositie van stikstof, veroorzaakt door binding van N_2 in de bodem, door onweer, e.d., die gemiddeld ongeveer op 10 kg N/ha.jaar geschat wordt (Werkgroep Voedingsstoffenhuishouding in Bossen, 1986). Daarnaast is er een netto-oplevering van N door mineralisatieprocessen in de bodem. Door de Werkgroep Voedingsstoffenhuishouding in Bossen wordt deze geschat op ca. 40 kg N/ha.jaar in bossen op zandgrond. De stikstofvoorraad in de bodem is nog veel groter: voor heide wordt deze geschat op 1300-6400 kg N/ha.jaar, voor bossen kan het oplopen tot 8000 kg/ha.jaar. Van deze voorraad is slechts een klein gedeelte beschikbaar voor de vegetatie (Wit, 1986).

Niettemin worden bovengenoemde effecten wel degelijk toegeschreven aan de extra depositie van N-verbindingen als gevolg van luchtverontreiniging. Volgens De Vries en Breeuwsma (1986) is in kalkarme bosbodems echter de produktie van H^+ door natuurlijke oorzaken gemiddeld vele malen lager (0,1-0,9 kmol/ha.j) dan door antropogene, i.c. depositie vanuit de atmosfeer (2,0-6,5 kmol).

De mate waarin deze effecten optreden wordt o.a. bepaald door:

- de nitrifikatie van NH_x in de bodem, afhankelijk van de bodem-pH
- de bufferkapasiteit van de bodem, c.q. de verwerkingssnelheid van de bodemdeeltjes
- de omvang van tegenwerkende processen, zoals denitrifikatie
- de natuurlijke beschikbaarheid van stikstof in de bodem
- het bodemgebruik, met name het bemestingsregime, in kultuurland.

Naast de effecten die via bodemprocessen lopen, zijn er ook effecten die veroorzaakt worden door direkte aantasting van de bladeren of naalden door NH_x in de lucht. Deze aantasting kan weer via een aantal mechanismen verlopen:

- direkte schade door de toxische werking van NH_3 (Van der Eerden e.a., 1981)
- uitwisseling van kationen aan het naald- of bladoppervlak, waarbij NH_4^+ wordt afgenomen en K^+ en Mg^{2+} worden afgestaan. Hierdoor ontstaat in de naalden of bladeren een gebrek aan deze kationen, met als gevolg vergeling en vervroegd afvallen. Dit

effekt wordt gekonstateerd door Roelofs e.a. (1984) in naaldbossen op arme zandgrond, en versterkt de effecten van de tegelijkertijd optredende kationen-opnameremming in de bodem.

De omvang van deze processen van direkte aantasting is o.a. afhankelijk van de vochtigheidsgraad van de atmosfeer, de windsnelheid, de concentratie van NH_3 in de lucht, en de lichtintensiteit.

In de komende paragrafen worden per categorie de specifieke effecten van NH_x behandeld. Hierbij komen alle genoemde effecttypen aan de orde. Daarnaast zal worden ingegaan op het relatieve belang van deze effecten ten opzichte van andere bedreigende factoren.

De bovenbeschreven effecten kunnen ten dele ook door andere stoffen dan NH_x veroorzaakt worden. Zo zijn bijvoorbeeld SO_2 en NO_x belangrijke verzurende stoffen, en speelt P een belangrijke rol bij de eutrofiëring. Bij de toetsing van een bepaalde NH_x -belasting aan een grenswaarde die betrekking heeft op bepaalde effecten van NH -belasting, moet met deze andere stoffen rekening gehouden worden.

Ook dient rekening gehouden te worden met het verschijnsel, dat een hoge NH_x -depositie een verhoogde SO_2 -depositie veroorzaakt. Dit verschijnsel vindt zijn oorzaak in de pH-afhankelijkheid van de depositiesnelheid van beide stoffen: SO_2 werkt pH-verlagend, en de depositiesnelheid neemt af met afnemende pH; NH_x daarentegen werkt pH-verhogend en heeft een toenemende depositiesnelheid met afnemende pH (Van Breemen e.a., 1983; Roelofs e.a., 1984).

3.2 Zandverstuivingen

In hoeverre ammoniak van invloed kan zijn op stuifzanden, is niet bekend. Die invloed is vermoedelijk afwezig op actief stuifzand: onbegroeide zandvlaktes die nog onderhevig zijn aan verstuiving door de wind. Ook afwezig, of in elk geval zeer gering, mag de invloed geacht worden bij kolonisatie van de zandvlakte door enkele grassoorten: verreweg de belangrijkste faktor is hier nog steeds de overstuiving. Het is mogelijk, dat ammoniak van invloed is op het korstmos-stadium, het stadium van het tot rust gekomen stuifzand. Het is bekend dat korstmossen als groep een grote gevoeligheid vertonen voor luchtverontreiniging. Het verband dat tot nu toe is gelegd is echter vooral met SO_2 en verzuring. Depositie van NH_x werkt pH-verhogend en heeft daarmee mogelijk ook schadelijke effecten op korstmossen. In de praktijk blijkt, dat onder invloed van NH_x -belasting bepaalde soorten korstmossen, die verdwenen waren tengevolge van verzuring door SO_2 , weer terugkeren (Van Dobben, 1986). Daarmee mag echter niet gekonkludeerd worden dat NH_x op zichzelf een positief effect zou hebben op korstmossen.

Bij een verdere suksessie van stuifzand ontstaat heide, of bebosning met grove den. Zie hiervoor de volgende hoofdstukken.

Uit bovenstaande blijkt al dat voor het in stand houden van zandverstuivingen vandaag de dag een actief beheer nodig is. Wanneer geen menselijk ingrijpen plaatsvindt, ontstaat er een zeer langzame natuurlijke suksessie via grassen en korstmossen naar heide en bos. Extensief plaggen kan deze suksessie tegenhouden. Naast de mogelijkheid van een direkte terugdringing van de suksessie door plaggen is er ook de mogelijkheid dat de afvoer van mineralen hierbij een rol speelt. De suggestie wordt hierdoor gewekt, dat toevoer van mineralen de snelheid van suksessie, en in het bijzonder de overgroeiing met dennen, zou kunnen bevorderen, en dat belasting met NH_3 dus een negatief effect kan hebben op het behoud van de zandverstuivingen. In hoeverre dit ook inderdaad het geval is, is onbekend.

Al met al kan gekonkludeerd worden, dat het niet onmogelijk is dat belasting met NH_3 van invloed is op stuifzanden, maar dat er onvoldoende bekend is om hierover iets met zekerheid te kunnen zeggen.

3.3 Heidevelden

Heidevelden vormen een bedreigde categorie natuurgebieden, zowel binnen Nederland als daarbuiten. Van het in 1900 in Nederland aanwezige areaal van ca. 400.000 ha is momenteel nog slechts 41.500 ha over. Hiervan bestaat slechts 1000 ha uit natte heide. Van de nu nog aanwezige 41.500 ha is ruim een kwart, ca. 11.000 ha, ernstig vergrast (van der Ploeg e.a., 1985). De oorzaak hiervan wordt vooral gezien in atmosferische depositie van luchtverontreinigende stoffen, en met name van stikstof. In de komende paragrafen wordt hierop ingegaan.

3.3.1 Effekten van depositie van NH_x

Depositie van ammoniak op heidevelden kan twee typen effecten veroorzaken:

a) Verzuring. Na depositie van NH_x , veelal in de vorm van $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, treedt nitrifikatie op tot nitraat, waarbij H^+ -ionen vrijkomen.

Op de van nature al zure heidebodems speelt dit proces oppervlaktematig gezien geen grote rol: op de meeste plaatsen treedt geen nitrifikatie op en blijft de stikstof in de vorm van ammonium in de bodem aanwezig. Echter juist op die enkele plekken waar de pH van de bodem nog niet zo laag was, treedt wel nitrifikatie en daarmee verzuring op (Roelofs, 1986). De ter plaatse aanwezige, wat minder extreem zuur-resistente soorten verdwijnen hierdoor. Het effect is er dus één van nivellering: plaatselijke pH-verschillen verdwijnen, en daarmee de plaatselijke verschillen in vegetatiesamenstelling en -structuur. Enkele zuur-resistente soorten blijven over: een weliswaar paarse, maar uit het oogpunt van behoud van specifieke natuurwaarden weinig waardevolle heide.

b) Eutrofiëring: de gedeponeerde ammoniak dient als stikstofbron voor de vegetatie¹. Dat de ammoniak voor het overgrote deel niet nitrificeert en dus niet als nitraat maar als ammonium beschikbaar is, doet daaraan niet af: soorten van zure bodems prefereren gewoonlijk NH_4^+ boven NO_3^- (Havill e.a., 1974). Dit betekent, dat naarmate de bodem-pH lager is, en daarmee ook de omzetting tot NO_3^- , een relatief groter gedeelte van de gedeponeerde ammoniak beschikbaar is als voedingsbron en dus eutrofiërend kan werken (Roelofs e.a., 1984).

Door deze stikstofverrijking kunnen aan extreem voedselarm milieugebonden soorten (voorzover deze er nog zijn na de pH-nivellering) verdwijnen.

Het meest opvallende effect is echter de zg. vergrassing: het verdringen van de dominante heidesoort (*Calluna vulgaris* of *Erica tetralix*) door gras (*Molinia caerulea*, *Deschampsia flexuosa* of *Festuca ovina*). Roelofs, e.a. (1984) vinden bij een vergelijkend onderzoek in 70 heidevelden een korrelatie tussen het stikstof-

¹ Op heidevelden is geen sprake van een effect via gebreksverschijnselen door een te hoge N/K, Mg of Ca-verhouding (Roelofs, 1986)

gehalte van de bodem en de mate van vergrassing van de heide. Bij een dominantie van dophei/struikhei bleek het gemiddelde N-gehalte in de bodem altijd beneden de 100 $\mu\text{mol/kg}$ te liggen, terwijl dat bij dominantie van *Molinia* of *Deschampsia* boven de 250 $\mu\text{mol/kg}$ lag, soms zelfs veel. Opvallend is tevens, dat geen enkele relatie werd gevonden tussen de pH en de vergrassing. Kasexperimenten (Roelofs, 1986) bevestigen dit beeld. Berendse (1985) geeft een formule waarmee de concurrentieverhouding tussen *Erica* en *Molinia*, afhankelijk van het N-gehalte van de bodem, berekend kan worden. Een hoger N-gehalte werkt volgens die formule steeds meer in 't voordeel van *Molinia*. Bij een concurrentievoordeel voor één van beide soorten zou deze uiteindelijk de andere geheel verdringen. Helsper e.a. (1983) konkluderden, dat bij herhaalde stikstofgiften (86 kg N/ha.jaar) de groei van *Ericaceae* belemmerd wordt. Een éénmalige dosis, ook al is deze vrij hoog (ook 86 kg N/ha.jaar) heeft juist een stimulerend effect. Dit komt overeen met de konklusies van Heil & Diemont (1983): herhaalde stikstofgiften (≤ 28 kg N/ha.jaar) leiden tot vergrassing, een éénmalige gift niet. Uit dit laatstgenoemde onderzoek blijkt ook, dat naarmate de jaarlijkse N-gift hoger is, het percentage grasbedekking toeneemt. Zelfs bij 7 kg N/ha.jaar wordt al een effect waargenomen.

Het blijkt dus, dat er een duidelijke relatie is aan te geven tussen de stikstofbelasting en de vergrassing van de heide. In de volgende paragraaf wordt ingegaan op de factoren die het optreden van de genoemde effecten beïnvloeden, en op het relatieve belang van deze effecten ten opzichte van andere bedreigingen.

3.3.2 Factoren die het optreden en het relatieve belang van de effecten van NH_x -depositie bepalen

Als eerste is het van belang, onderscheid te maken tussen droge en natte heide, aangezien de voor N-effecten konditionerende factoren hiervoor sterk verschillend zijn.

A. Droge heide (dominante soort *Calluna vulgaris*)

Factoren die het optreden van vergrassing in droge heide beïnvloeden, zijn (o.a.):

- sterfte van de oorspronkelijke vegetatie. Vaak treedt vergrassing op nadat de oorspronkelijke vegetatie over grotere oppervlaktes is verdwenen, bijvoorbeeld door brand, door kevervraat, of door vorstschade. Als oorzaak wordt dan genoemd de tijdelijk grotere N-beschikbaarheid via afgestorven plantemateriaal (Diemont & Heil, 1984). Dit effect is normaal gesproken van tijdelijke aard. Bij een (te) hoge stikstofbelasting vanuit de atmosfeer kan dan de vergrassing permanent worden. Overigens wordt ook een verband gelegd tussen het optreden van kevervraat en N-belasting: de aanwezigheid van heidekevers vertoont een maximum in heidevelden met een N-belasting van ongeveer 40 kg N/ha.jaar (Heil, 1983), zodat daar ook de kans op het optreden van een plaag groter geacht mag worden. Zeer recente waarnemingen doen vermoeden, dat ook de

vorstgevoeligheid van heideplanten beïnvloed wordt door een hoog NH_4^+ -gehalte in de bodem (Roelofs, 1986).

- de aanwezigheid van gras in de oorspronkelijke vegetatie. Wanneer in de oorspronkelijke vegetatie geen gras aanwezig was, zal ook na een keverplaaag geen vergrassing optreden (Diemont & Heil, 1984).
- de ouderdom van de vegetatie. Bij droge hei kent de vegetatie een cyclus van ongeveer 20 jaar. Daarna treedt sterfte op en vervanging door nieuwe heideplanten. Plaggen, brand of kevervraat kunnen deze verjonging over grote oppervlaktes tegelijk laten plaatsvinden. Gebleken is, dat een relatief jonge vegetatie (ca 4 jaar) eerder vergrast bij een bepaalde N-input dan een oudere (ca 10 jaar) (Heil & Diemont, 1983).
- toediening van andere meststoffen (P, K en/of Ca). Gebleken is, dat deze zelfstandige effecten veroorzaken ("vermossing"). Alleen P draagt ook bij tot de vergrassing, niet zo zeer zelfstandig als wel in combinatie met een N-gift (Helsper e.a., 1983; Heil & Diemont, 1983).

B. Natte heide (dominante soort Erica tetralix)

De bij droge heide genoemde factoren zijn bij natte heide van minder belang: er treden niet op grote schaal keverplagen op waardoor de vegetatie over grote oppervlaktes sterft. Bovendien kent de natte heide niet zoals de droge een natuurlijke verjongingscyclus. In natte heide is voorts, in tegenstelling tot in droge heide, altijd een zeker percentage gras aanwezig (*Molinia caerulea*). Tenslotte vindt in natte heide een aanzienlijk hogere denitrifikatie plaats dan in droge, waardoor een gedeelte van de gedeponeerde stikstof weer uit het systeem verdwijnt.

Bij natte heide spelen andere factoren een rol, die ook invloed hebben op het optreden van vergrassing. Van het allergrootste belang is hier de waterhuishouding. Er moet een permanent hoge grondwaterstand zijn, en een zeer goede kwaliteit van het grondwater. Dat betekent, dat het grondwater niet onder invloed mag staan van naburige landbouwgebieden, aangezien anders een ongewenste aanvoer van voedingsstoffen plaatsvindt die de aanvoer via atmosferische depositie verre kan overtreffen. Wanneer dat niet zo is, zoals dat van nature in alle natte heidegebieden het geval is, zal atmosferische depositie wel een relatief belangrijke rol kunnen spelen.

Er is in ombrotrofe, d.w.z. uitsluitend door regenwater gevoede, heidevelden vaak sprake van een schijngrondwaterspiegel: doordat in het bodemprofiel een ondoorlatende laag gevormd is (door inspoeling van ijzerverbindigen) boven de eigenlijke grondwaterspiegel, zakt het regenwater niet weg maar vormt bovenop die laag een eigen waterspiegel. Aantasting van de ondoorlatende laag, bijvoorbeeld door vergraving, doet ook de schijngrondwaterspiegel verdwijnen. Een intakt bodemprofiel is dus van het grootste belang.

In heidevelden waar aanvoer van mineralen via het grondwater plaatsvindt heeft dat, evenals grondwaterstandsverlaging, een verruiging tot gevolg: vergrassing met *Molinia*, of overgang naar

een voedselrijk rietlandentype (Bink, 1984).

Wanneer één van deze twee ingrepen plaatsvinden, zal atmosferische depositie van ammoniak van relatief ondergeschikte invloed zijn.

In het algemeen kan gesteld worden, dat natte heide als type veel meer bedreigd wordt dan droge, vooral door bovengenoemde processen. Daarbij komt nog dat "heidebouw", het kreëren van nieuwe heidevelden, wel mogelijk geacht wordt voor droge hei, maar niet of nauwelijks voor natte, juist vanwege de strenge eisen die dan gesteld worden aan bodemprofiel en waterhuishouding. Dit alles wil niet zeggen, dat daarmee de gevoeligheid voor atmosferische stikstofdepositie ook groter is. Wel, dat de nadruk op het behoud van de resterende natte heide groter zal moeten zijn dan op het behoud van droge heide.

Een faktor die zowel bij droge als bij natte heide zeer zeker het relatieve belang van het optreden van een N-effekt beïnvloedt, is het beheer. Van oudsher heeft het beheer geresulteerd in verschraling door afvoer van plantaardig materiaal. Nu de heide zijn functie in het landbouw-systeem is kwijtgeraakt, is ook dit verschrallend beheer geen vanzelfsprekende zaak meer. Wanneer echter geen sprake is van een dergelijk beheer, zal ook zonder extra toevoer van atmosferische stikstof vergrassing optreden. Volgens Berendse (1985) is inderdaad zelfs in een "schone" situatie een concurrentievoordeel voor *Molinia* t.o.v. *Erica* aanwezig. In vele heidevelden is sprake van een kumulatief effect: door jarenlang achterstallig beheer wordt de tolerantiedrempel voor atmosferische stikstofdepositie verlaagd.

Wanneer men een heideveld als zodanig wil behouden, zal dus een verschrallingsbeheer gevoerd moeten worden. Een dergelijk beheer kan zelfs in zekere mate de effecten van atmosferische stikstofdepositie onderdrukken of vertragen². Bij een te hoge depositie kunnen deze effecten echter niet meer door beheer worden tegengegaan (volgens Roelofs ligt deze grens bij de 40 kg N/ha.jaar).

De invulling van een optimaal beheersplan zal per individueel heideveld moeten geschieden. De gewenste afvoer van mineralen kan o.a. door de volgende maatregelen bereikt worden:

- Plaggen: dit is een zeer arbeidsintensieve, maar wel relatief effectieve maatregel. Er zijn echter ook nadelen aan verbonden, met name voor de fauna. Plaggen kan goed toegepast worden om ernstige vormen van vergrassing te bestrijden. Als standaardbeheersmaatregelen is het minder geschikt.
- Maaien: dit is een algemeen goed bruikbare maatregel, zij het minder effectief verschrallend dan plaggen.
- Branden: dit moet niet te vaak en niet over grote oppervlakten geschieden, en bij natte heide in 't geheel niet. Branden kan toegepast worden bij droge hei, wanneer grootschalige verjon-

² Het is ook mogelijk, dat het beheer niet alleen via de nutriëntenhuishouding werkt, maar ook door veranderde condities t.a.v. lichthuishouding, verjonging enz. Nutriënten spelen echter in elk geval een belangrijke rol.

- ging gewenst is, maar zeker niet als standaardmaatregel.
- Begrazing door schapen: als verschrallende maatregel is dit niet erg effectief. Soms kan het zelfs vergrassing in de hand werken (Helsper e.a., 1983). Wel kan het een goede manier van natuurlijke verjonging zijn in droge heide.
 - Begrazing door koeien wordt wel genoemd als verschrallingsmaatregel voor reeds geheel vergraste heidevelden (Janssen, 1982). In sommige heidevelden lijkt dit een groot succes te zijn: geheel vergraste heidevelden zijn na enkele jaren weer paars bij een veebezetting van ca. 0,5 koe/hektare (AD 26-8-1986).
 - Bijzonder effectief kan een combinatie zijn van éénmalig plaggen en vervolgens begrazen door schapen (Berendse, 1986).

Verdere maatregelen kunnen liggen in de sfeer van: kappen of uittrekken van opslag van bomen; beperking van de ontsluiting; tegengaan van te intensieve recreatie; afdammen van heidevelden om een onafhankelijke waterhuishouding te bewerkstelligen (wordt overigens weinig effectief geacht); uitbannen van alle vormen van groundbewerking; en dergelijke. Dergelijke maatregelen zullen zeker genomen moeten worden om een heideveld als waardevol natuurgebied te behouden. Er is echter geen direct verband met de effecten van NH_x -belasting aan te geven.

3.3.3 Samenvatting

De effecten van NH_x -depositie op heidevelden zijn kort samengevat de volgende:

- a) verzuring: de plaatselijke pH-verschillen verdwijnen en daarmee de plaatselijke variatie in de vegetatie
- b) eutrofiëring: de aan zeer voedselarm milieugebonden soorten verdwijnen, en er treedt vergrassing op.

Factoren die op het optreden van deze effecten van invloed zijn, verschillen voor natte en droge heide. In het algemeen kan gesteld worden, dat bij droge heide de atmosferische N-depositie als bedreigende invloed een zeer belangrijke rol speelt. Bij natte heide zijn aantastingen door wijzigingen in de hydrologie van relatief groter belang. Maar plaatselijk kan ook bij natte heide de atmosferische stikstof-depositie een grote rol spelen.

Bij beide soorten hei is het beheer van het grootste belang. Achterstallig beheer kan er de oorzaak van zijn dat effecten van atmosferische stikstofdepositie bij een veel lager belastingsniveau gaan optreden dan bij voldoende beheer het geval zou zijn. Een aangepast beheer is vereist voor het behoud van zowel natte als droge heide.

3.4 Bossen

De afname van de vitaliteit van de bossen, die zich op grote schaal manifesteert, staat de laatste jaren sterk in de belangstelling. Dit verschijnsel doet zich in geheel Noord- en Midden Europa voor, en eveneens in Canada en de noordelijker delen van de Verenigde Staten. Als voornaamste oorzaak wordt gezien de atmosferische depositie van zure en verzurende stoffen, en met name van SO_2 dat vrijkomt bij de verbranding van fossiele brandstoffen.

De laatste tijd wordt ook aandacht besteed aan de rol van stikstof bij het vitaliteitsverlies van de bossen. In gebieden waar de stikstofdepositie hoog is, is naast verzuring door SO_2 sprake van een op zichzelf staand stikstof-effekt. In Nederland, waar de emissie van ammoniak vanuit de veehouderij plaatselijk buitengewoon hoog is, wordt de aantasting door atmosferische depositie van stikstofverbindingen zelfs overheersend geacht (v. Breemen e.a. 1984; Roelofs e.a. 1984). Maar ook in het buitenland wordt dit effect gekonstateerd, met name in België, delen van de BRD, Denemarken en Zuid Zweden (Nihlgård, 1984; Andersen, 1986; J. Nilsson, 1986). In de komende paragrafen wordt nader ingegaan op dit stikstofeffekt.

3.4.1 Effekten van depositie van NH_x

De effecten van ammoniak op bossen kunnen zich manifesteren op twee manieren: ten eerste als een vitaliteitsverlies van de bomen, en ten tweede als een verandering in de samenstelling van (met name de ondergroei van) de bossen. Aan beide effecten kunnen verschillende mechanismen ten grondslag liggen. Deze mechanismen worden hieronder puntsgewijs besproken. Daarna wordt nader ingegaan op de effecten zelf.

- a) Direkte inwerking van ammoniak: door een hoge concentratie van NH_3 in de lucht kan aantasting plaatsvinden van de naalden of bladeren door de toxische werking van NH_3 , hetgeen kan resulteren in vitaliteitsverlies. Door Van der Eerden e.a. (1981) wordt de relatie gelegd tussen het optreden van een bepaalde NH_3 -concentratie gedurende een minimale, aaneengesloten tijdsduur, en schade aan verschillende naaldhout- en kultuurgewassen. Verder kan schade optreden door aantasting van de waslaag van naalden (Van der Eerden, 1986). Door Roelofs e.a. (1984) wordt gewezen op de uitwisseling van NH_4^+ -ionen met Ca, Mg en K-ionen aan de naalden/bladeren, waardoor er een gebrek ontstaat aan de laatstgenoemde ionen.

De omvang van deze processen is o.a. afhankelijk van:

- de vochtigheidsgraad van de atmosfeer, c.q. de dikte van de vochtlaag op de bladeren: hoe dikker de vochtlaag is, des te hoger is de depositie van NH_x (Adema, 1986).
- de windsnelheid: naarmate de windsnelheid groter is, stijgt de depositiesnelheid van NH_x (Adema, 1986)
- de luchtkoncentratie van NH_3
- de lichtintensiteit: de opname van NH_3 wordt in het donker

sterk geremd (Van Hove, 1986), maar de toxische werking is dan veel groter omdat in het donker geen omzetting tot NH_4^+ plaatsvindt (Van der Eerden, 1986).

- b) Verzuring van de bodem: na depositie van NH_x treedt in de bodem nitrifikatie waardoor zuurvorming plaatsvindt (zie par. 3.1). Bij een niet te hoge belasting kan het zuur in de bodem meestal wel worden gebufferd. In dat geval treedt bodemverwering op, hetgeen afhankelijk van het bodemtype kan leiden tot het vrijkomen van Al-ionen. Wanneer de concentratie van deze ionen in het bodemvocht een toxisch nivo bereikt heeft, doet zich vitaliteitsverlies voor. Hetzelfde geldt voor de ratio van Ca, Mg, en K ten opzichte van Al: wanneer deze te laag wordt, is vitaliteitsverlies van de bomen het gevolg (van Breemen e.a. 1984, Appelo, 1985). Als kritische waarde wordt een Ca+Mg/Alratio van 1 genoemd in de wortelzone (De Vries e.a., 1986).

Bij een sterke zuurbelasting, ofwel een bodem met een geringe of sterk afgenomen buffercapaciteit kan niet alle zuur geneutraliseerd worden. In dat geval treedt pH-daling van de bodem op. Afhankelijk van het bodemtype en het al dan niet optreden van nitrifikatie bij lage pH, zal de bodem-pH dalen, soms zelfs tot beneden pH=3 (van Breemen 1983, Ulrich 1983). Deze pH-daling heeft negatieve gevolgen voor de wortelactiviteit, en voor de voor een optimale wortelwerking noodzakelijke mycorrhiza's. Ook hiervan is vitaliteitsverlies van de bomen het gevolg.

Deze processen treden voornamelijk op in mineraalarme zandbodems met een beperkte buffercapaciteit. Op veen- en kleigrond zal dit proces van pH-daling veel langzamer verlopen.

- c) Verminderde opname van kationen: ook wanneer geen omzetting van NH_x tot nitraat plaatsvindt en dus geen verzuring optreedt, kan toevoeging van NH_x schadelijk zijn en de vitaliteit van de bomen aantasten. Dit kan via twee processen verlopen:

1. Volgens Roelofs (1984) hecht NH_4^+ zich (i.t.t. NO_3^-) aan het bodemadsorptiecomplex en verdringt daarbij andere ionen, met name Ca, Mg en K. Bij een bepaalde verhouding van NH_4^+ t.o.v. Ca, Mg en K in de bodem (genoemd wordt een ratio NH_4/K of NH_4/Mg van meer dan 5) gaan gebreksverschijnselen optreden, waarvan (alweer) vitaliteitsverlies het gevolg is³.

2. Nihlgård (1984) beschrijft, hoe een N-gehalte in de bodem dat zo hoog is dat N niet langer beperkend is, leidt tot een ongelimiteerde N-opname. Het gevolg hiervan is een extra groei van de bomen. De opname van andere ionen (m.n. alweer Ca, K en Mg) blijft dan echter achter, ook al zijn deze in voldoende mate in de bodem aanwezig. Ook via deze weg ontstaan gebreks-

³ Een depositie van 2500 mol $\text{NH}_x/\text{ha.jaar}$ zou dit effect reeds op korte termijn (enkele jaren) veroorzaken. Maar ook een lagere depositie zal op langere termijn hetzelfde effect hebben.

verschijnselen en daardoor vitaliteitsverlies.

Ook Rehfuess (1983) konstateert in de BRD bij minder vitale bomen een verhoogde N- en een verlaagde K-opname, hetgeen het gevolg kan zijn van beide bovengenoemde processen.

In sommige bodems is een toename van de pH gekonstateerd in de diepere lagen, veroorzaakt doordat bij een preferente opname van NH_4^+ meer uitspoeling van NO_3^- optreedt naar de diepere lagen. Deze pH-stijging zou enerzijds een positief effect kunnen hebben door een verminderde sterfte van mycorrhiza's, maar anderzijds een negatief effect via een remming van de Fe- of Mo-opname. Hierover bestaat echter nog zeer veel onzekerheid (Oterdoorn, 1986).

Evenals het onder b) genoemde doen ook deze processen zich vooral voor op mineraalarme, kalkarme zandbodems, en niet of in veel mindere mate op veen- of kleigrond.

- d) Eutrofiëring (sensu stricto): door een verhoogd N-gehalte in de bodem veranderen de concurrentieverhoudingen tussen verschillende plantesoorten, waardoor veranderingen optreden in de samenstelling van de vegetatie. Hoog-productieve soorten zullen toenemen ten koste van de minder produktieve soorten. Dit proces doet zich voor op alle voedselarme bodems.

Uit bovenstaande blijkt al, dat de beide genoemde optredende effecten op de vegetatie -vitaliteitsverlies en veranderingen in de samenstelling van de vegetatie- het gevolg kunnen zijn van meer dan één van de besproken processen. Het is daarom ook bijzonder moeilijk hiertussen een scheiding aan te brengen.

Het vitaliteitsverlies van bossen uit zich o.a. in de volgende verschijnselen:

- bruin worden/uitvallen van naalden
- verminderde groei (bij specifieke N-aantasting vaak voorafgegaan door een verhoogde groei)
- grotere gevoeligheid voor windworp door een slechtere kwaliteit van het wortelsysteem
- grotere gevoeligheid voor vorst door verminderde afrijping in het najaar
- grotere gevoeligheid voor ziekten en plagen door een algehele vermindering van de weerstand
- grotere gevoeligheid voor schimmelinfecties door verminderde weerstand en door een verhoogd N-gehalte resp. een verhoogde N/K ratio in de boom.
- sterfte.

Volgens het vitaliteitsonderzoek van Staatbosbeheer (1985) is ruim de helft van de Nederlandse bossen te karakteriseren als niet of minder vitaal, een verslechtering ten opzichte van het jaar daarvoor. Als oorzaken worden genoemd: de weersomstandigheden (koude winter na zacht najaar); insektenplagen (met name bij eik); maar vooral een grote uitbreiding van de in 1982 voor het eerst in Nederland gekonstateerde schimmelaantasting door Sphaeropsis. Deze schimmel richt vooral in de naaldbossen in

Oost- en Midden Brabant en Noord-Limburg zeer grote schade aan. Zoals blijkt uit bovenstaand lijstje, kunnen deze verschijnselen in principe allemaal worden verklaard door belasting met luchtverontreinigende stoffen. In het vitaliteitsonderzoek van 1984 wordt dit ook gedaan: gekonkludeerd wordt dat luchtverontreiniging als achterliggende oorzaak naar alle waarschijnlijkheid een bepalende rol speelt bij de vitaliteitsachteruitgang. Op de vraag via welk mechanisme dit plaatsvindt, wordt niet ingegaan.

De verandering in soortensamenstelling door eutrofiëring uit zich als eerste in de ondergroei. Er kan vergrassing optreden: verdringing van de oorspronkelijke vegetatie door één of enkele grassoorten. Ook kunnen soorten die aan voedselarm milieu gebonden zijn, plaatsmaken voor soorten van een voedselrijker milieu. In extreme gevallen kan een ondergroei ontstaan die bestaat uit brede stekelvaren of brandnetel en enkele akkeronkruiden zoals zwarte nachtschade, muur en akkerdistel, alle echte N-indicatoren (Janssen, 1983; Londo, 1982).

In de struiklaag kan in diverse opstanden een sterke toename worden gekonstateerd van Amerikaanse vogelkers (Janssen, 1982). Over veranderingen in samenstelling van de boomlaag als gevolg van NH_x -belasting is weinig bekend. Wel wordt aangegeven, dat bepaalde zeer voedselarme bostypen (grove den met korstmossen op zeer arme zandgrond) o.i.v. stikstofbelasting langzamerhand overgaan in een ander type bij uitblijven van menselijk ingrijpen. Dit zou echter ook zonder extra N-toevoer uiteindelijk gebeuren (Bink, 1984). Zie ook paragraaf 3.4.2.

Ook verzuring van de bodem, dwz pH-daling, kan veranderingen in de soortensamenstelling veroorzaken. Soorten die geen lage pH kunnen verdragen, zullen verdwijnen; acidofiele soorten blijven over, of kunnen verschijnen resp. zich uitbreiden. Overigens kan ook vitaliteitsvermindering een verandering in de soortensamenstelling van de ondergroei met zich meebrengen, doordat door de ijlere kroon veel meer licht de bodem bereikt. We zien dan een verschuiving van echte bosplanten naar een meer lichtminnende vegetatie.

In bossen die voor beide typen effecten gevoelig zijn, zal vermoedelijk het vitaliteitseffekt gewoonlijk overheersen, dat wil zeggen reeds bij lagere N-belasting optreden dan de soortensamenstellingsverschuiving door eutrofiëring. Voor het vitaliteitseffekt worden kritische depositiewaarden genoemd van 20 à 25 kg N/ha.jaar (de Vries e.a., 1986). Volgens de nota van de Werkgroep Voedingsstoffenhuishouding van bossen aan het SBB (1986) zal bij een aanvoer van < 30 kg N/ha.jaar geen vitaliteitsverlies optreden. Eutrofiëringseffecten in de zin van wijzigingen in de soortensamenstelling door veranderde concurrentieverhoudingen zullen in bossen op dat depositienivo nog geen rol van betekenis spelen.

Dit betekent niet, dat deze effecten verwaarloosd moeten worden: in bossen die geen vitaliteitsaantasting vertonen, met name bossen op veengrond, kan eutrofiëring wel degelijk een belangrijk effect kan zijn.

Allerlei factoren kunnen van invloed zijn op het optreden van de

genoemde effecten. Hierop wordt ingegaan in de volgende paragraaf.

3.4.2 Factoren die het optreden en het relatieve belang van de effecten van NH_x -depositie bepalen

Factoren die het optreden van N-effecten beïnvloeden zijn o.a.:

- bodentype: vitaliteitsafname, via welk proces dan ook, vindt vooral plaats in bossen op kalkarme, voedselarme zandgronden. Eutrofiëringseffecten kunnen zich voordoen op alle voedselarme gronden: ook op veengrond en op kalkrijke zandgrond.

- waterhuishouding: deze kan op verschillende manieren van invloed zijn. Ten eerste kan in een extreem vochtig/natte situatie de denitrifikatie hoog zijn, zodat een deel van de toegevoegde stikstof weer uit het systeem verdwijnt.

Ten tweede kan bij een hoge grondwaterstand de aanvoer van nutriënten via het grondwater al aanzienlijk zijn. Atmosferische depositie zal dan relatief minder bijdragen tot de totale N-input dan in drogere bossen. (Dit is met name van belang voor de ondergroei; op bomen is dit niet van toepassing).

Ten derde is gebleken, dat op plaatsen met een "ongunstige vochtvoorziening" (periodiek optredend vochttekort) de vitaliteits aantasting groter is dan op plaatsen met een goede vochtvoorziening (SBB, 1985).

- samenstelling van de bovengroei: naaldbomen zijn gevoeliger dan loofbomen wanneer wij spreken over het vitaliteitseffect.

- mate van ontwikkeling van het bos: een wat ouder bos heeft meestal een waardevollere ondergroei dan een heel jong bos. Vooral eutrofiëring kan hier dus in beginsel meer schade aanrichten (RIN, 1984).

Ook de ouderdom van de bomen zelf is van belang, maar meer voor het optreden van vitaliteitsverlies: bomen die jonger zijn dan 40 jaar vertonen opvallend weinig vitaliteitsverlies. Tussen 60 en 100 jaar is het vitaliteitsverlies het hoogst (Nas, 1985).

Van het allergrootste belang bij bossen is het beheer. In productiebossen zal het beheer zijn gericht op een zo groot mogelijke houtopbrengst. Daarbij wordt weinig of geen rekening gehouden met natuurwaarden of potentiële natuurwaarden. Alleen het vitaliteitseffect zal hier dan ook van belang geacht worden.

In bossen die (mede) een natuurbehoudsdoelstelling hebben, ligt dat anders. Hoewel ook deze bossen vaak weinig "natuurlijk" zijn, zal hier meer aandacht worden gegeven aan de erin voorkomende (potentiële) natuurwaarden en zal naast de vitaliteit van de bomen ook aan de samenstelling van de ondergroei belang gehecht worden.

Diverse beheersmaatregelen kunnen van invloed zijn op het optreden van N-effecten. O.a.:

- afvoer van organisch materiaal: in productiebossen vindt dit automatisch plaats, maar ook in meer natuurlijke bossen is het mogelijk dit als verschalingsbeheer in te stellen (de Molenaar, 1982). Dit werkt echter niet speciaal N-verarmend:

- alle nutriënten zijn uiteindelijk in mindere mate beschikbaar. Als maatregel om speciaal de verschijnselen van N-belasting tegen te gaan is afvoer van organisch materiaal niet zinvol.
- begrazing: dit kan de nutriëntenkringloop in een bos versnellen en tegelijkertijd een dunnere strooisellaag veroorzaken. Vooral dit laatste kan als gunstig beschouwd worden, omdat één effect van N-belasting, namelijk een dikkere strooisellaag, erdoor wordt tegengegaan. Of begrazing in alle bossen een geschikte maatregel is, is echter zeer de vraag (Drenth & Oosterbaan, 1984).
 - maatregelen specifiek gericht op vitaliteitsbehoud/herstel: experimenten met betrekking tot dergelijke maatregelen zijn op dit moment gaande. O.a. worden proeven gedaan met K- en Mg-bemesting en met de specifieke rol van de bosrand bij de interceptie van atmosferische depositie. De effectiviteit van deze maatregelen is voorlopig nog onbekend (mond. med. Hendriks en Den Boer, Staatsbosbeheer), maar zij moeten gezien worden als interim-oplossingen om de vitaliteit niet verder achteruit te laten gaan totdat een aanvaardbaar N- of H⁺-depositienivo bereikt kan worden (nota Werkgroep Voedingsstoffenhuishouding van Bossen, 1986).

In bossen die aangeplant zijn op verarmde grond (voormalige heidegebieden of stuifzand) vindt van nature een verrijking met voedingsstoffen plaats door het zg. retrofiëringseffect: bomen halen met de wortels de naar een diepere laag uitgeloopte voedingsstoffen weer omhoog. Deze verrijking met voedingsstoffen is zeker niet ongewenst te noemen. Het gaat hierbij echter niet zozeer om stikstof, maar vooral om fosfaat en calcium. Een (te hoge) stikstofdepositie heeft daarom ook in het geval van de van nature rijkere wordende bosesystemen een schadelijke werking.

3.4.3 Houtwallen

In principe hoeft er geen onderscheid gemaakt te worden tussen bossen en houtwallen, aangezien deze laatste te beschouwen zijn als stroken bosrand. De plantesoorten die er worden aangetroffen zijn in principe dan ook bos- en vooral bosrandplanten.

Er zijn twee redenen om houtwallen toch als een aparte categorie te behandelen.

Ten eerste is er, bij een gelijke aanvoer van stikstof via de lucht, in houtwallen gemiddeld een veel hogere depositie te verwachten dan in bossen. Houtwallen fungeren immers als bosrand. Bekend is dat aan de bosrand de depositie vele malen hoger kan zijn dan in het achterliggende bos.

Ten tweede worden houtwallen, i.t.t. bossen, ernstig bedreigd door allerlei landbouwkundige activiteiten zoals kap, ontwatering, bemesting, begrazing, betreding en verwaarloosd beheer.

Er zal in dit rapport bij de typologie en keuze van de effectvariabelen verder geen onderscheid gemaakt worden tussen bossen en houtwallen. De twee genoemde redenen kunnen ertoe leiden, dat bij de beoordelingsprocedure ten aanzien van de effecten van NH_x-depositie de houtwallen weer wél als een aparte categorie be-

schouwd worden.

3.4.4 Samenvatting

De effecten van NH_x -depositie op bossen komen tot stand via verschillende mechanismen:

- a) direkte inwerking van NH_3
- b) verzuring
- c) remming van de kationenopname
- d) eutrofiëring (in strikte zin).

Zij manifesteren zich hoofdzakelijk in twee typen effecten:

- 1) vitaliteitsverlies van de bomen
- 2) wijziging van de soortensamenstelling, met name in de ondergroei.

Factoren die van invloed zijn op het optreden van de verschillende effecten, zijn o.a. het bodemtype, de waterhuishouding, de mate van ontwikkeling en de leeftijd, de soortensamenstelling, en het beheer. Van overheersend belang is de doelstelling die van toepassing is op een bepaald bos.

Atmosferische depositie van stikstof speelt bij de vitaliteitsafname van de bossen in Nederland vermoedelijk een overheersende rol. Als effect zal de verschuiving in soortensamenstelling vaak, maar niet altijd, minder belangrijk zijn.

Houtwallen worden bij de typologie en bij de keuze van de effectvariabelen niet als aparte categorie onderscheiden.

3.5 Veengebieden

Veengebieden worden onderscheiden in twee categorieën: laagvenen, waarbij de veenlaag onder invloed van het grond- of oppervlaktewater staat, en hoogvenen die voor hun watervoorziening uitsluitend afhankelijk zijn van de neerslag.

Laagvenen komen vooral voor in de lage gedeeltes van Nederland. In dit hoofdstuk zijn alleen de laagveenmoerasgebieden aan de orde. Over het algemeen zijn deze matig tot vrij voedselrijk. Zij worden bedreigd door allerlei factoren, zodat zij over 't algemeen sterk in waarde achteruitgaan. In reservaatssituaties zijn nog wel waardevolle laagveenmoeraslevensgemeenschappen aan te treffen.

Hoogvenen, uitsluitend in het oosten en zuiden van ons land voorkomend, vormen een nog veel ernstiger bedreigde categorie, zowel binnen Nederland als ook daarbuiten. Aktief hoogveen is in ons land niet meer te vinden. De meeste hoogvenen zijn te beschouwen als afgetakeld door diverse oorzaken, waarvan ontwatering en verdroging de voornaamste zijn. Er zijn nog enkele plaatsen met zogenaamd rustend hoogveen, dat weliswaar niet aktief is maar ook niet aftakelend. Rustend hoogveen kan eventueel voor regeneratie in aanmerking komen.

In hoeverre atmosferische N-depositie een bijdrage levert aan de achteruitgang van de veengebieden, wordt bekeken in de volgende paragrafen.

3.5.1 Effekten van depositie van NH_x

In hoogveenbodems zal omzetting van NH_4^+ tot NO_3^- geen rol van betekenis spelen. Verzuring hoeft dus niet verwacht te worden. Wel kan NH_x in het voedselarme milieu van hoogvenen eutrofiërend werken. Evenals bij heidevelden geldt ook hier, dat de soorten van een extreem voedselarm milieu, die kenmerkend zijn voor hoogveengebieden, ammonium als stikstofbron prefereren boven nitraat. Depositie van NH_x werkt dus sterker eutrofiërend dan een even hoge nitraatbelasting (Havill e.a., 1974; Roelofs e.a., 1984). Ook in laagveenmoerasgebieden kan eutrofiëring optreden door NH_x -depositie, hoewel zij om een aantal redenen, die in de volgende paragraaf worden besproken, hiervoor minder gevoelig zijn dan hoogvenen.

Door eutrofiëring kunnen soorten die gebonden zijn aan een voedselarm milieu, verdwijnen. Een aantal specifieke hoog- en laagveensoorten gaan op dit moment binnen Nederland sterk achteruit. Daarnaast kan, evenals bij heide, vergrassing optreden: de voedselarme veen-levensgemeenschappen worden steeds meer verdrongen door diverse sneller groeiende grassoorten. Dit verschijnsel wordt in hoogvenen, maar ook in voedselarme laagveenvegetaties, op grote schaal waargenomen.

Belasting met nutriënten kan een van de oorzaken zijn van de waargenomen aftakeling van de Nederlandse veengebieden. Andere

oorzaken zijn naar alle waarschijnlijkheid echter belangrijker. Hierop wordt ingegaan in de volgende paragraaf, waarin een poging wordt gedaan het relatieve belang van N-depositie aan te geven ten opzichte van andere bedreigende invloeden.

3.5.2 Factoren die het optreden en het relatieve belang van de effecten van NH_x -depositie bepalen

Er moet onderscheid gemaakt worden tussen hoog- en laagveengebieden, aangezien er grote verschillen zijn in enerzijds de inwerking van atmosferische N-depositie en anderzijds de overige factoren die bedreigend zijn voor de konditie van de gebieden.

A. Hoogveen

In principe zijn hoogveengebieden uiterst kwetsbaar voor atmosferische nutriëntendepositie, ten eerste door hun extreem oligotroof karakter, en ten tweede doordat atmosferische aanvoer in deze gebieden de enige aanvoer is.

Voor de reeds genoemde grootschalige aftakeling van hoogveengebieden worden echter andere oorzaken als belangrijkste genoemd:

- afgraving in het verleden. Dit heeft, zeker in Nederland, de hoogveengebieden over grote oppervlakten verwoest. Maar ook de restanten worden nog steeds ernstig bedreigd.
- ontwatering. Hierdoor ontstaat uitdroging van het veen met als gevolg een verruiging van de vegetatie via een verhoogde mineralisatie: verdwijnen van hoogveenplantesoorten en overgroeiing met gras, i.c. *Molinia*. Veenontwatering treedt automatisch op bij ontwatering van de omringende gebieden. Dit is een zeer veel voorkomende maatregel in landbouwgebieden, zodat een groot deel van de veenrestanten hiermee te maken heeft.

De hoeveelheid nutriënten die via de atmosfeer wordt toegevoerd, is gewoonlijk veel minder dan de hoeveelheid die beschikbaar komt bij mineralisatie door ontwatering.

Mogelijke andere oorzaken zouden kunnen zijn:

- belasting met nutriënten. Hieronder valt dus ook de atmosferische N-depositie. In het algemeen wordt echter aangenomen, dat bij de nutriëntenbeschikbaarheid vooral fosfaat beperkend is (Westhoff e.a. 1973). Toevoeging van stikstof zou in dat geval geen verschil maken.
- klimaatveranderingen: het is bekend dat tijdens het ontstaan van de Nederlandse hoogveengebieden er een iets warmer en vochtiger klimaat heerste (Westhoff e.a. 1973). Mogelijk zou het tegenwoordige klimaat te droog zijn om hoogveenvorming toe te laten. Dit zou tegelijkertijd een verklaring zijn waarom regeneratiepogingen mislukken⁴ en waarom ook elders in Europa, waar geen afgraving of ontwatering heeft plaatsgevonden, hoogveengebieden aftakelen. Aan de andere kant wordt ook in

⁴ De enige plaats in Nederland waar nu wel succes lijkt op te treden, ligt in Drente, waar het neerslagoverschot het hoogst is (mond. med. Winterman, SBB).

Ierland, waar het neerslag overschot veel groter is dan in Nederland, op grote schaal aftakeling van veengebieden gekonstateerd.

Kortom: het is zeker niet uitgesloten dat het huidige klimaat niet bevorderlijk is voor veengroei. Er is echter geenszins sprake van een duidelijk verband.

Er is voor hoogveengebieden geen sprake van een optimaal beheer. Wanneer de omstandigheden goed zijn, is niets doen het beste beheer; onder ongunstige omstandigheden kan geen beheersmaatregel de schade beperken (Bink, 1984). Dat betekent, dat eventuele eutrofiëringseffekten ook niet door bepaalde verschromelende maatregelen zouden kunnen worden tegengegaan.

B. Laagveen

Laagveengebieden kunnen om drie redenen minder kwetsbaar geacht worden voor atmosferische depositie dan hoogveengebieden: Ten eerste zijn zij minder voedselarm van karakter, gewoonlijk zelfs vrij voedselrijk. Ten tweede staan zij onder invloed van het grondwater. Via het grondwater vindt aanvoer van nutriënten plaats, die de atmosferische depositie gewoonlijk overtreft. Ten derde zijn zij gelegen in gebieden waar niet of nauwelijks IVH bedreven wordt, zodat bedreiging van die zijde momenteel niet aanwezig is.

De grootste bedreiging voor de meer voedselarme laagveenmoeraslevensgemeenschappen is op dit moment de aanvoer van nutriënten via het grondwater.

Door waterstandsverlaging t.b.v. landbouw of drinkwatervoorziening is het vaak nodig om 's zomers water van buitenaf in te laten. Dit water is altijd anders van samenstelling en gewoonlijk veel voedselrijker dan gebiedseigen water, waardoor de oorspronkelijk aanwezige plantengemeenschappen soortenarmer worden of plaats moeten maken voor andere. Ook kan uitspoeling van meststoffen vanuit omringende landbouwgebieden plaatsvinden, met hetzelfde effect (Barendregt e.a., 1985). Daarnaast is ook het veranderde grondwaterregime op zichzelf van invloed op de soortsamenstelling.

Atmosferische NH_x -depositie speelt, zoals reeds eerder opgemerkt, op dit moment in feite geen rol bij de aantasting van laagveengebieden. Mogelijk zou dat in de toekomst, bij vestiging van IVH-bedrijven in laag-Nederland, anders kunnen worden. Maar ook dan nog zal bij grondwaterafhankelijke levensgemeenschappen het NH_x -effect veelal overschaduw worden door nutriënten-aanvoer via het water.

Een uitzondering op deze situatie ontstaat, wanneer de vegetatie zijn grondwaterafhankelijkheid verliest en in meer of mindere mate ombrotroof wordt. Dit is o.a. het geval in de zogenaamde trilvenen die er vooral in de NW-Overijsselse natuurgebieden nog wel zijn, en plaatselijk ook in de moerasvenen die ontstaan bij de verlanding van laagveenmoerassen in diverse plassenreservaten. Er is hier als het ware sprake van een overgangsstadium naar hoogveen, waarbij de voedselrijkdom afneemt en de gevoeligheid

voor atmosferische depositie groter wordt (Bink, 1984).

De begroeiing van deze trilveen- en verlandingsgebieden is meestal schraalgrasland-achtig. Er is dan ook een vergelijkbaar beheer mogelijk, dat het schrale karakter kan bevorderen. Naarmate de voedselarmoede toeneemt, gaat de begroeiing een steeds hoogveenachtiger karakter krijgen. Deze gebieden nemen als het ware een tussenpositie in tussen hoogveen/natte heide enerzijds en drassige schraalgraslanden anderzijds.

3.5.3 Samenvatting

Atmosferische NH_x -depositie kan in beginsel op veengebieden eutrofiërend werken, waardoor

- a) soorten en levensgemeenschappen van (extreem) voedselarm milieu verdwijnen
- b) vergrassing optreedt

Bij het optreden van deze effecten speelt NH_x in de praktijk slechts een zeer beperkte rol. Andere factoren, zoals afgraving, waterstandsverlaging en aanvoer van nutriënten via het grondwater (dit laatste alleen in laagveenmoerassen) overschaduwden het eventuele effect van NH_x uit de atmosfeer. Voor laagveengebieden geldt bovendien, dat op dit moment geen hoge NH_x -deposities vanuit de intensieve veehouderij plaatsvinden. In theorie is het echter zeer waarschijnlijk, dat atmosferische NH_x -depositie een nadelig effect op veengebieden kan hebben.

3.6 Grasland

Het verdwijnen van plantesoorten uit grasland is al jarenlang een bekend verschijnsel. Met name de voedselarme graslandreservaten hebben hieronder sterk te lijden, maar ook in agrarische gebruikt grasland kan dit verschijnsel worden waargenomen. Er is in de agrarische graslanden een algemene nivellering gaande, waarbij slechts enkele typen overblijven, zeer soortenarm en gedomineerd door een zeer beperkt aantal grassoorten.

Als voornaamste oorzaak voor deze vanuit natuurbehoud zeer ongewenste ontwikkeling wordt de intensivering in de landbouw gezien. Alle maatregelen die genomen worden om de produktie steeds op te voeren leiden gezamenlijk tot een steeds groter verlies aan plantesoorten. Daarnaast is het negatieve effect op de weidevogelstand een bekend effect. Ook de graslandreservaten hebben daar indirect onder te lijden door veranderingen in het grondwaterregime en aanvoer van nutriënten van buitenaf.

Wat de effecten zijn van stikstofbelasting, en welke rol dit speelt in de algehele achteruitgang van de graslanden, wordt in de komende paragrafen getracht te verhelderen.

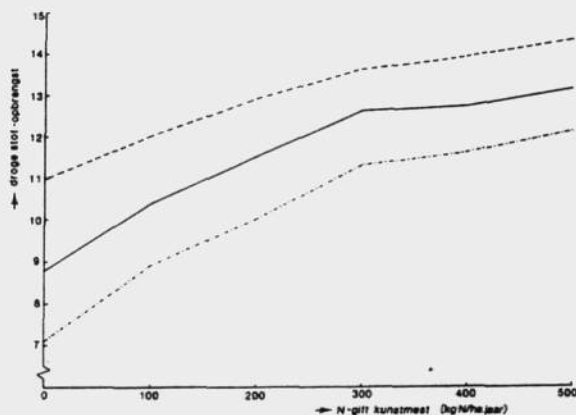
3.6.1 Effecten van depositie van NH_x

De effecten van stikstofbemesting op grasland worden al lange tijd bestudeerd. Stikstof die via de atmosfeer wordt toegediend, heeft in principe dezelfde effecten. Genoemd kunnen worden:

a) Verhoging van de graslandproduktie

In agrarisch gebruikt grasland is er een duidelijke relatie tussen stikstofgift en graslandproduktie. Onderstaande grafiek laat dit zien:

Figuur 1 Relatie tussen stikstofgift en droge stof-opbrengst in kultuurgrasland



Bij niet al te hoge N-giften is de relatie vrijwel rechtlijnig. Bij hoge N-giften (>300 kg N/ha.jr) wordt echter de meer-opbrengst per eenheid extra N steeds minder.

De gegevens zijn gebaseerd op een tienjarig onderzoek in graslanden op verschillende bodemtypen.

NB Deze grafiek is alleen van toepassing op agrarisch grasland en geldt niet voor de meer natuurlijke graslandtypen.

Op de x-as staat alleen de kunstmest-N-gift aangegeven. Daarnaast is er nog een rundvee-mestgift

bron: Van Steenberg (1977)

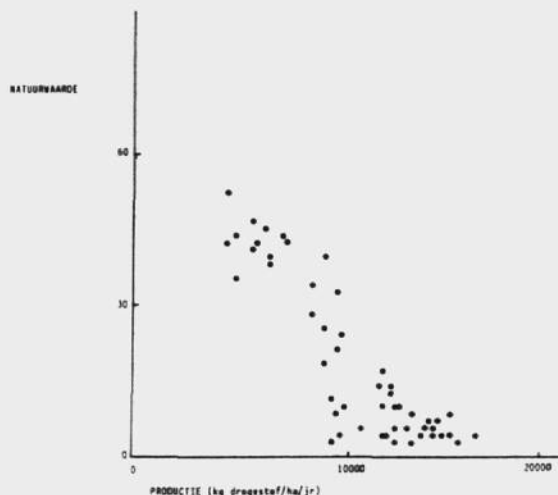
van onbekende grootte, waardoor bij de waarden op de x-as eigenlijk nog een bepaalde waarde moet worden opgeteld.

Bij graslanden die als natuurgebied beheerd worden, is dit verband veel minder duidelijk, omdat in veel gevallen stikstof hier niet de beperkende faktor vormt.

b) Verdwijnen of afnemen van soorten van een voedselarm milieu
 Naast talloze kwalitatieve beschrijvingen zijn er ook enkele meer kwantitatief opgezette onderzoeken die dit aangeven. Bekend is o.a. het onderzoek van Kruijne e.a. (1967), waarbij, op grond van het voorkomen in een gedeelte van een groot aantal verschillende graslanden, aan individuele plantesoorten een voedselrijkdomindicatie wordt toegekend. Ook het onderzoek van Clausman (1985) heeft een dergelijk doel, waarbij aan elke plantesoort (o.g.v. zijn voorkomen in de Zuid Hollandse graslanden) een optimum en een tolerantiewaarde voor N-belasting wordt toegekend. De Ellenberg-N-getallen (Ellenberg, 1974) zijn daarmee vergelijkbaar, maar zijn niet kwantitatief onderbouwd. Melman e.a. (1985) hebben getracht een verband te leggen tussen de N-gift en de voedselrijkdomindicatie van de vegetatie als geheel (bepaald op verschillende manieren). Gekonkludeerd wordt, dat deze relatie weliswaar niet op een voor voorspellingen relevante wijze geoperationaliseerd kan worden maar toch wel degelijk aanwezig is. Een veel duidelijker verband wordt echter aangetroffen tussen de graslandopbrengst en de voedselrijkdomindicatie.

c) Vermindering van de soortenrijkdom
 Diverse onderzoeken tonen een verband aan tussen soortenrijkdom en N-belasting. Dit verband blijkt niet, zoals misschien verwacht zou kunnen worden, uitsluitend negatief te zijn, maar vertoont het verloop van een optimum-kurve. Volgens Al-Mufti e.a. (1977) is er een optimum bij een droge stof-opbrengst van ca. 5 ton/ha. Bij dit onderzoek zijn niet alleen grasland-achtige, maar ook bos-vegetaties betrokken. Vermeer en Berendse (1983) hebben een op dezelfde theoretische overwegingen gebaseerd onderzoek gedaan in een aantal Nederlandse graslandachtige vegetaties en komen tot eenzelfde optimum-kurve. In dit onderzoek wordt het optimum echter aangetroffen bij een opbrengst van 4,25 ton droge stof/ha. Ook Klinkhamer e.a. (1985) vinden een dergelijk optimum-verband in duingraslanden. Willems (1980) heeft een soortgelijk onderzoek gedaan in kalkgraslanden. In deze beide studies ligt het optimum ongeveer bij een opbrengstgrootte van 3 ton droge stof per hectare per jaar. Bij een grotere, maar ook bij een geringere opbrengst dan de genoemde optimum-waarden is verlies aan soortenrijkdom te verwachten. Opbrengsten van een dergelijke hoogte zijn ongeveer te verwachten in schraalgraslanden. Extra N-depositie zal dus in de meeste gevallen tot verlies aan soortenrijkdom leiden. (Overigens is niet in alle gevallen een zo groot mogelijke soortenrijkdom de meest wenselijke situatie. Dit hangt af van het type natuurgebied en de beheersdoelen die men eraan heeft toegekend.)

Figuur 2 Relatie tussen de droge stof-productie en de natuurwaarde (volgens Clausman en Van Wijngaarden) van graslanden



Bron: Melman e.a., 1985.

In het genoemde onderzoek van Melman e.a. (1985) wordt verband gelegd tussen de opbrengst en de natuurwaarde van graslanden. Nevenstaande grafiek laat dat zien: het verband is sterk negatief. De natuurwaarde is gedefinieerd volgens Clausman en van Wijngaarden (1984) en is gebaseerd op diversiteit, zeldzaamheid en achteruitgang van de voorkomende plantesoorten. In deze grafiek is geen sprake van een optimum. Dit laat zien, dat de natuurwaarde niet hetzelfde is als de soortenrijkdom. Er zijn echter geen graslanden met een opbrengst van minder dan 5 ton/ha bij het onderzoek betrokken.

Het optreden van de genoemde drie effecten wordt beïnvloed door een aantal factoren. Daarbij wordt ook bij grasland de achteruitgang mede aan andere factoren dan de atmosferische N-belasting toegeschreven. Hierop wordt ingegaan in de volgende paragraaf.

3.6.2 Factoren die het optreden en het relatieve belang van de effecten van NH_x -depositie bepalen

De omvang van het optreden van N-effecten wordt in meer of mindere mate beïnvloed door een aantal factoren:

- bodemtype: een bepaalde N-gift heeft op zandgrond een enigermate geringer effect op de opbrengst dan op veen of klei (ca 6% minder opbrengst (Van Steenberg 1977)). Dit geldt zowel voor agrarisch als voor meer natuurlijk grasland.
- zuurgraad: de pH van de bodem heeft een duidelijk effect op de graslandopbrengst: hoe lager de pH, des te lager ook de opbrengst bij een standaardmestgift (Rauw, 1976; Vermeer & Berendse, 1983)
- vochttoestand van de bodem: een landbouwkundig optimum wordt bereikt bij een "goede" vochtvoorziening, niet te nat en niet te droog. In droge grond is de opbrengst bij gelijke N-gift in verhouding ca 15% minder dan bij "normaal". In natte gronden is er een opbrengstverlies van ca 20% (Van Steenberg, 1977). Bij droge gronden zal vocht vaak de beperkende factor vormen. Daarnaast speelt waarschijnlijk de verhoogde uitspoeling een rol. Bij natte gronden zullen afspoeling en denitrifikatie, alsmede een mindere wortelactiviteit vooral in het voorjaar,

van invloed zijn. In de praktijk worden de schraalste graslanden dan ook aangetroffen op natte of juist op zeer droge gronden.

In graslandreservaten heeft een waterstandsverlaging een grote invloed op de N-mineralisatie. Grootjans e.a. (1985a) constateren in een ontwaterd *Calthion palustris*-grasland een 5x zo hoge N-beschikbaarheid (290-450 kg N/ha.jaar) als in een niet-ontwaterd (20-90 kg N/ha.jr.). Atmosferische depositie zal slechts in uitzonderingsgevallen een omvang bereiken die vergelijkbaar is met eerstgenoemde waarden.

- gebruiksintensiteit: op een agrarisch gebruikt grasland, dat normaal bemest wordt, zal atmosferische N-depositie niet of nauwelijks van invloed zijn. Dit zal pas een rol gaan spelen bij licht of niet bemeste graslandreservaten of beheersgebieden.

Als factoren die naast N-belasting een bedreiging vormen voor graslanden, kunnen genoemd worden:

- de waterhuishouding van het grasland. Om een hoge graslandproductie te halen, moet (naast een hoge bemesting) ook een landbouwkundig optimale waterhuishouding gevoerd worden: een goede vochtvoorziening 's zomers en juist een lage waterstand in het vroege voorjaar. Hiervoor is gewoonlijk vroeg in het voorjaar een sterke waterstandsverlaging vereist en 's zomers inlaat van water van elders. Beide handelingen hebben een verhogend effect op de nutriëntenbeschikbaarheid.
- de gebruiksintensiteit en waterhuishouding van het omringende gebied. Dit speelt een rol bij graslandreservaten, waar het beheer gericht is op verschraling of behoud van een aan voedselarm milieu gebonden vegetatie. Wanneer in het gebied ontwatering plaatsvindt, wordt ook het reservaat ontwaterd, waardoor de gewenste situatie ten aanzien van vochtvoorziening en nutriëntenbeschikbaarheid verstoord wordt. Bovendien kan door bemesting van omringende graslanden via uitspoeling aanvoer van nutriënten met het grondwater plaatsvinden. Deze effecten spelen vermoedelijk een bepalende rol bij de voortschrijdende aftakeling van de blauwgraslandreservaten (Grootjans e.a., 1985b).

Het beheer is van groot belang, met name voor de graslandreservaten. In voedselarme graslanden zal veelal een verschralingsbeheer gevoerd worden, gericht op afvoer van mineralen. Dit kan gebeuren door niet of slechts beperkt te bemesten en het maaisel af te voeren. Beweiden, hooien en plaggen zijn alle drie bruikbare verschrallende maatregelen in oplopende volgorde van effectiviteit. Ze kunnen in verschillende situaties worden toegepast, afhankelijk van de beheersdoelstelling voor het betreffende grasland (Veldman, 1983). Hierbij zijn hooien en beweiden standaardbeheersmaatregelen, terwijl plaggen alleen toegepast zal worden in uitzonderingsgevallen, waar een (tijdelijke) snelle afvoer van mineralen vereist is.

Voor niet- en licht-bemeste graslandreservaten bepaalt het beheer ten dele de omvang van de droge stof-productie. Ook de soortensamenstelling kan beïnvloed worden door het type beheer dat op een bepaald grasland wordt gevoerd (Willems, 1983).

Op graslanden die als natuurgebied beheerd worden, is N veelal niet de beperkende faktor. Een P- en K-bemesting heeft hier meer invloed op de produktie dan een N-gift (Oomes e.a., 1980). Dit geldt vooral voor graslanden op veen en zand; in veel mindere mate voor kleigraslanden waar de P- en K-beschikbaarheid veel groter is.

3.6.3 Samenvatting

De effecten van (al dan niet uit de atmosfeer afkomstige) stikstof op grasland zijn als volgt samen te vatten:

- a) verhoging van de graslandproduktie
- b) verdwijnen/verminderen van soorten van voedselarm milieu
- c) wijziging in de soortenrijkdom, gewoonlijk afname

In hoeverre deze effecten optreden, wordt mede bepaald door een aantal factoren betreffende het bodemtype en de waterhuishouding. Van groot belang is, of men te maken heeft met een normaal agrarisch gebruikt grasland, of met een reservaat/beheersgebied. In het eerste geval zal atmosferische stikstof-depositie geen rol van betekenis spelen. Alleen graslandreservaten of beheersgebieden met een min of meer voedselarm karakter kunnen hiervoor gevoelig geacht worden. Bij de instandhouding hiervan heeft het beheer een belangrijke invloed.

Naast stikstofbelasting vanuit de atmosfeer zijn er nog andere factoren die de meer voedselarme graslanden kunnen bedreigen. De belangrijkste hiervan zijn waterstandsverlaging en aanvoer van nutriënten uit andere bronnen, met name via het grondwater. De effecten hiervan zullen die van N-depositie plaatselijk zeker overtreffen.

Niettemin is het zeker mogelijk, dat atmosferische N-depositie effect heeft op (matig) voedselarme graslanden, die als natuurgebied beheerd worden. Op graslanden in normaal agrarisch gebruik zal dit effect gering of afwezig zijn.

3.7 Vennen

Van de aquatische milieutypen in ons land vormen de vennen waarschijnlijk wel de meest bedreigde categorie. In heel Nederland wordt achteruitgang gekonstateerd bij allerlei typen vennen. Deze achteruitgang wordt aan een aantal oorzaken toegeschreven. Atmosferische depositie van zure en verzurende stoffen, waaronder ammoniak, is daar één van. Voor bepaalde ventypen, de oligotrofe, geïsoleerde vennen, is belasting met NH_x naar alle waarschijnlijkheid zelfs de belangrijkste oorzaak. In de komende paragrafen wordt hier nader op ingegaan.

3.7.1 Effecten van depositie van NH_x

Er worden in de verschillende typen vennen twee soorten processen in gang gezet als gevolg van atmosferische depositie van NH_3 :

- a) Verzuring. Depositie van $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ leidt via nitrifikatie tot zuurvorming. In zwak alkaliene wateren zal de buffercapaciteit van het water al snel verbruikt zijn en zal pH-daling op gang treden. Dit leidt tot allerlei ongewenste effecten, waarop verderop in deze paragraaf zal worden ingegaan. Dit effect doet zich het sterkst voor in zwak gebufferde, voedselarme, geïsoleerde vennen op minerale bodem: van deze wateren is sinds 1950 68-95% verzuurd (Arts, 1986). Een dergelijke waterverzuring wordt al vele jaren gekonstateerd in het buitenland, met name in Canada en Skandinavië. De Nederlandse (en Belgische) situatie onderscheidt zich van die in het buitenland doordat onze wateren een veel hogere ionenconcentratie hebben (Vangenechten e.a., 1986), maar vooral door de grote rol die gespeeld wordt door ammonium bij het verzuringsproces (Leuven en Schuurkes, 1985).

Waterverzuring leidt in eerste instantie tot een grotere beschikbaarheid van CO_2 , via de reactie



die plaatsvindt bij het opgebruiken van de carbonaatbuffer. Op langere termijn echter, als de buffer is opgebruikt, ontstaat een groot tekort aan CO_2 . Met name in de eerste fase (die van een verhoogde CO_2 -beschikbaarheid) heeft de grote stikstofhoeveelheid een zeer duidelijk neven-effect op de vegetatie, dat niet wordt gesignaleerd in de Skandinavische wateren.

- b) Eutrofiëring. Naast het verzurend effect heeft ammonium-depositie een eutrofiërend effect: de stikstofbeschikbaarheid voor de waterflora wordt verhoogd.

Beide processen leiden tot een verarming van de waterlevensgemeenschap:

- 1) Verzuring leidt, in de daarvoor gevoelige wateren, tot verlies van soorten bij de makroflora, de mikroflora en de fauna. In aanvang leidt de grotere CO_2 -beschikbaarheid, in combinatie met de grotere N-beschikbaarheid, tot dominantie van knolrus

(*Juncus bulbosus*) of veenmos (*Sphagnum* sp.), waarbij andere waterplantesoorten worden verdrongen. In feite is hier dus sprake van een gekombineerd verzurings-eutrofiëringseffekt, dat echter in gang wordt gezet door de verzuring c.q. het opgebruiken van de buffercapaciteit. In een later stadium, wanneer bij verzuurd sediment de CO_2 -beschikbaarheid sterk vermindert, verdwijnt de ondergedoken vegetatie geheel. Het resultaat is een weliswaar helder, maar geheel kaal ven (Roelofs e.a., 1984; Schuurkes e.a., 1986). Dit zogenaamde dystrofiëringseffekt is waargenomen in een groot gedeelte van de Nederlandse oligotrofe vennen met minerale bodem (Roelofs, 1983; Arts e.a., 1986). Ook in Skandinavië is woekering van veenmos een bekend verschijnsel (Grahn, 1977). De dominantie van knolrus komt daar echter niet voor; deze soort is vermoedelijk speciaal gerelateerd aan het hoge NH_4 -gehalte van het water.

Verzuring van venwater leidt ook tot een afname in de soortenrijkdom van de mikroflora: slechts enkele zuurresistente soorten blijven over. Dit is geconstateerd door Van Dam e.a. (1981, 1984) voor kiezelwieren (diatomeeën). Coesel heeft hetzelfde verschijnsel beschreven voor jukwieren (desmidiaceeën). Ook wordt als gevolg van verzuring achteruitgang van de makro- en mikrofauna geconstateerd; in de Skandinavische en Canadese wateren al gedurende een groot aantal jaren, maar recentelijk ook in Nederland (Wendelaar Bonga & Dederen, 1986; Geelen, 1986).

- 2) Ook eutrofiëring leidt, zoals gezegd, tot soortsverlies bij flora en fauna. In wateren, waar de verzuring slechts een beperkte rol speelt, kunnen door de toegenomen beschikbaarheid van stikstof soorten die aan een voedselarm milieu gebonden zijn verdwijnen. Het systeem verandert dan in een aan eutrofer milieu aangepaste levensgemeenschap, uit natuurbehoudsoogpunt gewoonlijk minder waardevol. Bij ernstige eutrofiëring kunnen zelfs alle hogere plantesoorten verdwijnen door de extreme ontwikkeling van één of enkele algensoorten, de zogenaamde algenbloei.

Deze eutrofiëringverschijnselen doen zich vooral voor in de van oorsprong mesotrofe vennen (Coesel, 1978). Het bufferend vermogen van deze vennen is, doordat zij op een wat rijkere bodem gelegen zijn en/of in verbinding staan met het grondwater, blijkbaar zo groot dat zich geen verzuringsverschijnselen voordoen.

Verzuringsverschijnselen treden gewoonlijk reeds bij een lagere belasting op (100-600 mol/ha. jaar) (Andersen e.a., 1986) dan eutrofiëringverschijnselen (1400 mol/ha. jaar, gedurende enkele jaren toegediend, heeft nog weinig effect, Schuurkes & Leuven, 1986). In voor verzuring gevoelige vennen kan bij de huidige ammoniumbelasting weliswaar ook eutrofiëring voorkomen, maar bij het vaststellen van een grenswaarde moet in dat geval toch de verzuring bepalend zijn.

Door beide genoemde effecten is een zeer groot deel van de Nederlandse vennen sterk in waarde verminderd. In de volgende paragraaf wordt nader ingegaan op de factoren die het optreden van de

bovengenoemde verschijnselen beïnvloeden, en op het belang van NH_x -belasting vanuit de atmosfeer als oorzaak voor deze effecten.

3.7.2. Factoren die het optreden en het relatieve belang van de effecten van NH_x -depositie bepalen.

Of in een ven dystrofiëring zal optreden of eutrofiëring ten gevolge van N-belasting, hangt af van een aantal factoren:

- de alkaliniteit van het venwater: bij een geringe alkaliniteit zal de depositie van $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ al snel leiden tot verbruiken van de HCO_3^- -buffer en vervolgens tot pH-daling, verdwijnen van minder zuur-resistente plantesoorten en dominantie van knolrus of veenmos. In goed gebufferd water zal dit effect veel minder snel plaatsvinden.
- de alkaliniteit van het sediment: in reeds geheel verzuurd water kan veenmos zich tot nog handhaven door opname van CO_2 dat vrijkomt bij het opgebruiken van het bufferend vermogen van het sediment. Wanneer ook dit uitgeput raakt, is het resultaat het geheel verdwijnen van alle ondergedoken watervegetatie, zoals beschreven in de vorige paragraaf. Bij een beter gebufferd sediment zal dit effect minder snel optreden.

Een faktor die hiermee verband houdt, en ook van belang is bij het optreden van de N-effecten, betreft de oorspronkelijke mate van voedselrijkdom van het ven. Er zijn van oorsprong dystrofe, oligotrofe en mesotrofe vennen. Dystrofe vennen, met een organische veenbodem, zijn altijd ombrotroof, zwak gebufferd en van nature al zeer zuur ($\text{pH} < 4.5$). Vaak is de waterflora zeer soortenarm en bestaat voor het grootste gedeelte uit veenmos. Oligotrofe vennen zijn evenzeer voedselarm, maar vertonen wat meer gevarieerde levensgemeenschappen. Ook dit type is vaak, maar niet altijd, ombrotroof. Het is minder zuur dan het dystrofe type, maar i.h.a. nog slechter gebufferd. Gewoonlijk is sprake van een minerale bodem (zand).

De mesotrofe vennen zijn minder voedselarm. Zij zijn gelegen op een rijkere bodem en/of staan onder invloed van het grond- of oppervlaktewater, zodat zij in het algemeen beter gebufferd zijn en een hogere pH hebben dan de voedselarmere vennen. Ook in deze vennen kunnen zeer waardevolle levensgemeenschappen voorkomen. In de praktijk blijkt, dat de oligotrofe vennen in het algemeen de grootste gevoeligheid vertonen voor verzuring. De dystrofe vennen zijn iets beter gebufferd m.n. door de organische bodem. Daarbij zijn zij van nature al zo zuur, dat er niet veel effect te verwachten is. Wel is, met name voor de mikroflora, in sommige dystrofe vennen een toename van de soortenrijkdom gekonstateerd als gevolg van een geringe toename van de nutriëntenbeschikbaarheid (Coesel, 1978). Het lijkt erop dat, evenals voor grasland, ook voor vennen de curve van Al-Mufti (1977) van toepassing is, waarin sprake is van een optimum-relatie tussen soortenrijkdom en nutriëntenbeschikbaarheid.

De mesotrofe vennen hebben in het algemeen het meest te lijden van eutrofiëring. De oorzaken hiervoor moeten echter meestal (althans gedeeltelijk) bij andere factoren gezocht worden dan bij atmosferische N-depositie.

Als achterliggende oorzaken voor de chemische samenstelling van het water en het sediment, en dus ook voor de alkaliniteit en voedselrijkdom ervan, zijn van het grootste belang:

- de mate van isolatie van het ven ten opzichte van het grondwater. Naarmate een ven in meerdere mate ombrotroof is, zal aanvoer van N via de atmosfeer een grotere rol spelen. Het venwater kan in dat geval geen bufferende invloed van het grondwater ondergaan.
- het bodemtype waarop het ven gelegen is. Vennen op zandbodems hebben gewoonlijk een geringe alkaliniteit en zijn voedselarm; is de bodem leemhoudend, dan zijn alkaliniteit en trofiegraad hoger.

Andere oorzaken voor het optreden van de genoemde effecten kunnen zijn:

- aanvoer van nutriënten uit andere bronnen; met name moet hierbij gedacht worden aan het grondwater. In minerotrofe vennen kan de nutriëntenaanvoer via het grondwater, bijvoorbeeld door uitspoeling vanuit landbouwgebieden, maar ook door waterinlaat, aanzienlijk zijn. Enerzijds heeft dit een eutrofiërend effect dat ter plaatse dat van atmosferisch gedeponeerde stikstof ver kan overtreffen (Bink, 1984), maar anderzijds kan dit ook zorgen voor een grotere buffercapaciteit die de verzuringsverschijnselen kan tegengaan (Arts e.a., 1986). Andere bronnen van nutriënten kunnen zijn recreatie, bosaanplant rondom het ven, meeuwenkolonies, enz. (Van Dam, 1983). In principe geldt hiervoor hetzelfde;
- waterstand: minerotrofe vennen staan onder invloed van het grondwater van de omgeving. Wanneer deze verlaagd wordt, heeft het ven daar ook van te lijden en kan zelfs geheel droogvallen. Ombrotrofe vennen hebben daarentegen veel meer last van waterstandsschommelingen bij droogte. Bij toch al bedreigde vennen kan zo'n droge periode net de druppel zijn die de emmer van de tolerantie voor belasting met nutriënten van buitenaf doet overlopen.

Het beheer is bij vennen niet van overwegend belang. Effecten van bijvoorbeeld een te intensieve recreatie kunnen worden beperkt, maar tegengaan van atmosferische depositie is niet mogelijk. Tegengaan van nutriëntenaanvoer via grond- of oppervlaktewater door isolatie (bij minerotrofe vennen) is zeer moeilijk en kostbaar, en heeft lang niet altijd het gewenste resultaat (Van Dam, 1983). Het is wel mogelijk om door een speciaal daarop gericht beheer de effecten als gevolg van verzuring enigzins tegen te gaan. Gedacht moet hierbij worden aan het vergroten van de buffercapaciteit (zonder dat eutrofiëring daarvan het gevolg is!) of door het vrijhouden van de zandbodem door schaven/plaggen (Arts e.a., 1986). Dit zijn echter vaak zeer arbeidsintensieve of praktisch moeilijk uitvoerbare maatregelen.

3.7.3 Samenvatting

In de vennen in Nederland vindt op grote schaal verarming plaats van de oorspronkelijk aanwezige levensgemeenschappen. Twee processen, die beide het gevolg kunnen zijn van atmosferische depo-

sitie van NH_x , liggen hieraan ten grondslag:

- a) verzuring, waarbij in het extreme geval door pH-daling en CO_2 -gebrek de ondergedoken vegetatie volledig verdwijnt, met een tussenstadium van woekering van veenmos/knolrus door een sterk verhoogd aanbod van N en CO_2 ;
- b) eutrofiëring, waarbij (uiteindelijk) door een nutriëntenovermaat via algenbloei eveneens de hogere vegetatie verdwijnt.

het onder a) genoemde proces treedt vooral op in zwak gebufferde, geïsoleerde, oligotrofe vennen. Depositie van $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ wordt als voornaamste oorzaak gezien.

Het onder b) genoemde proces is vooral van belang bij de beter gebufferde vennen waar het genoemde verzuringseffekt niet optreedt. Nutriëntenaanvoer via het grondwater is bij deze vennen vaak een belangrijker oorzaak dan atmosferische N-depositie.

Van belang bij het optreden van deze effecten zijn de isolatie, de oorspronkelijke trofiegraad van het ven, de aanvoer van nutriënten uit andere bronnen, de waterhuishouding, maar boven alles de alkaliniteit.

3.8 Beken

Evenals vennen vormen de Nederlandse beken een vanuit natuurbehoudsoogpunt bedreigde categorie wateren. In tegenstelling tot vennen wordt bij beken echter de atmosferische depositie van luchtverontreinigende stoffen niet als één van de belangrijkste bedreigende factoren gezien.

In de komende paragrafen wordt ingegaan op het mogelijke effect van NH_x -depositie op beken, en op het relatieve belang ervan ten opzichte van andere bedreigingen.

3.8.1 Effecten van depositie van NH_x

Over de specifieke effecten van NH_x -depositie op beken is niet veel bekend. Wel kan gesteld worden, dat een bijdrage wordt geleverd aan de stijging van de nutriëntenrijkdom van het water. Voor Scandinavische stromende wateren wordt ook gesproken over het verzurend effect van stikstofverbindingen (Henriksen, 1986). Hierbij gaat het echter uitsluitend om nitraat. Het is de vraag, in hoeverre ook ammonium verzurend werkt in stromend water. Ook in sommige Nederlandse beken is recentelijk verzuring geconstateerd. In dit geval ligt de oorzaak vermoedelijk echter niet bij atmosferische depositie van verzurende stoffen, maar bij het stoppen van pH-verhogende riool-lozingen (mond. meded. hr. Kouwe, Waterschap De Dommel).

Wel wordt in het overgrote deel van de Nederlandse beken eutrofiëring gesignaleerd als gevolg van belasting met nutriënten. Het gevolg van eutrofiëring is in eerste instantie een extra groei van waterplanten. Hierdoor kan dichtgroei van de beek ontstaan, gevolgd door een verhoging van de hoeveelheid organisch afval. Dit laatste brengt weer een daling van het zuurstofgehalte met zich mee, waardoor tenslotte aan zuurstofrijke omstandigheden gebonden plantesoorten, diersoorten en mikro-organismen de kans lopen te verdwijnen. In het extreme geval kunnen zelfs over bepaalde afstanden zuurstofloze kondities ontstaan, die de gehele beek-levensgemeenschap doen verdwijnen (S.T.O.M., 1983; De Moleenaar, 1980; Higler, 1981).

Het is echter de vraag, in hoeverre atmosferische stikstofdepositie een bijdrage levert aan de gekonstateerde eutrofiëringsverschijnselen. Hierop wordt ingegaan in de volgende paragraaf.

3.8.2 Factoren die het optreden en het relatieve belang van de effecten van NH_x -depositie bepalen

De belangrijkste oorzaak voor de eutrofiëring van de Nederlandse beken is waarschijnlijk wel de belasting met meststoffen vanuit landbouwgrond. Het gaat hierbij deels om directe lozingen, die plaatselijk zeer hoge nutriëntenconcentraties kunnen veroorzaken, maar veel meer nog om zogenaamde diffuse lozingen, dat wil zeggen, uit- en afspoeling van meststoffen vanuit bemest gras- en bouwland. Berekeningen met betrekking tot de Barneveldse beek tonen aan, dat daar de stikstofbelasting via uit- en afspoeling

60 x zo hoog is als die vanuit de atmosfeer (CBWG, 1980). Gemiddeld gesproken zullen dan ook de effecten van atmosferische stikstofdepositie in het niet vallen vergeleken met de effecten van uit- en afspoeling van stikstof vanuit landbouwgrond.

Een andere faktor, die ook sterk verstrend werkt op het beekmilieu, betreft het ingrijpen in de hydrologie. Het gaat hierbij om maatregelen als kanalisering, omlegging, profielverbetering, stuwplaatsing en dergelijke. Door deze ingrepen wordt de ter plaatse aanwezige levensgemeenschap sterk negatief beïnvloed of verdwijnt zelfs geheel. De terugkeer ervan is twijfelachtig, aangezien deze gewoonlijk afhankelijk is van het herstel van de vroeger heersende hydrologische omstandigheden. Deze zijn door de maatregelen nu juist veranderd: plaatselijke verschillen in stroomsnelheid en in het beekprofiel gaan verloren door het verdwijnen van de bochten. De diversiteit in biotopen binnen de beek neemt af, en daarmee de (potentiële) diversiteit in organismen. Deze faktor zal op zichzelf, onafhankelijk van hoge nutriëntenbelastingen, een aanzienlijke verarming van het beekmilieu veroorzaken.

In theorie is het mogelijk, dat bij afwezigheid van de genoemde andere bedreigende faktoren, een hoge NH_x -belasting schade kan veroorzaken aan een voedselarme, relatief ongestoorde beek. In de praktijk is dat in ons land echter vrijwel uitgesloten, omdat immers de hoogste NH_3 -emissies plaatsvinden in landbouwgebieden, waar ook de uitspoeking het hoogst is en waar bovendien de meeste hydrologische "verbeterings"maatregelen hebben plaatsgehad.

3.8.3 Samenvatting

Het is niet bekend of atmosferische depositie van NH_x de oorzaak kan zijn van verzuring van beken. Het kan in principe wel een bijdrage leveren aan de eutrofiëring van het beekmilieu. Deze bijdrage is echter zeer gering vergeleken met de nutriëntenuitspoeling vanuit de landbouwgrond. Een aparte bedreiging wordt gevormd door het ingrijpen in de hydrologie van de beek, wat op grote schaal gebeurt.

3.9 Sloten

In veel agrarische gebieden wordt al jaren een achteruitgang gekonstateerd van de levensgemeenschappen in de sloten. Sommige plant- en diersoorten verdwijnen, en de diversiteit van de aquatische ecosystemen neemt af. Als achterliggende oorzaak hiervoor wordt de steeds verdergaande intensivering van het agrarisch landgebruik gezien, die maatregelen vereist die nadelig zijn voor de kwaliteit van de sloot-ecosystemen.

Op de vraag, in hoeverre ook atmosferische NH_x -depositie een rol kan spelen bij de gekonstateerde achteruitgang, wordt ingegaan in de komende paragrafen.

3.9.1 **Effekten van depositie van NH_x**

Evenals bij beken is bij sloten niet veel bekend over de specifieke kenmerken van atmosferische NH_x -depositie. Verzuuringseffekten worden met betrekking tot sloten in de literatuur niet genoemd. Eveneens als bij beken, kan evenwel gesteld worden dat een bijdrage geleverd wordt aan de nutriëntenbelasting van de sloten. Door een hoge nutriëntenbelasting kunnen in sloten eutrofiëringsverschijnselen optreden. De verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid kan leiden tot een verhoogde "sloot-productie" in de vorm van extra kroos- of algengroei. Hierdoor ontstaat in de sloot een lichtarmer milieu. eiden tot een verhoogde saprobie, waardoor zowel de hoeveelheid licht als de hoeveelheid zuurstof in de sloot afneemt⁵.

Het ontstaan van voedselrijke, lichtarme en zuurstofarme condities leidt tot het verdwijnen van allerlei aan minder voedselrijke, meer zuurstofrijke en lichtere omstandigheden gebonden plantesoorten, diersoorten en mikro-organismen.

Het is echter de vraag, in hoeverre atmosferische NH_x -depositie een bijdrage levert aan in sloten gekonstateerde eutrofiëringsverschijnselen. In de volgende paragraaf wordt hierop nader ingegaan.

3.9.2 **Factoren die het optreden en het relatieve belang van de effecten van NH_x -depositie bepalen**

De sloten in het Nederlands agrarisch gebied dragen gewoonlijk van nature een mesotroof of eutroof karakter. Zij zijn daarmee relatief minder gevoelig voor stikstofbelasting dan oligotrofe wateren zoals vennen.

Toch worden ook in sloten eutrofiëringsverschijnselen waargenomen, veroorzaakt door een overmatig hoge nutriëntenbelasting.

Twee belangrijke eutrofiëringsbronnen kunnen genoemd worden, die elk op zich van relatief groter belang zijn dan atmosferische

⁵ Ook excessieve groei van kroosvaren (*Azolla filiculoides*) kan het gevolg zijn van eutrofiëring. Aangezien dit verschijnsel zich gewoonlijk pas laat in het seizoen voordoet, zijn de effecten op zuurstof- en lichtcondities in de sloot echter veel geringer.

stikstofdepositie.

Ten eerste is dat de nutriëntenbelasting via uit- en afspoeling van de landbouwgrond. Deze kan plaatselijk zeer hoog oplopen: in een gemiddeld graslandgebied jaarlijks tot boven de 100 g N per m² per jaar, en in een gemiddeld bouwland zelfs > 200 g; terwijl de atmosferische depositie gewoonlijk niet meer dan 5 g N/m².jaar bedraagt.

Maar ook in reservaatgebieden, waar geen enkele bemesting - plaatsvindt, is de atmosferische depositie relatief van ondergeschikt belang. De uitspoelingsbelasting bedraagt daar minimaal in de orde van 50 g N/m².jaar voor zandgrond en 5 g N/m².jaar voor veengrond. De atmosferische depositie, gemiddeld 3 g/m².j, zal juist in deze gebieden nog lager zijn: 1 à 2 g N/m².jaar. De berekeningen waaruit deze getallen voortkomen zijn te zien in bijlage 1.

De tweede belangrijke faktor betreft inlaat van verontreinigd water van buitenaf. Wanneer 's winters het slootpeil verlaagd wordt, is 's zomers gewoonlijk inlaat van boezemwater noodzakelijk om verdroging tegen te gaan. Ook in sloten die relatief weinig belast worden vanuit het aangrenzende land kan op die manier een aanzienlijke eutrofiëring plaatsvinden. Er zijn aanwijzingen dat deze laatste faktor in bepaalde gebieden van nog groter belang is dan de eerstgenoemde (mond.meded. Van Heyst, PPD Z-H).

Naast deze twee factoren, die elk op zich (gemiddeld gesproken) een relatief groter aandeel leveren aan de eutrofiëring van sloten dan atmosferische N-depositie, is verder nog het slootbeheer van belang. Bij niet-optimaal beheer kunnen ook veranderingen in de soortensamenstelling optreden, die vanuit natuurbehoudsoogpunt gewoonlijk verslechtingen zijn.

Onder een niet-optimaal beheer vallen o.a.:

- een te weinig intensief onderhoud, zodat verlanding optreedt;
- een te grootschalig/mechanisch onderhoud, waarbij teveel vegetatie in één keer verwijderd wordt;
- onderhoud op een verkeerd tijdstip, met name in het voorjaar of in de zomer;
- het gebruik van herbiciden.

Al met al kan gekonkludeerd worden, dat de rol van atmosferische stikstofdepositie bij de eutrofiëring van sloten gewoonlijk zeer beperkt is.

3.9.3 Samenvatting

Atmosferische depositie kan in principe een bijdrage leveren aan de eutrofiëring van sloten. De effecten hiervan kunnen als volgt worden samengevat:

- toename van kroos- of algengroei
- verschuivingen in de soortensamenstelling van de slootvegetatie: aan liuchtrijke en voedselarme kondities gebonden plantesoorten verdwijnen, waarmee tevens het biotoop voor de fauna verandert; de sloot wordt soortenarmer en minder waardevol vanuit natuurbehoudsoogpunt.

Andere factoren, met name nutriëntenuitspoeling vanuit landbouwgrond, inlaat van boezemwater en beheersfactoren, spelen bij het optreden van deze verschijnselen echter een belangrijker rol.

3.10 Plassen

De meeste plassen, en in elk geval die met een grote oppervlakte en een naar verhouding geringe diepte, hebben van nature een tamelijk voedselrijk en vaak mesosaproob karakter. Zij behoren dan ook bij voorbaat niet tot de meest gevoelige wateren met betrekking tot de effecten van atmosferische stikstofdepositie. Toch hebben ook deze wateren te lijden onder eutrofiëring. De oorzaken hiervan worden echter gewoonlijk niet bij atmosferische N-depositie gezocht. Dit hoeft echter niet altijd te gelden. In de komende paragrafen wordt hierop nader ingegaan. Het begrip "plassen" wordt in dit verband breed gedefinieerd: behalve de echte grote, ondiepe laagveenplassen vallen ook ander-soortige plassen zoals wielen, zandgaten, petgaten, niet-geïsoleerde mesotrofe vennen e.d. hieronder; kortom alle min of meer stilstaande, hoog alkaliene oppervlaktewateren, die niet geïsoleerd zijn van grond- of oppervlaktewater.

3.10.1 Effecten van depositie van NH_x

Atmosferische depositie van NH_x kan een bijdrage leveren aan de verhoging van de beschikbare nutriëntenhoeveelheid in het water. Een teveel aan nutriënten kan leiden tot eutrofiëring van de plas. Eutrofiëring heeft ontregeling van de algengroei en overmatige bloei van (vaak) blauwieren tot gevolg. Er bestaat een duidelijke relatie tussen het N-gehalte van het water en de algen- of blauwiegroei, uitgedrukt in μg chlorophyll-a per liter (CUWVO, 1980), voorzover N in het betreffende water de beperkende faktor vormt.

Door overmatige algenbloei ontstaan sterke schommelingen in het zuurstofgehalte en een vermindering van het doorzicht. Ook deze relaties zijn in een duidelijke grafiek weer te geven (Schmidt-Van Dorp, 1978 en CUWVO, 1980).

Als gevolg hiervan verdwijnen de hiervoor gevoelige plantesoorten, diersoorten en mikro-organismen. In extreme gevallen kan de gehele oorspronkelijke aanwezige levensgemeenschap verdwijnen.

De bijdrage van NH_x uit de atmosfeer aan deze verschijnselen is meestal, maar niet altijd, gering. Hierop wordt ingegaan in de volgende paragraaf.

3.10.2 Factoren die het optreden en het relatieve belang van de effecten van NH_x -depositie bepalen

Bij de bepaling van de effectiviteit van een bepaalde N-depositie is het allereerst van belang, te zien of in het betreffende water stikstof de beperkende faktor vormt. Is dat niet het geval, dan zal N-depositie geen effect hebben. In een aantal gevallen is dat echter zeker wél zo.

Daarnaast speelt de verblijftijd van het water een bepalende rol. Ten eerste heeft de verblijftijd invloed op de verdunning van een bepaalde stikstofbelasting: naarmate de verblijftijd langer is, is de verdunning minder en zal een bepaalde N-belasting meer effect hebben. Ten tweede heeft de verblijftijd op zichzelf ook

invloed op het optreden van effecten van stikstofbelasting: er is een bepaalde minimale verblijftijd voor nodig om daadwerkelijk tot algenbloei te komen.

Verder van belang is de diepte van de plas. Ook deze heeft een direkte invloed op de verdunning van de stikstofbelasting per oppervlakte-eenheid. In diepe plassen wordt de beperkende faktor gewoonlijk gevormd door de licht-beschikbaarheid.

Daarnaast in in diepe plassen (bijv. diepe zandgaten of wielen) gewoonlijk sprake van een spronglaag: een laag die de zuurstofrijke bovenlaag van het water afscheidt van de zuurstofarme of -loze onderlaag, waar alleen afbraak van organisch materiaal plaatsvindt. Levende organismen bevinden zich uitsluitend in de bovenlaag⁶. Dit houdt in, dat er in de diepe wateren weinig bodembegroeiing is (alleen langs de oevers) en weinig vis in vergelijking met de ondiepe wateren. Wel is in wateren met een spronglaag vaak sprake van een typerende mikroflora. Vanwege al deze verschillen is het mogelijk, dat wateren met een spronglaag anders reageren op N-belasting dan wateren zonder spronglaag.

Voorts is het van belang, te zien welke andere eutrofiërende invloeden er zijn in het betreffende water. Het kan hierbij gaan om:

- lozing van nutriënten via riolering of via afvalwater.
- uit- of afspoeling van nutriënten uit landbouwgrond. Door de grote oppervlakte van plassen in vergelijking met sloten is hier de uitspoelingsbijdrage relatief veel geringer. Niettemin zal in landbouwgebieden de uitpoeling toch vaak groter zijn dan de atmosferische N-belasting. In natuurgebieden kan atmosferische stikstofdepositie wel de voornaamste stikstofbron zijn.
- inlaat van verontreinigd, of in elk geval chemisch anders samengesteld water ten behoeve van het peilbeheer. Bij wateren die in open verbinding staan met andere oppervlaktewateren speelt dit geen of slechts een beperkte rol: hier zal het water van de plas globaal dezelfde samenstelling hebben als het boezemwater. Bij meer of minder geïsoleerde wateren (verblijftijd enkele jaren of langer) kan dit een belangrijke versturende faktor zijn.

Naast eutrofiëring kunnen ook andere factoren een negatieve invloed hebben op de levensgemeenschappen in plassen. Genoemd kunnen worden:

- zandwinning: hierdoor wordt de diepte vele malen groter. Naast alle direkt versturende en vernietigende effecten die de winning op zichzelf veroorzaakt, kan het karakter van de plas daardoor geheel veranderen.
- rekreatie en scheepvaart: deze hebben op zichzelf een versturende, vernielende, vervuilende en eutrofiërende invloed. Bovendien moeten vaak speciale faciliteiten worden aangelegd (havens, steigers, stranden enz.) waardoor de ter plaatse aanwezige water- en oevervegetatie verdwijnt.

⁶ Dit hoeft niet altijd op te gaan. Er zijn gevallen, waarin de onderlaag wel zuurstofhoudend is. In die gevallen zijn ook onder de spronglaag organismen te vinden.

Atmosferische depositie van stikstof kan alleen een rol van betekenis spelen in plassen die:

- een relatief geïsoleerde ligging hebben, dat wil zeggen, - slechts in beperkte mate in contact staan met boezemwater en een lange verblijftijd hebben;
- geen nutriëntenbelasting door lozingen of vanuit landbouwgrond ondergaan;
- geen versturende invloed van zandwinning, recreatie, scheepvaart en mogelijke andere activiteiten te duchten hebben.

3.10.3 Samenvatting

Depositie van stikstof uit de atmosfeer kan een bijdrage leveren aan de eutrofiëring van plassen. Meestal zijn echter andere factoren verantwoordelijk voor de gekonstateerde effecten van overmatige algenbloei en het verarmen van de oorspronkelijk aanwezige levensgemeenschappen, zoals nutriëntenbelasting via waterinlaat, lozing en uitspoeling. Ook andere ingrepen, met name zandwinning, recreatie en scheepvaart, kunnen een negatieve invloed hebben op de natuurwaarde van plassen. In bepaalde gevallen, wanneer andere storende invloeden uitgesloten zijn, is het mogelijk dat N-verbindingen uit de atmosfeer de voornaamste eutrofiëringsbron en oorzaak van achteruitgang zijn.

4. Nadere indeling van de geselecteerde categorieën in milieutypen

4.1 Algemeen

Op basis van de in het vorige hoofdstuk besproken ingreep-effectrelaties kan nu een nadere indeling worden gemaakt van de in hoofdstuk 2 geselecteerde categorieën van milieutypen. Op die manier kunnen per type eigen grenswaarden worden gesteld, en zonodig eigen effectvariabelen worden gekozen.

Bij de normstelling is het van belang, dat per type een nivo van NH_x -belasting wordt aangegeven, waarbij de effecten die optreden nog aanvaardbaar geacht worden. Vanuit wetenschappelijk oogpunt zou het wenselijk zijn, de typologie zo gedetailleerd mogelijk uit te werken om aan alle verschillen in reactie op NH_x -belasting recht te doen. Hiervoor zijn echter onvoldoende gegevens beschikbaar. Bovendien maakt, met het oog op de toepasbaarheid van het normenstelsel, een (te) grote mate van detail het geheel moeilijk te hanteren. In dit rapport wordt daarom gekozen voor een grove typologie, waarin alleen de globale effecten van NH_x onderscheidend zijn. Dat betekent, dat de meeste bestaande indelingen (veelal op basis van de samenstelling van de makro- of mikrofloora) voor dit doel te gedetailleerd zijn: er zal tussen de verschillende typen geen onderscheid zijn wat betreft de globale verschijnselen die zich voordoen tengevolge van NH_x -belasting.

In de meeste gevallen zal volstaan kunnen worden met een indeling op grond van de specifieke gevoeligheid voor depositie van ammoniak. In andere gevallen (met name bossen) zal dit niet voldoende zijn, en zal gerelateerd moeten worden aan beleidsdoelen om tot een zinvolle en bruikbare indeling te komen.

4.2 Zandverstuivingen

In hoofdstuk 3 is gekonkludeerd, dat onvoldoende bekend is over de effecten van NH_3 op zandverstuivingen om een effectrelatie te kunnen aangeven. Een nadere indeling in typen wordt voor deze categorie dan ook niet zinvol geacht. In het vervolg van dit rapport worden zandverstuivingen buiten beschouwing gelaten.

4.3 Heidevelden

In hoofdstuk 3 is aangegeven, dat het voornaamste onderscheid dat gemaakt kan worden, het verschil betreft tussen natte en droge heide. De globale effecten van N-belasting zijn zelfs voor natte en droge heide niet wezenlijk anders, maar de factoren die de omvang van het optreden ervan bepalen wel. Dit geldt ook voor het relatieve belang van N-belasting ten opzichte van andere bedreigende invloeden. Het is mogelijk, dat er daarom door het beleid voor natte en droge heide verschillende grenswaarden gesteld gaan worden.

Ook binnen de natte en droge heide kunnen indelingen gemaakt

worden op grond van plaatselijke verschillen in de samenstelling van de vegetatie. Deze komen weer voort uit plaatselijke kleinere verschillen in grondsoort of waterhuishouding, of indiceren een bepaalde kwaliteit. Dergelijke indelingen worden voor het beoogde doel te gedetailleerd geacht: de verschillen in reactie op N-belasting zouden (met een noodzakelijkerwijs grove effectvariabele) niet naar voren komen. Er zou bijvoorbeeld geen verschil in het vergrassingspercentage te zien zijn tussen eventueel te onderscheiden subtypes. Dat wil niet zeggen dat deze subtypes ook in detail gelijk reageren op N-belasting.

Samenvattend worden dus twee typen onderscheiden:

- a) droge heide
- b) natte heide

Er wordt hierbij wel steeds uitgegaan van een redelijk beheer, aangezien anders het uitwerken van een N-richtlijn weinig zinvol is.

4.4 Bossen en houtwallen

Bij bossen is een indeling op grond van kenmerken i.r.t. de gevoeligheid voor NH_x -belasting niet, zoals bij heide, voldoende. Van overheersend belang zijn de funkties die volgens het beleid (c.q. de maatschappij) door het bos vervuld moeten worden, o.a. houtproduktie, natuurbehoud, recreatie. Het verdient aanbeveling om hierbij aan te sluiten bij het beleid dat ten aanzien van de Nederlandse bossen wordt gevoerd.

In het algemeen kiest het beleid, zelfs bij produktiebossen, de laatste tijd steeds meer voor een zo "natuurlijk" mogelijke benadering van de bossen. In het Meerjarenplan Bosbouw worden de zogenaamde bosdoeltypen geformuleerd: beschrijvingen van de gewenste samenstelling van een bos, uitgaande van groeiplaatsfactoren enerzijds en maatschappelijke funkties anderzijds. Hierbij worden drie categorieën onderscheiden: de multi-funktionele bosdoeltypen met een gemengde doelstelling produktie/natuur/ander; de op natuurbehoud gerichte bosdoeltypen; en de korte omloop-bosdoeltypen, uitsluitend op produktie gericht. De uiteindelijk beoogde natuurwaarde van de laatste categorie is zeer gering; van de eerste categorie is die wat hoger; bij de tweede categorie komen vanzelfsprekend de natuurwaarden op de voornaamste plaats.

Een indeling, enerzijds gebaseerd op ecologische kenmerken en anderzijds aansluitend op de bosdoeltypen, volgt hieronder. Als indelingskriteria worden gekozen:

- voedselrijkdom van de bodem
- vochtvoorziening
- grondsoort
- loof- of naaldbos
- voornaamste funktie

A. Bossen met natuurbehoud als voornaamste funktie

- a) naaldbos op extreem voedselarme, droge zandgrond (bosdoeltype 23)
- b) loof-/naaldbos op arme, droge zandgrond (25)

- c) loofbos op matig arme, vochtige-droge, iets leemhoudende zandgrond (27, 29, 30)
 - d) loofbos op voedselarme, vochtig-natte zand- of veengrond (24, 26)
 - e) loofbos op matig arme, vochtig-natte zand- of veengrond (28)
- B. Bossen met produktie als (een van de) belangrijkste functie(s)
- f) naaldbossen op zeer voedselarme zandgrond (8, 9, 10, 11)
 - g) loof-/naaldbos op voedselarme zandgrond (4, 5, 6, 7, 10, 11, 12)
 - h) loof-/naaldbos op matig voedselarme zandgrond (1, 2, 3, 5, 12, 13, 14)

Houtwallen worden, om redenen genoemd in hoofdstuk 3, niet apart ingedeeld.

4.5 Veengebieden

Het voornaamste onderscheid dat gemaakt moet worden is, zoals blijkt uit hoofdstuk 3, dat tussen hoogveen en laagveen. Van belang daarbij is vooral het verschil in grondwater-afhankelijkheid dat mede de (potentiële) gevoeligheid voor NH_3 -depositie bepaalt.

Binnen de categorie hoogveen is verder geen onderscheid nodig. Van enig belang kan geacht worden, in welke staat van aftakeling zich een hoogveengebied bevindt. De (potentiële) gevoeligheid voor NH_3 -depositie moet echter toch afgemeten worden aan een hoogveen in goede staat, anders is het bepalen van tolerantiewaarden een weinig zinvolle bezigheid.

Laagveenmoerasgebieden kunnen wel onderscheiden worden in meer en minder gevoelige types. Zoals beschreven in hoofdstuk 3, is van gevoeligheid alleen echt sprake in de voedselarme, in meer of mindere mate ombrotrofe levensgemeenschappen, zoals die voorkomen in trilvenen of plaatselijk in moerasvenen. Afgezien van dit type worden de laagveenmoerasgebieden verder buiten beschouwing gelaten, mede omdat NH_3 -belasting voor deze gebieden momenteel geen rol van betekenis speelt.

Samenvattend: er worden twee typen veengebieden onderscheiden:

- a) hoogveen
- b) voedselarme, meer of minder ombrotrofe laagveenmoeras-levensgemeenschappen.

4.6 Grasland

Zoals aangegeven wordt in hoofdstuk 3, zijn alleen relevante NH_x -effekten te verwachten op de niet- of licht-bemeste graslanden, waar het beheer (mede) gericht is op natuurbehoud. De normaal agrarisch gebruikte graslanden worden dan ook verder buiten beschouwing gelaten.

Binnen de niet- of licht-bemeste graslandreservaten of beheers-

gebieden kan ook nog een nadere indeling gemaakt worden. Een belangrijke onderscheidende faktor is de vochtvoorziening van het grasland: deze bepaalt bij de meer voedselarme graslanden tot op grote hoogte de soortensamenstelling. Ook van belang is de gewenste mate van schraalheid: voor blauwgraslanden bijvoorbeeld zal het beheer in de regel op verschraling zijn gericht. Matig voedselarme hooilanden hebben daarentegen een zekere bemesting nodig.

Tenslotte is het bodemtype nog een faktor die van invloed is.

Een indeling gebaseerd op deze twee kenmerken ziet er dan als volgt uit:

- a) extreem voedselarm, nat grasland op veen
- b) voedselarm, nat grasland op veen
- c) voedselarm, droog grasland op zand
- d) matig voedselarm, nat grasland op veen of klei
- e) matig voedselarm, droog grasland op zand
- f) kalkgrasland.

4.7 Vennen

Zoals in hoofdstuk 3 is besproken, vormt voor het optreden van N-effecten bij vennen de alkaliniteit van water en sediment de belangrijkste faktor. Een indeling in typen zou daarom voor alles onderscheid moeten maken tussen zwak gebufferde en goed gebufferde vennen.

Verder van belang, en vaak (maar niet altijd) verband houdend met de alkaliniteit, zijn de mate van isolatie ten opzichte van het grondwater, en de oorspronkelijke trofiegraad van het ven. Op basis hiervan kan het volgende schema worden opgesteld.

	zwak gebufferd	goed gebufferd
dystroof/ombroetroof	+ *	- *
oligotroof/ombroetroof	+	-
" /minerotroof	+	(+)
mesotroof/ombroetroof	(+) *	+
" /minerotroof	-	+

* +: komt voor -: komt niet voor (+): komt zelden voor

Er bestaan voor vennen diverse typologieën, gebaseerd op aanwezigheid/dominantie van makrofyten (Werkgroep Biologische Waterbeoordeling, 1977; RIN, 1984); van diatomeeën (Van Dam, 1981); van desmidiaceeën (Coesel, 1978); gebaseerd op abiotische factoren (Van Dam, 1983); of op combinaties hiervan (CUWVO, 1984). Om redenen genoemd in paragraaf 4.1 worden deze, hoewel ze in het algemeen op zich zeer bruikbaar zijn, voor het in dit rapport beoogde doel te gedetailleerd geacht. De in het bovenstaande schema verwerkte kenmerken zijn voor het beschrijven en beoordelen van N-effecten op een globale, binnen heel Nederland geldige manier, als indelingskriteria voldoende.

Op basis van het schema kan dan tot de volgende typologie worden

gekomen:

- a) zwak gebufferde, dystrofe vennen
- b) zwak gebufferde, oligo-(/meso-)trofe vennen
- c) goed gebufferde, oligotrofe vennen
- d) goed gebufferde, mesotrofe vennen.

4.8 Beken

In paragraaf 3.8 is gekonkludeerd, dat de effecten van atmosferische NH_x -depositie geen rol van betekenis spelen bij de gekonstateerde achteruitgang van de natuurwaarden in de Nederlandse beken. Een nadere indeling in typen wordt dan ook voor deze categorie niet zinvol geacht. In het vervolg van dit rapport worden beken buiten beschouwing gelaten. Beekdalgraslanden worden samen met andere graslanden behandeld.

4.9 Sloten

Zoals aangegeven staat in hoofdstuk 3, is vrijwel in alle gevallen atmosferische stikstofdepositie voor sloten geen bepalende faktor bij het optreden van eutrofiëring. Zelfs in niet al te voedselrijke sloten onder reservaatcondities, waarbij het aangrenzend land niet bemest wordt en waarbij geen inlaat van eutroof water voorkomt, zal atmosferische depositie nog steeds een ondergeschikte rol vervullen bij de nutriëntenbelasting van de sloot.

In het vervolg van dit rapport worden daarom sloten buiten beschouwing gelaten.

4.10 Plassen

In hoofdstuk 3 (paragraaf 3.10.2) wordt aangegeven, dat slechts in bepaalde gevallen de depositie van stikstof vanuit de atmosfeer een belangrijke rol kan spelen bij de eutrofiëring van plassen; namelijk, wanneer andere eutrofiëringsbronnen van ondergeschikte betekenis zijn. Alleen die plassen zijn dan ook voor deze studie van belang, waarvoor geldt dat zij:

- hydrologisch enigszins geïsoleerd zijn van andere oppervlaktewateren;
- niet te maken hebben met nutriëntenbelasting vanuit andere bronnen;
- geen versturende invloed hebben te verwachten van zandwinning, recreatie, scheepvaart e.a.

Bij een indeling in typen zou voorts nog van belang kunnen zijn:

- de oorspronkelijke trofiegraad van de plas. De meeste plassen zijn eutroof. Er zijn echter ook wel mesotrofe plassen, en zelfs oligotrofe, wanneer men de definitie van "plas" ruim genoeg opvat. Onder "oligotrofe plassen" wordt in dit rapport eigenlijk alleen een bepaalde categorie van vennen verstaan: de goedgebufferde vennen die bij N-belasting dezelfde effecten vertonen als de in paragraaf 3.10 voor plassen beschreven verschijnselen. Zie ook paragraaf 5.6.2.

- de diepte (in relatie tot de omvang) van de plas. Het is niet duidelijk in hoeverre dit van invloed is op het optreden van N-effecten: het is heel goed mogelijk dat er wat betreft de reactie op N-belasting geen wezenlijk verschil is. Wel is vaak de uitgangssituatie ten aanzien van de samenstelling van het ecosysteem verschillend vanwege het al dan niet aanwezig zijn van een spronglaag.

Schematisch weergegeven krijgen we dan de volgende kenmerken-indeling;

diepte ⁷ met spronglaag zonder spronglaag

trofiegraad

oligotroof	(x)	(x)
mesotroof	x	x
eutroof	x	x

Op grond hiervan kan de volgende typologie worden gemaakt:

- a) oligotrofe wateren zonder spronglaag
 b) " " met "
 c) mesotrofe " zonder "
 d) " " met "
 e) eutrofe " zonder "
 f) " " met "

Voor alle typen moeten de eerder in deze paragraaf genoemde condities gelden.

⁷ Er kan geen diepte worden aangegeven, waarbij een spronglaag op gaat treden. Deze treedt gewoonlijk op op ca. 5 m onder het wateroppervlak. Er zijn echter ook wateren van < 4 m diepte, die een spronglaag hebben.

5 Keuze van effectvariabelen per type en kwantificering van de effectrelatie

5.1 Algemeen

In dit hoofdstuk komt de vraag aan de orde, op welke manier de effecten van NH_x op de verschillende milieutypen het best kan worden gekwantificeerd. Voor elk milieutype zal dat op een andere manier moeten gebeuren. Er wordt dan ook per milieutype gezocht naar de meest geschikte effectvariabele.

Het is niet altijd vanzelfsprekend, dat de effectvariabele gekozen wordt op het nivo van de natuurwaarden zelf, die aktueel of potentieel binnen bepaalde natuurgebieden aanwezig zijn, zoals bijv. het voorkomen van individuele plantesoorten. Voor een grenswaardenbeleid dat voor heel Nederland van toepassing moet zijn, is het scheppen van algemene gunstige kondities van groter belang, en verdienen effectvariabelen die daarbij aansluiten in beginsel de voorkeur. Gezien de mogelijkheid tot een trapsgewijze normstelling met een onderscheid tussen algemene kwaliteit en de kwaliteit van bijzondere gebieden, is het evenwel denkbaar dat zowel konditionerende variabelen als eindvariabelen (de natuurwaarden zelf) een rol kunnen spelen als effectvariabele.

Bij de keuze van de effectvariabelen zijn, zoals ook al in de inleiding (deel I) is aangegeven, de volgende eisen bepalend:

- 1) Relevantie: de effectvariabele moet relevant zijn, d.w.z. moet een eenduidige relatie hebben met de aktuele of potentiële natuurwaarden van het milieutype. Van belang is tevens, dat alle belangrijke effecten door de effectvariabele(n) gedekt worden.
- 2) Hanteerbaarheid voor grenswaardenafbakening: het moet mogelijk zijn binnen de effectvariabele grenzen aan te geven met betrekking tot de aanvaardbaarheid van de aantasting van de natuurwaarden die binnen het milieutype aanwezig (zouden kunnen) zijn.
- 3) Vertaalbaarheid naar de normvariabele: de effectvariabele moet een kwantificeerbare relatie vertonen met de normvariabele, in dit geval de NH_x -belasting.

Als aanvullende eisen, die de bruikbaarheid van de effectvariabele voor het normstellingsbeleid verhogen, kunnen genoemd worden:

- 4) Aanwezigheid van konditionerende aspecten: bij een normstelling die zich richt op het scheppen van voorwaarden is een effectvariabele die mede bepalend is voor de aanwezigheid van natuurwaarden een pluspunt.
- 5) Algemene geldigheid: het verdient de voorkeur, effectvariabelen te kiezen met zo breed mogelijke toepassingsmogelijkheden binnen de verschillende milieutypen, om aan te sluiten bij een landelijk normeringsstelsel.

Effectvariabelen die aan deze eisen voldoen vormen voor de verschillende milieutypen weliswaar globale, maar toch zinvolle maten om de effecten van NH_x -depositie in uit te drukken, die zoveel mogelijk gericht zijn op de bruikbaarheid voor een (landelijke) normstelling.

5.2 Heidevelden

5.2.1 Keuze van de effectvariabelen

De voornaamste effecten die optreden in heidevelden zijn samen te vatten als

- a) verdwijnen van plantesoorten ten gevolge van plaatselijke verzuring
- b) verdwijnen van plantesoorten ten gevolge van eutrofiëring
- c) vergrassing

In onderstaande tabel worden deze drie effecten met elkaar vergeleken op hun geschiktheid om gebruikt te worden als effectvariabele. Het effect dat het best aan de eisen, zoals die genoemd zijn in paragraaf 5.1, voldoet, wordt dan gekozen als effectvariabele.

Tabel 5.2.1.1 Vergelijking van de in heide optredende effecten van NH_x -belasting op hun geschiktheid als effectvariabele

Effecten	Harde eisen			Aanv. eisen	
	1	2	3	4	5
a. wijziging ssst door verzuring	}+	+	+?	-	-
b. id. door eutrofiëring	}	+	+?	-	-
c. vergrassing	+	+	+	+	+

Hierbij zijn de eisen genummerd volgens paragraaf 5.1:

- 1 = relevantie
- 2 = hanteerbaarheid voor grenswaardenafbakening
- 3 = vertaalbaarheid naar normvariabele
- 4 = aanwezigheid van konditionerende aspecten
- 5 = algemene geldigheid.

Alle drie de effecten voldoen aan eis 1, met dien verstande, dat effecten a en b uit oogpunt van relevantie in combinatie gebruikt zouden moeten worden. Elk op zichzelf zijn zij onvoldoende als maat voor alle belangrijke effecten. Ook aan eis 2 wordt door alle drie de effecten voldaan. Ten aanzien van de derde eis kan worden opgemerkt, dat de relatie tussen de NH_x -belasting en effecten a en b er zeker wel zal zijn. Het is alleen de vraag, in hoeverre deze relatie ook kan worden gekwantificeerd. Effect c, de vergrassing, heeft een beter kwantificeerbare relatie met de NH_x -belasting.

Verder voldoen de effecten a en b beide niet aan de aanvullende eisen 4 en 5: zij zijn niet konditionerend, en niet algemeen geldig. Effect c voldoet wel aan deze beide eisen.

Al met al wordt gekozen voor effect c, de vergrassing, als effectvariabele, omdat deze het best voldoet aan de gestelde eisen.

In onderstaande paragrafen wordt nader ingegaan op de kwantificering van de relatie N-belasting/vergrassing, en op de indicatiewaarde van vergrassing voor andere N-effecten.

5.2.2 De relatie tussen stikstofbelasting en vergrassing

Zoals ook in hoofdstuk 3 vermeld wordt, blijkt uit diverse onderzoeken dat er een relatie bestaat tussen de N-belasting en de vergrassing van de heide. Het is nu de vraag, in hoeverre deze relatie bij de huidige stand van onderzoek kwantificeerbaar is.

Uit de onderzoeken waarin kwantificering van deze relatie aan de orde is, komt steeds een duidelijk verband naar voren. Opvallend is, dat ook bij combinatie van de resultaten van de verschillende onderzoeken het verloop van de relatie eenduidig blijkt. Figuur 3 laat dit zien. Dit was niet automatisch te verwachten, omdat de opzet en uitvoering van de onderzoeken niet identiek was: lang en kortlopende onderzoeken, veldwaarnemingen en proefsituaties, onderzoeken in verschillende lokaties worden alle in deze grafiek verenigd.

De (logaritmische) functie vertoont een correlatie-coëfficiënt (r^2) van 0.90. Wanneer men de punten scheidt per onderzoek of per grassoort, wordt de correlatie nog hoger. Dit zal voortkomen uit de genoemde verschillen tussen reacties van de diverse grassoorten op stikstofbelasting. Deze verschillen spelen blijkbaar echter toch slechts een beperkte rol, zodat de correlatie ook voor de combinatie van gegevens zeer hoog blijft.

Nadere onderzoeksgegevens zullen deze grafiek verder kunnen onderbouwen. Maar ook nu reeds mag gekonkludeerd worden dat de relatie tussen stikstofbelasting en vergrassing goed is aan te geven.

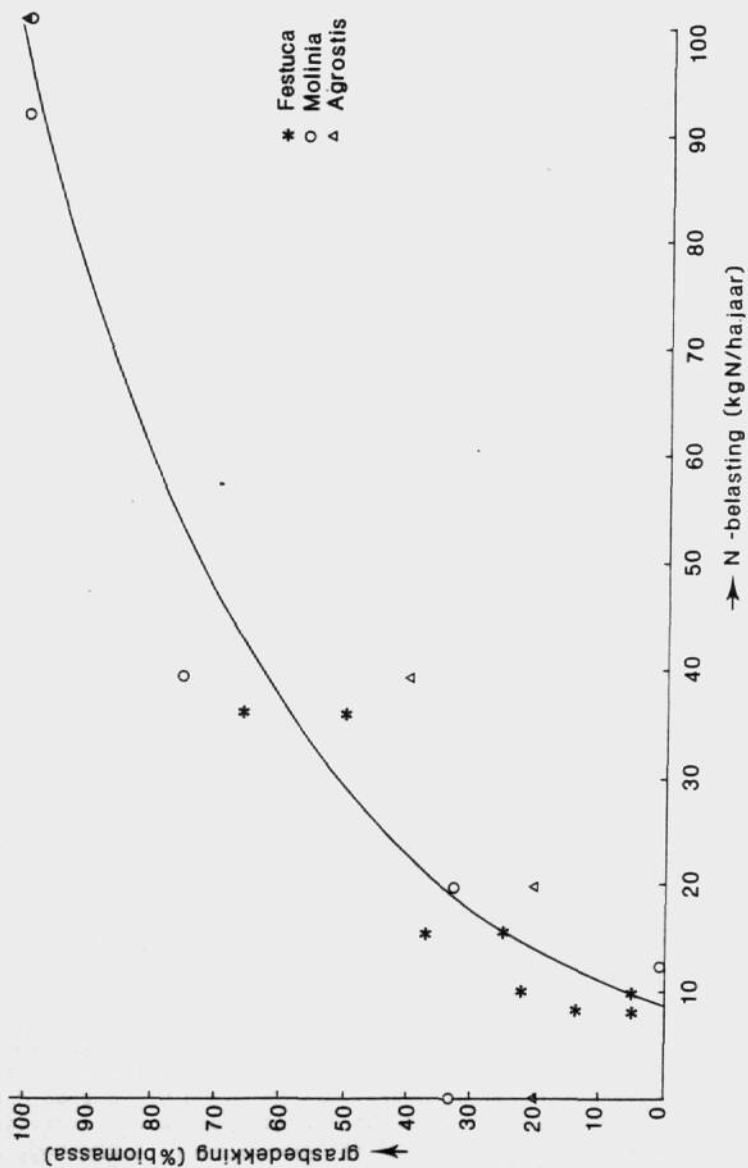
(NB. Wel moet in het oog worden gehouden, dat de grafiek gebaseerd is op verslechterende situaties, waarbij bovendien veelal het effect van NH_x -belasting versterkt zal worden door achterstallig beheer. Het is niet zo, dat terugbrengen van de NH_x -belasting automatisch leidt tot een terugkeer van de gewenste situatie. Daarvoor zijn gewoonlijk aanvullende maatregelen nodig in de sfeer van beheer, en zelfs dan is succes niet verzekerd.)

5.2.3 De relatie tussen vergrassing en verder effecten op de levensgemeenschap

Het is niet mogelijk om deze relatie weer te geven op een wijze vergelijkbaar met die tussen vergrassing en stikstofinput. Om te beginnen gaat het hier niet om één maar om een aantal verschijnselen, zoals bijvoorbeeld het achteruitgaan of verdwijnen van bepaalde plantesoorten, de vermossing of de verbossing. Verder zullen deze verschijnselen zich niet overal op dezelfde manier voordoen, maar veel meer plaatsgebonden verschillen vertonen dan de vergrassing.

Wel kan aannemelijk gemaakt worden, dat de aanwezigheid van bepaalde plantesoorten (en daarmee de gemiddelde soortenrijkdom van de hei) evenals de vergrassing gerelateerd is aan het stikstofgehalte van de bodem. Hiervoor kan bijvoorbeeld de lijst van Ellenberg (1974) gebruikt worden, waarin aan individuele plantesoorten een stikstofindicatiegetal wordt toegekend. Bij toetsing blijkt, dat de specifiek op heide voorkomende soorten voor het

Figuur 3. Relatie tussen de NH_x -belasting en het vergrassingspercentage in heidevelden.



grootste gedeelte indikatief of preferent zijn voor een uiterst stikstofarme bodem. Men mag dus verwachten, dat bij een verhoogde N-belasting deze soorten zullen verdwijnen.

Een onderzoek zou mogelijk zijn naar een korrelatie tussen het vergrassingspercentage en (bijvoorbeeld) het aantal soorten per oppervlakte-eenheid van een groot aantal heidevelden. Dergelijke korrelaties zijn echter op dit moment niet beschikbaar.

Een laatste punt van overweging is, dat wel gesuggereerd wordt dat de vergrassing op zichzelf een negatief effect heeft op de vegetatie (Heil, 1983). Plantesoorten zouden verdwijnen als gevolg van de toename van de grasbedekking door verslechterde concurrentie-omstandigheden met betrekking tot licht, verstikking en dergelijke. Vergrassing zou op die manier niet alleen een indikator zijn voor andere negatieve effecten, maar zou deze effecten zelf mede veroorzaken.

Al met al wordt gekonkludeerd, dat er weliswaar geen direkte relatie is aan te geven tussen vergrassing en allerlei andere negatieve effecten, maar dat het toch aannemelijk is dat een dergelijke relatie, zij het op een diffuse manier, wel bestaat.

5.3 Bossen en houtwallen

5.3.1 Keuze van de effectvariabelen

De voornaamste effecten die optreden in bossen als gevolg van N-belasting zijn samen te vatten als:

- a) vitaliteitsverlies van de bomen
- b) veranderingen in de soortensamenstelling van de ondergroei

In onderstaande tabel worden de beide effecten vergeleken t.a.v. hun geschiktheid voor gebruik als effectvariabele, op grond van het voldoen aan de in par. 5.1 genoemde eisen die aan een effectvariabele in het algemeen gesteld moeten worden.

Tabel 5.3.1.1 Vergelijking van de in bossen optredende effecten van NH_x-belasting op hun geschiktheid als effectvariabele.

Effecten	Harde eisen			Aanv. eisen	
	1	2	3	4	5
a. vitaliteitsverlies	+	+	+	+/-	+
b. wijziging ssst. ondergroei	+	-	+?	-	-

1 = relevantie

2 = hanteerbaarheid voor grenswaardenafbakening

3 = vertaalbaarheid naar normvariabele

4 = aanwezigheid van konditionerende aspecten

5 = algemene geldigheid

Aan het eerste criterium, de relevantie, voldoen beide effecten. Ten aanzien van het tweede criterium, de hanteerbaarheid voor grenswaardenafbakening, kan gesteld worden dat het vitaliteitsverlies hieraan beter voldoet dan de verandering in de soortensamenstelling: men kan als eis stellen dat geen vitaliteitsverlies mag optreden. Het is echter heel wat minder eenvoudig om eisen te stellen aan de soortensamenstelling van de ondergroei.

Voor het derde criterium, de vertaalbaarheid naar de normvariabele, geldt dat vele onderzoeken in binnen- en buitenland erop gericht zijn, de vitaliteit de relateren aan de N-belasting. In elk geval voor naaldbomen lijkt deze opzet ook redelijk te slagen. Wijzigingen in de soortensamenstelling zijn naar alle waarschijnlijkheid evenzeer gerelateerd aan N-belasting; het is hierbij echter (nog) niet mogelijk de relatie te kwantificeren.

Voor de twee aanvullende eisen geldt, dat het vitaliteitsverlies daar beter aan voldoet dan de verandering in de soortensamenstelling. Vitaliteitsverlies werkt enigszins konditionerend op de ondergroei, bijvoorbeeld door verandering in de hoeveelheid licht die de kruid- en struiklaag bereikt, terwijl dat niet geldt voor de soortensamenstelling van de ondergroei. Vitaliteitsverlies is een algemeen optredend effect, terwijl de soortensamenstelling zeer sterk plaatsgebonden is.

In het algemeen kan worden gekonkludeerd, dat het vitaliteitsverlies beter voldoet aan de gestelde eisen dan de veranderingen in de soortensamenstelling. Er wordt daarom voor de vitaliteit als effectvariabele gekozen. In de komende paragrafen wordt ingegaan op de relatie tussen vitaliteit en NH_x -belasting, en op de relatie tussen vitaliteit en andere ongewenste effecten van NH_x -belasting op bossen.

5.3.2 De relatie tussen stikstofbelasting en vitaliteit

De laatste jaren is een aantal studies gestart naar de rol van stikstof bij het vitaliteitsverlies van bomen. De eerste resultaten daarvan komen nu langzamerhand, meest nog in conceptvorm, beschikbaar. Bij al deze studies is het uitgangspunt geweest, een kritische depositiewaarde te vinden. Overschrijding van deze waarde zou leiden tot vitaliteitsverlies.

Hiervoor zijn in genoemde studies verschillende benaderingswijzen gekozen:

- 1) Maximum N-opname in de vegetatie, berekend uitgaande van een bepaald (maximum) N-gehalte in de naalden. Deze benaderingswijze is alleen van toepassing op produktie-naaldbossen en impliceert afvoer van hout, naalden en strooisel.
- 2) Input-output-studies, met als criterium een N-uitspoeling die meer dan de helft van de input bedraagt.
- 3) Netto-stikstofopname in planten, met eveneens de uitspoeling van N als criterium: een soort balansbenadering waarbij alleen rekening wordt gehouden met de reële toename van biomassa in een bos. Ook deze benadering is alleen geldig voor produktiebossen, maar is voor de lange termijn beter geschikt dan 1) omdat alleen rekening wordt gehouden met de hoeveelheid N die uiteindelijk weer afgevoerd wordt.
- 4) Bemestingsexperimenten, waarbij een optimum-groei, afhankelijk van de N-gift, wordt vastgesteld voor naaldbomen.
- 5) Ionen-ratio's in de bodem: van belang is dat de NH_4/Mg - en de NH_4/K -ratio beneden 5 blijven. Worden ze hoger, dan treden gebreksverschijnselen op.
- 6) Bodemverwerking: bij deze benadering wordt gekeken, door welke H^+ -input een zodanige verwerking ontstaat dat gebreksverschijnselen gaan optreden door pH-daling of doordat de Al/Mg - of Al/Ca -ratio toxisch wordt.

Al deze benaderingen hebben gemeen, dat zij niet naar korte-termijneffecten kijken, maar een antwoord proberen te geven op de vraag, hoeveel stikstof een systeem ook op langere termijn kan verwerken. In sommige studies (1, 4, 5 en 6) is het uitgangspunt, dat overschrijding van de kritische depositiewaarde uiteindelijk tot vitaliteitsverlies zal leiden, waarbij niet wordt ingegaan op de termijn waarop dat gebeurt. In andere studies (2 en 3) is de stikstofuitspoeling het belangrijkste criterium: de N-uitspoeling mag niet zodanig hoog zijn dat onaanvaardbare belasting van grond- en oppervlaktewater plaats zal vinden (3).

De (veelal voorlopige) uitkomsten van de tot nu toe verrichte onderzoeken worden gegeven in onderstaande tabel, tabel 5.3.2.1.

Tabel 5.3.2.1 Kritische N-belasting van bosekosystemen, uitgaande van verschillende benaderingswijzen

benaderingswijze	belasting in kg N/ha.jr	geldig voor bostype
1. Maximum N-opname: Ågren (1983)	15 - 35	f,g,h (nld)
De Vries e.a. (1986)	20 - 25	f,g,h (nld)
Werkgroep Stoffenh. (1986)	30	f,g,h (nld)
2. Input-output: Grennfelt (1986)	10 - 15	a,b,f,g,h
I. Nilsson (1986)	10 - 15	(naald)
3. Netto N-opname: Andersen (1986)	5 - 15	f,g (naald)
Andersen (1986)	20 - 45	g,h (loof)
De Vries e.a. (1986)	5	f,g,h - (naald)
4. Bemestingsexperimenten: J. Nilsson (1986)	15 - 25	a,b,f,g,h (naald)
5. Ionenratio's in bodem: Roelofs (1986)	< 35	a,b,c,f,g, h (nld + loof)
6. Bodemverwerking: Appelo (1985)	3 - 10	a,f (nld)
Verstraten (1985)	1½ - 4½	a,f (nld)
De Vries e.a. (1986) Al-ratio	20	b,c,g, (loof)

Bron o.a.: J. Nilsson (1986)

We zien dat de verschillende benaderingswijzen wel verschillen in kritische N-belasting laten zien. Dit zal natuurlijk ook voor een gedeelte te wijten zijn aan verschillende omstandigheden w.b. bodem, waterhuishouding enz. en aan de verschillende bostypen die aan de orde zijn. Voor een gedeelte zullen deze verschillen echter ook zeker bepaald worden door de benaderingswijze: de onderzoeken die meer gericht zijn op een evenwichtssituatie (3, 5 en 6) laten gemiddeld lagere waarden zien dan de onderzoeken die uitsluitend op het directe vitaliteitsverlies betrekking hebben (1 en 4). In elk geval is duidelijk, dat alle kritische waarden laag zijn: voor naaldbossen globaal gesproken beneden de 25 kg N/ha.jr, op zeer voedselarme gronden vaak zelfs 10 kg en minder; en voor loofbos beneden de 45 kg N. Het lijkt mogelijk uit deze tabel een bruikbare set grenswaarden te genereren, die de N-tolerantie van bepaalde bostypen (a, b, c, f, g en h) aangeeft uit oogpunt van vitaliteitsverlies.

5.3.3 De relatie tussen vitaliteitsverlies en verdere effecten op de levensgemeenschap

Zoals reeds opgemerkt is in 5.3.1 is de relatie tussen vitaliteitsverlies en de verandering in soortensamenstelling t.g.v. eutrofiëring eigenlijk niet aan te geven. In veel bossen zullen beide verschijnselen tegelijkertijd optreden, omdat zij uiteinde-

lijk dezelfde oorzaak hebben: N-belasting. Vitaliteitsverlies gaat echter niet altijd gepaard met eutrofiëringsverschijnselen, en eutrofiëringsverschijnselen treden ook wel op zonder vitaliteitsverlies. Dit geldt vooral voor de bossen op vochtig/natte veen- of zandgrond, de bostypen d en e. Voor deze typen zou een andere effektvariabele gezocht moeten worden. Een maat zou bijvoorbeeld kunnen zijn: de dikte van de strooisellaag in het bos. In hoeverre hier een duidelijk relatie te leggen valt met de de soortensamenstelling, zou moeten worden onderzocht. Op dit moment is hierover niet voldoende bekend.

De konklusie moet luiden, dat de vitaliteit voor bepaalde bostypen een goed bruikbare maat is. Voor andere bostypen (d en e) is dat niet het geval. Voor deze typen zou een andere effektvariabele gekozen moeten worden. In dit rapport wordt daar echter vanaf gezien.

5.4 Veengebieden

5.4.1 Keuze van de effectvariabelen

Het voornaamste effect dat op kan treden als gevolg van N-belasting in veengebieden, is een wijziging in de soortensamenstelling als gevolg van eutrofiëring. Voorts kan nog de vergrassing genoemd worden. Dit speelt een rol voor hoogveengebieden, maar ook voor trilvenen waar bij een hogere nutriëntenbelasting een grotere dominantie van bepaalde grassoorten wordt gekonstateerd.

Het lijkt voor de hand te liggen om voor veengebieden, evenals bij heidevelden, de vergrassing als effectvariabele te kiezen, om redenen genoemd in paragraaf 5.1 en 5.2.1. In de volgende paragraaf, 5.4.2, wordt ingegaan op de geschiktheid van deze variabele.

5.4.2 De geschiktheid van vergrassing als effectvariabele voor veengebieden

Ofschoon de vergrassing op zichzelf een goede variabele is, zijn er toch enkele redenen waarom deze in het geval van veengebieden minder bruikbaar is dan bij heidevelden:

Ten eerste wordt de aftakeling van de veengebieden en daarmee ook de vergrassing (bijna) steeds aan andere oorzaken dan N-belasting toegeschreven.

Ten tweede is er, mede daardoor, niet zoveel bekend over de relatie vergrassing/N-belasting bij veengebieden. Een grafiek vergelijkbaar met die in par.5.2.2 kan dan ook niet gegeven worden. Mogelijk is genoemde grafiek ook direkt bruikbaar voor hoogveengebieden: hierover is echter geen zekerheid te krijgen. Dit zal het moeilijker maken, uiteindelijk tot een grenswaardebepaling te komen.

Desondanks lijkt de vergrassing nog steeds een geschiktere maat dan de wijziging in soortensamenstelling. Voor deze laatste variabele gelden dezelfde nadelen als genoemd voor vergrassing: zij wordt vaak veroorzaakt door andere factoren, en er is geen duidelijk relatie aan te geven met de N-belasting. Daarenboven wordt, i.t.t. bij vergrassing, ook niet voldaan aan de aanvullende eisen genoemd in paragraaf 5.1, de aanwezigheid van konditionerende aspecten en de algemene geldigheid. Om die redenen wordt toch voor de vergrassing als meest geschikte effectvariabele voor veengebieden gekozen. Tot een nadere invulling van de effectvariabele kan echter niet gekomen worden op basis van de nu bekende onderzoeksgegevens.

5.5 Grasland

5.5.1 Keuze van de effectvariabelen

De voornaamste effecten die kunnen optreden als gevolg van atmosferische N-belasting zijn:

- a. wijzigingen in de soortensamenstelling door het verdwijnen/afnemen van aan voedselarm milieu gebonden plantesoorten
- b. wijzigingen in de soortenrijkdom (gewoonlijk afname)
- c. verhoging van de graslandproduktie.

Toetsing van deze effecten t.a.v. hun geschiktheid voor gebruik als effectvariabele levert het volgende beeld op:

Tabel 5.5.1.1 Vergelijking van de in bossen optredende effecten van NH_x-belasting op hun geschiktheid als effectvariabele

Effekt	Harde eisen			Aanv. eisen	
	1	2	3	4	5
a.wijziging soortensamenstelling	+	-	+?	-	-
b. " soortenrijkdom	+/-	+	+ (?)	-	+
c.verhoging graslandproduktie	+	+	+ (?)	+	+

1 = relevantie

2 = hanteerbaarheid voor grenswaardenafbakening

3 = vertaalbaarheid naar normvariabele

4 = aanwezigheid van konditionerende aspecten

5 = algemene geldigheid

Wijziging in de soortenrijkdom voldoet als enige niet eenduidig aan eis 1, de relevantie. De soortenrijkdom is groter naarmate het grasland schraler is en de natuurwaarde hoger, tot op een bepaald punt. Voorbij dat punt kan de schraalheid nog toenemen, evenals de natuurwaarde van het grasland, maar neemt de soortenrijkdom weer af. De graslandproduktie blijft wel eenzelfde trend vertonen: verdere afname naarmate het grasland schraler is, en de natuurwaarde nog toe kan nemen. (NB Dit is geen omkeerbare relatie: een lage produktie houdt niet automatisch een hoge natuurwaarde in.)

Aan de tweede eis, de hanteerbaarheid voor grenswaardenafbakening, voldoet alleen effect a niet vanwege het sterk plaatsgebonden karakter. Alle effecten voldoen in principe aan de derde eis. De relatie van effect a met de N-belasting is echter vooralsnog niet kwantificeerbaar. In mindere mate geldt dit ook voor de effecten b en c. Dit wordt mede veroorzaakt door het feit dat in schrale graslanden N lang niet altijd de beperkende factor is. Effect c, de graslandproduktie, voldoet als enige aan de beide aanvullende eisen.

Al met al blijkt, dat effect c, het effect op de graslandproduktie, het best voldoet aan de in paragraaf 5.1 geformuleerde eisen. Er wordt daarom voor de graslandproduktie gekozen als effectvariabele.

In de volgende paragrafen wordt ingegaan op de relatie tussen stikstofgift en graslandopbrengst enerzijds, en graslandopbrengst en andere N-effecten anderzijds, om de geschiktheid van de variabelen nader te analyseren.

5.5.2 De relatie tussen stikstofbelasting en graslandopbrengst

In hoofdstuk 3 is reeds kort ingegaan op de relatie tussen N-gift en graslandopbrengst. Er wordt een grafiek gegeven die deze relatie weergeeft (Van Steenberg, 1977). Deze grafiek is echter alleen geldig voor agrarisch grasland: we zien dat ook bij een N-gift van 0 kg/ha.jr er nog steeds een aanzienlijke produktie van het grasland gehaald kan worden. Dit kan door twee factoren verklaard worden. Ten eerste zijn de proefvelden wel beweid geweest en heeft ook een beperkte stalmestgift plaatsgevonden, zodat er niet werkelijk van een nul-gift sprake was. Ten tweede vindt bij stoppen van de bemesting in de eerste jaren nog een nalevering van nutriënten plaats. De produktie loopt dan in de loop van de jaren verder terug tot een nivo van 3 à 5 ton/ha.jr (Oomes e.a., 1980).

In graslandreservaten wordt de absolute hoogte van de produktie veelal niet in de eerste plaats bepaald door de stikstofgift. Wanneer in het geheel geen stikstof wordt toegediend, lopen de produktiewaarden uiteen van 2-8 ton droge stof/ha.jaar, afhankelijk van grondsoort, waterhuishouding, beheer, en P- en K-gift. In geheel onbemeste graslanden is in de meeste gevallen P de beperkende faktor en heeft een N-gift geen effect op de produktiehoogte. Dit geldt met name voor grasland op zand- en veengrond.

Wanneer P en K niet beperkend zijn, is ook in reservaten een zeer duidelijke relatie tussen extra N-gift en produktiehoogte aanwezig. Dit blijkt uit de figuren 4 a, b en c, waarin voor verschillende categorieën graslandreservaten het verband staat aangegeven tussen N-gift en droge stof-produktie. In deze reservaten wordt wel een P- en K-gift toegediend, ook bij het ontbreken van een N-gift. We zien, dat hoewel de absolute hoogte van de produktie verschilt, de toename van de produktie per eenheid extra N voor alle graslanden ongeveer gelijk is. Op zandgrond levert elke kilogram stikstof die per hektare wordt toegediend, een produktieverhoging op van 17 kg droge stof per hektare. Op veen en klei is dat 20 kg ds per extra kg N/ha. (Dit geldt voor N-giften tot 200 kg/ha.)

In onderstaande tabel wordt het bovenstaande nog eens samengevat:

Tabel 5.5.2.1 Samenhang tussen de stikstofbemesting en de droge stof-productie bij verschillende typen graslandreservaten.

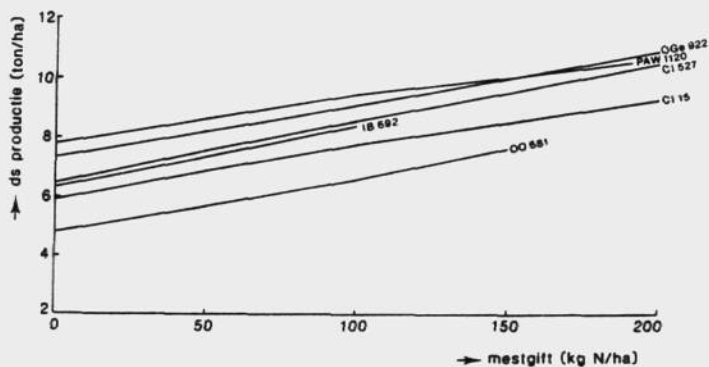
grondsoort	drogestofprod. zonder bemesting	ds-prod. bij alleen PK-gift	add.prod.bij extra Ngift*
zand	2-6 ton/ha	5-8 ton/ha	17 kg ds/kgN
veen	3-7 "	7-8 "	20 " "
klei	5-8 "	6-9 "	20 " "

*indien N beperkend is

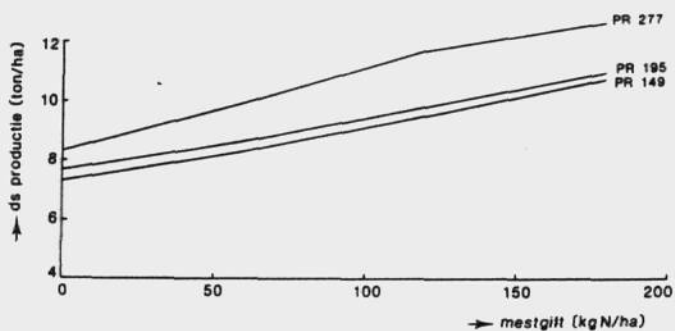
bron: Oomes, Korevaar & Altena, 1980

Figuur 4. Relatie tussen de N-gift en de droge stof-opbrengst in een aantal graslanden op verschillende grondsoort.

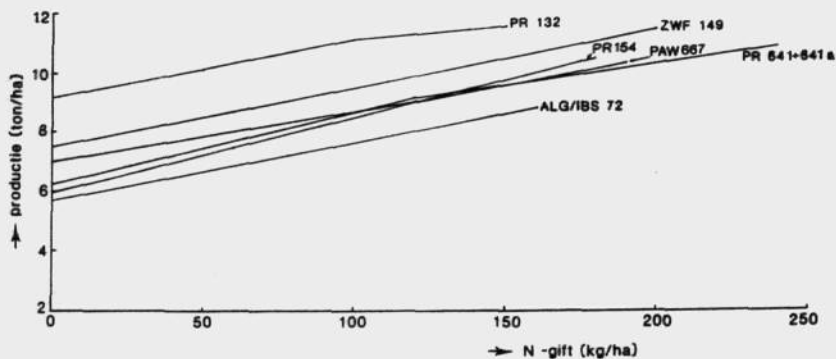
a. zandgrond



b. veengrond



c. kleigrond



5.5.3 De relatie tussen graslandopbrengst en verdere effecten op de levensgemeenschap

Door verschillend auteurs is, zoals reeds beschreven in paragraaf 3.6.1, de relatie tussen de graslandproductie en de soortenrijkdom van het grasland nagegaan. Het onderzoek van Al-Mufti e.a. (1977), waarbij een maximale soortenrijkdom wordt aangetroffen bij een productie van 5,1 ton ds/ha, is voor anderen aanleiding geweest een dergelijk onderzoek uit te voeren:

Vermeer en Berendse (1983) vinden een optimum bij een productie van 4 à 5 ton ds/ha voor diverse typen graslandreservaten. Klinkhamer (1985) vindt voor duingrasland een optimum bij een productie van 3 ton/ha. Voor kalkgrasland vindt Willems (1980) een optimum bij 2-4 ton/ha. Deze over het algemeen lagere uitkomsten in vergelijking met Al-Mufti e.a. worden door sommige auteurs toegeschreven aan verschillen in de oogstmethoden. Het is echter geenszins duidelijk, of dit de werkelijke oorzaak is, en zo nee, waardoor dit verschijnsel dan wel veroorzaakt wordt.

Oomes e.a. (1980) doen op grond van een groot aantal bemestingsproeven in grasland een uitspraak over de hoogte van de productie, waarbij uit natuurbehoudsoogpunt interessante vegetaties op kunnen treden:

voor grasland op zand:	3-4	ton ds/ha		
" " " veen:	3-5	" "		
" " " klei:	4-7	" "		

Benadrukt wordt echter, dat niet alle graslanden bij dergelijke productiehoogten een interessante vegetatie hebben.

Melman e.a. (1985) treffen een duidelijk verband aan tussen de voedselrijkdomindicatie van de vegetatie als geheel en de droge stof-opbrengst. Tevens vinden zij een sterke negatieve korrelatie tussen de natuurwaarde (gedefinieerd volgens Clausman & van Wijngaarden) en de droge stofopbrengst van graslanden. Een sterke daling van de natuurwaarde treedt op, wanneer de productie hoger wordt dan ca. 8 ton ds/ha.

Het lijkt hiermee voldoende aannemelijk gemaakt, dat er een relatie is tussen de droge stofproductie en de effecten op de samenstelling van de vegetatie van graslanden.

5.6 Vennen5.1 **Keuze van de effectvariabelen**

De effecten die optreden als gevolg van ammoniumbelasting op vennen zijn verschillend voor de verschillende ventypen.

Voor de verzurende vennen, type a en b, kunnen als belangrijkste effecten genoemd worden:

- a. alkaliniteitsverlies
- b. dominantie van knolrus/veenmos
- c. wijzigingen in de soortensamenstelling van de venlevensgemeenschap.

Toetsing van deze drie effecten op hun geschiktheid als effectvariabele geschiedt in onderstaande tabel.

Tabel 5.6.1.1 Vergelijking van de in vennen optredende effecten van NH_x -belasting op hun geschiktheid als effectvariabele

effect	harde eisen			aanv.eisen	
	1	2	3	4	5
a.alkaliniteitsverlies	+	+	+	+	+
b.dominantie knolrus/veenmos	+/-	+	+	+?	+
c.soortensamenstelling	+	+(?)	+	-	-

1 = relevantie

2 = hanteerbaarheid voor grenswaardenafbakening

3 = vertaalbaarheid naar normvariabele

4 = aanwezigheid van conditionerende aspecten

5 = algemene geldigheid

Ten aanzien van de eerste eis, de relevantie, kan opgemerkt worden dat alleen effect b, de dominantie van knolrus of veenmos, daar niet zonder meer aan voldoet. Beide soorten komen ook van nature voor in oligo- en dystrofe vennen. Bovendien is (zoals beschreven in par. 3.7) deze dominantie slechts een tijdelijke zaak in het verzuringsproces. Dat wil zeggen, dat de afwezigheid ervan zowel een gunstig als een ongunstig verschijnsel kan zijn.

Alle drie de effecten voldoen aan de tweede en derde eis, met de kanttekening, dat het niet zeker is of voor effect c, wijzigingen in de soortensamenstelling, de relatie met de NH_x -belasting kan worden gekwantificeerd. (Wel kan de pH van het venwater worden gerelateerd aan het voorkomen van diverse makro- en mikrofyten. NH_x -depositie veroorzaakt echter veranderingen in de alkaliniteit lang voordat de pH gaat dalen.)

Effecten a en b voldoen beide aan de aanvullende eisen, met het voorbehoud dat in de literatuur niet gesproken wordt over conditionerende aspecten van knolrus of veenmos. Het lijkt echter heel goed mogelijk, dat een dergelijke dominantie remmend werkt op de groeimogelijkheden van andere soorten. Effect c, het effect op

de soortensamenstelling, voldoet aan geen van beide aanvullende eisen.

Gekonkludeerd kan worden, dat de alkaliniteit het best voldoet aan de in paragraaf 5.1 geformuleerde eisen. Er wordt dan ook gekozen voor de alkaliniteit als effectvariabele.

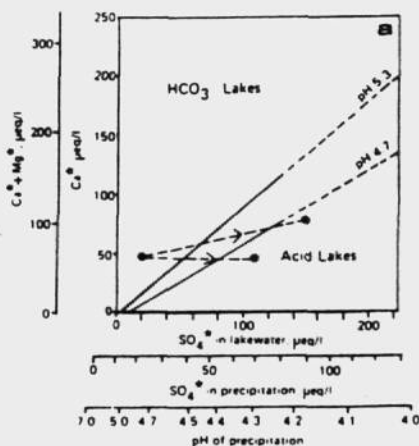
In de volgende paragrafen wordt nader ingegaan op de relatie van de alkaliniteit met de NH_x -belasting enerzijds, en de relatie van de alkaliniteit met de effecten op het ven-ecosysteem anderzijds.

Voor de vennen van het type c en d, waar de eutrofiëring als effect overheerst, moet een andere variabele worden gevonden. Een gebruikelijke maat hiervoor is het chlorophyl-a gehalte van het water. In paragraaf 5.7, bij de behandeling van plassen, komt dit verder aan de orde.

5.6.2 De relatie tussen stikstofbelasting en de alkaliniteit

Voor de vennen die gevoelig zijn voor verzuring is vanzelfsprekend het verzurend effect van NH_x het belangrijkste. Volgens Schuurkes en Leuven (1986) werkt NH_x , dat voor het overgrote deel in de vorm van $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ het water bereikt, in vennen met minerale bodem voor 70% verzurend. In de van nature dystrofe vennen, die een organische bodem hebben, is dat percentage lager (20-70%). De relatie tussen de alkaliniteit en de zuurbelasting (20-70% van de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -belasting) is dan ook een zeer direkte. Voor het uiteindelijke effect op de pH is slechts de oorspronkelijke alkaliniteit of buffercapaciteit van het water van belang. Henriksen (1982) heeft een grafiek opgesteld om de verzuring in meren te voorspellen door de zuurbelasting van het water te relateren aan de aanwezige buffercapaciteit.

Figuur 5 Verband tussen verzuring, buffercapaciteit en zuurbelasting van meren in Skandinavië



Bron: Henriksen, 1982.

De zuurbelasting wordt uitgedrukt in $[SO_4]$ in het regenwater; de (oorspronkelijke) buffercapaciteit in het gehalte aan (niet mariene) Ca^{2+} en Mg^{2+} -ionen. Bij toepassing op de Nederlandse vennen blijkt de grafiek redelijk betrouwbaar te zijn, het minst echter in het overgangsgedrag (pH tussen 5,3 en 4,7). Op dit moment wordt verder gewerkt aan de aanpassing van deze grafiek voor de Nederlandse situatie, die anders is dan de Skandinavische ten aanzien van de ratio natte/droge depositie, de ionensamenstelling, en de belangrijke rol die in Nederland wordt gespeeld door NH_3 (Leuven & Schuurkes, 1985). Wanneer deze voor Nederlandse wateren aangepaste methode beschikbaar komt, lijkt dit een zeer bruikbare voor het beoogde doel. Tot die tijd kan de grafiek van Henriksen in de huidige vorm worden toegepast, of kunnen enkele in de literatuur genoemde grenswaarden voor belasting met N-verbindingen als uitgangspunt dienen voor het opstellen van een richtlijn.

De niet voor verzuring gevoelige, goed-gebufferde vennen (type c en d) worden in dit hoofdstuk niet verder behandeld, maar komen aan de orde in paragraaf 5.7.

5.6.3 De relatie tussen de alkaliniteit en verdere effecten op de levensgemeenschap

Er wordt een duidelijke relatie aangetroffen tussen de pH, de alkaliniteit, en de dominantie van plantesoorten in de ondergedoken vegetatie, in zoverre dat de vennen waar dominantie van knolrus of veenmos heerst altijd een alkaliniteit van vrijwel 0 en een pH van 4 of lager hebben. Dat geldt ook voor vennen waar de ondergedoken vegetatie t.g.v. CO_2 -gebrek geheel is verdwenen (Roelofs, 1983).

Coesel (1978) constateert een verband tussen het optreden van bepaalde desmidiaceeën en de dystrofiëring (als gevolg van zure neerslag) in vennen.

Van Dam (1983) vindt een verband tussen pH en het optreden van diverse makro- en mikrofyten.

Ook Geelen en Leuven (1985) constateren op grond van een grote hoeveelheid literatuur uit binnen- en buitenland een relatie tussen pH en de samenstelling van fyto- en zooplankton.

Gekonkludeerd mag worden, dat er een duidelijk verband bestaat tussen de alkaliniteit resp. zuurgraad van het water en de samenstelling van de erin voorkomende levensgemeenschappen.

Ook hier geldt echter weer, dat dit verband niet of in veel mindere mate geldt voor herstel van reeds door NH_x -belasting aangetaste vennen: terugdringen van de belasting wordt niet automatisch gevolgd door verbetering van de situatie.

Op de relatie tussen het chlorophyl-a-gehalte en de soortensamenstelling in geëutrofiëerde vennen wordt ingegaan in paragraaf 5.7.3, bij de behandeling van de plassen.

5.7 Plassen5.7.1 Keuze van de effectvariabelen

Zoals beschreven wordt in paragraaf 3.10.1, zijn de belangrijkste effecten van stikstof in plassen te beschrijven als:

- a) optreden van algenbloei;
- b) verandering van de soortensamenstelling, gewoonlijk verdwijnen van allerlei soorten hogere planten, vissen, en mikro-organismen.

Met behulp van onderstaande tabel wordt nagegaan, in hoeverre beide effecten voldoen aan de criteria die gesteld zijn in paragraaf 5.1 met betrekking tot de effectvariabele.

Tabel 5.7.1.1 Vergelijking van de in plassen optredende effecten van NH_x -belasting op hun geschiktheid als effectvariabele.

Effekt	Harde eisen			Aanv. eisen	
	1	2	3	4	5
a. algenbloei	+	+	+(?)	+	+
b. soortensamenstelling	+	-	+?	-	-

1 = relevantie

2 = hanteerbaarheid voor grenswaardenafbakening

3 = vertaalbaarheid naar normvariabele

4 = aanwezigheid van konditionerende aspecten

5 = algemene geldigheid

Beide effecten voldoen aan eis 1, de relevantie. Aan de tweede eis, de hanteerbaarheid voor het stellen van grenswaarden, voldoet alleen effect a, de algenbloei. T.a.v. de derde eis, de relatie met de stikstofbelasting, kan opgemerkt worden dat de relatie tussen het N-gehalte van het water en de algengroei, c.q. het chlorophyl-a gehalte, bekend is (uitgaande van N als beperkende faktor). Het probleem is gelegen bij het omrekenen van N-belasting in het N-gehalte van het water. De soortensamenstelling wordt (bij N als beperkende faktor) ongetwijfeld beïnvloed door NH_x -depositie. Deze relatie is echter voralsnog niet kwantificeerbaar.

Effekt a, de algenbloei, voldoet aan beide aanvullende eisen.

Effekt b doet dat niet.

Aangezien effect a het beste voldoet aan de gestelde eisen, ligt het voor de hand te kiezen voor de algengroei als effectvariabele. Mede gezien het feit dat het al langere tijd gebruikelijk is, de eutrofiëring in plassen te relateren aan algengroei, uitgedrukt in μg chlorophyl-a per liter, wordt dat dan ook gedaan.

Zoals in paragraaf 5.6.3 wordt aangegeven, worden ook de voor eutrofiëring gevoelige vennen hierbij betrokken, namelijk de wat minder voedselarme, goed gebufferde vennen. Deze zullen in dit verband onder de types a) en c) vallen.

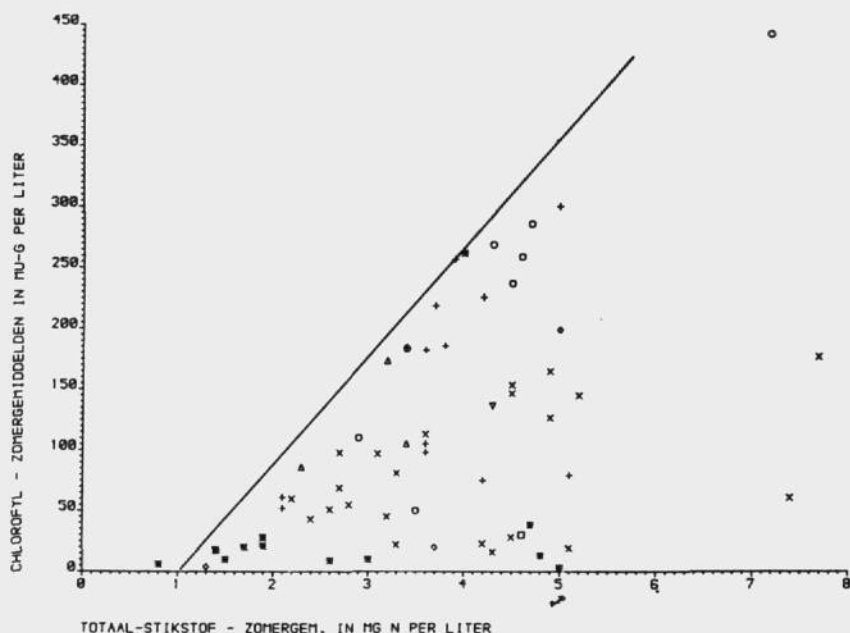
In de komende paragrafen wordt ingegaan op de relatie tussen stikstofbelasting en chlorophylgehalte van het water, en op de relatie tussen het chlorophylgehalte en de veranderingen in de soortensamenstelling.

5.7.2 De relatie tussen stikstofbelasting en het chlorophyl-a gehalte

Er zijn diverse algenbloei-modellen, waarmee men de groei van algen kan voorspellen op basis van allerlei invoerfactoren ten aanzien van nutriëntenbelasting en de morfologie, hydrologie en chemische en fysische eigenschappen van het betreffende water. Wanneer men in detail wil weten, hoe een bepaald water op een bepaalde stikstofinput zal reageren, rekening houdend met allerlei andere factoren, verdient het aanbeveling één van deze modellen te gebruiken. In deze paragraaf wordt alleen in 't kort getracht na te gaan wat de relatie is tussen stikstofbelasting en algengroei, zonder in te gaan op andere factoren. Er wordt daarbij impliciet vanuit gegaan, dat N de voor algengroei beperkende factor is. Wanneer dit niet het geval zou zijn, heeft N-belasting geen effect en is daarmee ook niet van belang.

Door de CUWVO (1980) is voor een groot aantal Westnederlandse wateren (waaronder meren, plassen, wielen, gaten enz.) een eenvoudig algenbiomassamodel uitgewerkt op basis van stikstofgehalte, fosfaatgehalte en doorzicht van het water. Voor elk van deze factoren is apart de relatie vastgelegd met het chlorophylgehalte van het water. Onderstaande grafiek, figuur 6, laat de relatie zien tussen het N-gehalte en het chlorophylgehalte van het water, uitgaande van N als beperkende factor, als zomergemiddelden:

Figuur 6 Relatie tussen het stikstofgehalte en het chlorophyl-gehalte van het water.



Bron: CUWVO, 1980.

De getrokken lijn geldt voor wateren met een N-beperking. De punten rechts van de lijn zijn wateren waar een andere faktor beperkend is.

De vraag is nu, of er een relatie te leggen valt tussen het zomergemiddelde N-gehalte van het water en de jaarlijkse N-belasting.

Het N-gehalte van het water wordt bepaald door een aantal variabelen:

- de N-belasting
- de verblijftijd van het water
- de denitrifikatie
- de sedimentatie
- de N-levering van de bodem.

Deze laatste drie variabelen verschillen aanzienlijk per water, maar kunnen, in tegenstelling tot bij het P-gehalte, het N-gehalte voor een zeer groot deel bepalen. Het is dus niet mogelijk om een simpele formule toe te passen zoals dat wel voor fosfaten kan (Vollenweider, 1976; Hosper, 1978; CUWVO, 1980), uitsluitend gebaseerd op de belasting met N en de verblijftijd van het water. Per water zal deze relatie apart moeten worden bepaald.

Op basis van gegevens uit het genoemde CUWVO-rapport is voor een 14-tal wateren van verschillende aard gekeken, of er een correlatief verband te vinden is tussen de netto-N-belasting en het zomer-N-gehalte. De netto N-belasting wordt daarbij gedefinieerd als de hoeveelheid N die jaarlijks instroomt, verminderd met de hoeveelheid die jaarlijks weer uitstroomt. De formule wordt als volgt:

$$\text{N-zomergerhalte (mg/l)} = 2.92 + 0.74 \ln (\text{netto N-belasting(mg/l)}).$$

De formule vertoont een correlatiecoëfficiënt van $r^2 = 0.75$, redelijk hoog dus. Alle bovengenoemde processen zijn theoretisch gesproken in de formule inbegrepen.

In bijlage 2 wordt nader op het tot stand komen van de formule ingegaan.

De correlatie wordt niet hoger wanneer alleen wateren met bepaalde eigenschappen (ten aanzien van verblijftijd van het water, diepte of omvang) bij elkaar worden genomen; in de meeste gevallen zelfs lager. Dit lijkt erop te wijzen, dat deze eigenschappen niet van bepalend belang zijn voor de relatie N-belasting - N-gehalte.

De geldigheid van de formule is echter beperkt: bij N-gehalten van > 5 mg N/l komen de bijbehorende N-belastingwaarden niet meer overeen met werkelijke waarden⁸.

Bovendien kan om allerlei redenen N-belasting in bepaalde wateren leiden tot sterk afwijkende N-gehalten in het water. Tenslotte bestaat veel onzekerheid ten aanzien van de bij de formule gebruikte N-belastingen: het is heel goed mogelijk dat deze in werkelijkheid heel anders uitvallen (met name veel hoger), door de onduidelijkheid die heerst ten aanzien van de bijdrage van diverse bronnen van stikstofbelasting.

Benadrukt moet worden, dat met de formule geen exakte voorspellingen kunnen worden gedaan t.a.v. het N-gehalte van het water. De formule is slechts geschikt om daaromtrent een indicatie te geven. Wanneer men preciezere voorspellingen wil doen, is het aan te raden om gebruik te maken van een meer gedetailleerd nutriëntenhuishouding-model.

Tenslotte is er nog het probleem om atmosferische depositie om te rekenen in de genoemde netto N-belasting in mg/l. Deze relatie zal afhankelijk zijn van twee factoren: de diepte en de verblijftijd van het betreffende water, op de volgende manier:

$$\text{netto N-belasting} = 0,1 \text{ N-depositie} \times 1/\text{diepte} \times 1/T_w$$

De netto N-belasting wordt uitgedrukt in g/m^3 , ofwel mg/l. De N-depositie staat in kg N/ha.jaar, en wordt in de formule met

⁸ De N-gehalten die overeenkomen met gewenste chlorophyll-gehalten liggen in de range van 1-3 mg/l, zodat een gehalte van > 5 mg/l in elk geval te hoog is. Voor die range levert de formule wel (redelijk) waarschijnlijke getallen.

0,1 vermenigvuldigd om te korrigeren en om te zetten in g/m^2 .jaar.

De diepte is de gemiddelde waterdiepte in m.

T_w is de verblijftijd in jaren: het watervolume (m^3) gedeeld door het jaarlijks oppervlakkig uitstromend debiet ($m^3/jaar$).

5.7.3 De relatie tussen de gekozen effectvariabele en verdere effecten op de levensgemeenschap

In diverse onderzoeken is een relatie gelegd tussen de stikstofrijkdom van het milieu en het voorkomen van hogere waterplantesoorten, of de soortensamenstelling van de mikroflora (Ellenberg, 1974; Werkgroep Biologische Waterbeoordeling, 1977; Bloemendaal &

Schuurkes, 1980). Het chlorophylgehalte kan in dit geval dienen als indikator voor deze effecten, waaraan het zelf geen bijdrage levert.

Algen groei heeft echter ook op zichzelf effecten op de onderwatervegetatie via de licht-beschikbaarheid. De waterfauna heeft vooral te lijden van schommelingen in het O_2 -gehalte die ontstaan door overmatige algenbloei. Hierbij is het chlorophylgehalte c.q. de algen groei niet alleen een indicatie voor, maar ook veroorzaker van de effecten.

In beide gevallen is duidelijk sprake van een relatie tussen het chlorophylgehalte en andere optredende effecten.

III GRENSWAARDEN

1. Inleiding

In deel II van dit rapport is ingegaan op de effectrelaties m.b.t. stikstofbelasting van verschillende milieutypen. In dit gedeelte wordt aandacht gegeven aan de mogelijkheid om vanuit deze effectrelaties te komen tot een onderbouwing van grenswaarden ten aanzien van NH_x -belasting.

Uitgangspunt hierbij vormen de beleidslijnen zoals die neergelegd zijn in diverse IMP's en andere overheidsnota's.

In het IMP Milieubeheer 1986-1990 wordt gesproken over een tweesporenbeleid bij het waarborgen van de milieukwaliteit: een effectgericht en een brongericht beleid. In het effectgericht beleid worden kwaliteitseisen t.a.v. het milieu geformuleerd. Het brongericht beleid stelt eisen aan de milieubelasting afkomstig van verschillende bronnen.

Het formuleren van eisen t.a.v. de stikstofbelasting van verschillende milieutypen valt onder het effectgericht beleid. In dit gedeelte van het rapport wordt getracht hierbij aan te sluiten. In het volgende gedeelte, deel IV, wordt een poging gedaan, rekenregels op te stellen om de effectgerichte kwaliteitseisen te vertalen in brongerichte emissie-eisen voor intensieve veehouderijbedrijven.

Binnen het effectgericht beleid worden in het IMP-M twee typen kwaliteitseisen onderscheiden: de algemene en de bijzondere of specifieke milieukwaliteitseisen.

Algemene milieukwaliteitseisen zijn erop gericht, aantasting van bodem en water binnen redelijke grenzen te houden, zodat "de gezondheid en het welbevinden van mensen en de instandhouding van dieren, planten, goederen en vormen van gebruik in algemene zin zijn gewaarborgd". Deze komen overeen met de in het IMP-Water 1985-1989 onderscheiden "basiskwaliteitsnormen", die gelden voor alle oppervlaktewateren.

Specifieke kwaliteitseisen kunnen gesteld worden ten behoeve van bepaalde gebieden, of van ecosystemen of organismen die men wil handhaven of waarvan men de vestiging mogelijk wil maken. In het IMP-Water worden twee typen normen genoemd, die onder de bijzondere kwaliteitseisen kunnen worden gerangschikt: de "funktiegerichte normen", normen t.a.v. drinkwater, zwemwater, enz., en de zg. "ecologische normen", d.w.z. normen die de natuurwaarden van wateren willen handhaven of bevorderen. Binnen deze laatste categorie, de "ecologische normen", worden drie nivo's onderscheiden:

- het laagste nivo dat overeenkomt met het basiskwaliteitsnivo, geldig voor alle wateren
- het middelste nivo dat eisen bevat die meer in de richting van het natuurlijk nivo gaan

-het hoogste nivo dat maximum eisen bevat voor specifieke watertypen of zelfs individuele wateren.

Het is de bedoeling, dat in dit deel van het rapport enkele aanwijzingen worden gegeven voor het formuleren van kwaliteits-eisen t.a.v. de NH_x -belasting van de verschillende in deel II onderscheiden milieutypen. Het lijkt zinvol, om bij de formulering van deze natuurgerichte normen aan te sluiten bij de beleidslijnen zoals die in de IMP's geformuleerd zijn.

Voor de definitie van dergelijke grenswaarden lijkt het voor gebieden waar het natuurbehoud het belangrijkste doel is niet nodig om, zoals in het IMP-Water, drie kwaliteitsnivo's aan te houden. Voor een normenstelsel dat in principe duurzaam geldend moet zijn, is het voldoende om naast het basisnivo één ander nivo te onderscheiden: het hoogste nivo waarbij de normen gericht zijn op een optimale natuurlijke ontwikkeling van het ecosysteem. Een tussennivo zou gehanteerd kunnen worden wanneer behoefte bestaat aan een tijdelijke versoepeling van het hoogste nivo, bijvoorbeeld om een hoge milieubelasting gefaseerd terug te kunnen dringen.

Voor gebieden waar duidelijk meer functies aan toegekend worden dan alleen de natuurfunctie is definitie van een tussennivo als duurzaam geldende eindnorm mogelijk wél zinvol. Te denken valt hierbij bijvoorbeeld aan graslanden die ook een functie voor de landbouw hebben; aan bos met een produktiefunctie; of aan plassen met een (beperkte) recreatiefunctie.

De volgende, duurzaam geldende, nivo's kunnen dan worden onderscheiden:

- I Basisnivo: normen die gelden voor alle wateren en alle bodems, die naast mogelijkheden voor gebruiksfuncties de instandhouding van levensvormen waarborgen, maar waarbij geen eisen worden gesteld aan specifieke natuurwaarden.
- II Middelste nivo: normen die gericht zijn op het mogelijk maken van een bepaalde kwaliteit van de ecosystemen in bepaalde gebieden, naast de andere functies die deze gebieden vervullen. Hierbij worden wel eisen gesteld ten behoeve van specifieke natuurwaarden.
- III Hoogste nivo: normen die gericht zijn op een optimale natuurlijke ontwikkeling van ecosystemen in natuurgebieden of op het behoud van specifieke natuurwaarden in deze gebieden.

In de komende hoofdstukken zal worden getracht, voor elk van de categorieën van milieutypen zoals onderscheiden in deel II, mogelijkheden aan te geven om te komen tot het stellen van eisen aan de NH_x -belasting volgens de genoemde nivo's.

2. Grenswaardenafbakening voor de verschillende milieutypen

2.1 Terrestrische milieutypen

Alvorens over te gaan tot het definiëren van de normstellingsnivo's voor de afzonderlijke milieutypen, moeten enkele voorafgaande opmerkingen worden gemaakt.

De definiëring van nivo I, het basisnivo, kan op tweeërlei wijze geschieden. Men kan streven naar voor alle terrestrische milieutypen geldende normen, zoals de basiskwaliteitseisen t.a.v. stoffengehaltes voor wateren zijn geformuleerd. Het is ook mogelijk om basiskwaliteitseisen te formuleren voor categorieën milieutypen afzonderlijk, zoals dat is gedaan voor watertypen door de CUWVO (1984). Een combinatie hiervan is ook mogelijk. In par. 2.1 zullen de algemene eisen worden besproken, terwijl in de daaropvolgende paragrafen de aanvullende, voor de afzonderlijke milieutypen geldende eisen aan de orde komen.

De nivo's II en III moeten in elk geval per milieutype worden gedefinieerd. Voor nivo II zal het in de regel voldoende zijn, onderscheid te maken naar de categorieën milieutypen zoals beschreven in deel II: heide, veen, grasland en bos. Daarnaast zijn voor nivo II de verschillende gebruiksfuncties van belang. Voor nivo III zal in principe een fijnere indeling gewenst zijn, gebaseerd op verschillen in gevoeligheid voor NH_x -belasting. In het algemeen gesproken is het echter de vraag, of de effectrelatie met de NH_x -belasting voldoende is uitgewerkt om dit principe ook in de praktijk te kunnen vertalen naar een gedetailleerd normenstelsel.

2.1.1 **Basisnivo**

Wanneer men, aansluitend bij de stofgerichte kwaliteitseisen uit het IMP-Water 85-89, een basisnivo wil definiëren t.a.v. NH_x -belasting voor alle terrestrische milieutypen gezamenlijk, zou men als uitgangspunten kunnen nemen:

1) Er mag geen vergiftiging van organismen optreden door een te hoog gehalte aan NH_4^+ of NO_3^- in de bodem. Toxische effecten van ammonium en van nitraat op zichzelf zijn er vrijwel niet. Het toxisch effect dat zich kan voordoen bij dierlijke organismen en ook bij de mens is het gevolg van omzetting tot nitriet. Voor het opstellen van een richtlijn zou men dan bijvoorbeeld het nitraatgehalte in de vegetatie enerzijds kunnen relateren aan het lichaamsgewicht van herbivoren, aan de hoeveelheid die zij eten, en aan het omzettingspercentage van nitraat tot nitriet (voor mensen maximaal ca. 10%). Anderzijds zou het nitraatgehalte in de vegetatie dan weer omgerekend moeten worden in stikstofbelasting via het nitraatgehalte van de bodem. Naar alle waarschijnlijkheid komt men dan uit op een zeer hoog toegestaan belastingsnivo. (Men bedenke bijvoorbeeld, dat er bij een landbouwkundige bemesting van grasland met 500 kg N/ha.jaar geen sprake is van negatieve effecten op rundvee via een te hoog NO_3^-

gehalte van het gras.)

2) De uitspoeling van NO_3 en NO_2 moet niet zodanig hoog zijn, dat het grondwater onaanvaardbaar wordt belast. In het IMP-M wordt hiervoor op korte termijn een gehalte genoemd van 50 mg NO_3 /l, en op lange termijn van 25 mg/l voor zandgrond. Hogere gehalten maken het grondwater ongeschikt als grondstof voor drinkwater. De belasting met NH_x zou dus niet hoger mogen zijn, dan het nivo dat een dergelijk NO_3 -gehalte veroorzaakt. De verhouding belasting/uitspoeling zal van gebied tot gebied sterk verschillen, afhankelijk van het bodemtype, het grondwaterregime, en de aard van de vegetatie.

Of het haalbaar is, om het tweede genoemde punt door te voeren als voor alle bodems in Nederland geldig basisnivo, is zeer de vraag. In dat geval zou in grote delen van Nederland de landbouw moeten verdwijnen. Men kan dit punt ook zien als een specifieke kwaliteitseis, geldig voor drinkwaterwingebieden en hun beschermende zone.

2.1.2 Heide en veengebieden

Aanvullende eisen aan het basiskwaliteitsnivo, nivo I, zijn voor wat betreft heide- en veengebieden aan de NH_x -belasting moeilijk te stellen. Voor handhaving van de specifieke natuurwaarden in deze gebieden is nivo III aan de orde; definitie van nivo II is in dit geval niet van toepassing.

Als effectvariabele is voor heide en veengebieden in deel II gekozen voor de mate van vergrassing. Voor heide is daarbij een effectrelatie uitgewerkt tussen de NH_x -belasting en het vergrassingspercentage. Op basis van deze relatie zou men voor heide het hoogste nivo kunnen definiëren: nivo III wordt bepaald door de NH_x -belasting waarbij duurzaam geen vergrassing optreedt, of waarbij de vergrassing niet boven een bepaald, aanvaardbaar geacht percentage uit komt.

Voor hoogveengebieden en trilvenen zouden in principe gelijksoortige grenswaarden kunnen worden vastgesteld. Er is hier echter geen dosis-effektrelatie uitgewerkt, omdat de gegevens daarvoor onvoldoende zijn. Aan de vergrassingspercentages kan daarom geen NH_x -belastingsmaat worden gekoppeld. Totdat hierover meer gegevens beschikbaar komen, moet een andere oplossing worden gevonden. Men kan arbitrair een belastingsnivo vaststellen, of men kan dezelfde waarden als voor heidegebieden aanhouden.

Samenvattend wordt het volgende voorgesteld:

nivo I: geen aanvullende eisen

nivo II: hier niet van toepassing

nivo III: NH_x -belasting waarbij de vergrassing niet boven een bepaald aanvaardbaar geacht percentage uitkomt.

2.1.3 Bossen.

De normstellingsnivo's zouden voor bossen gerelateerd kunnen worden aan de indeling die gemaakt is in het Meerjarenplan Bosbouw:

- I produktiebos
- II bossen met nevenfunctie natuur
- III bossen met hoofdfunctie natuur.

De normstelling voor nivo I, het basisnivo, moet dan zodanig zijn dat de produktiefunctie niet wordt aangetast. Dat betekent, dat men als aanvullende eis op dit nivo kan stellen, dat geen vitaliteitsverlies mag optreden.

Voor de belasting met stikstof betekent dit al een strenge eis: reeds een relatief lage belasting kan tot verlies aan vitaliteit leiden. Het lijkt dan ook niet noodzakelijk, om voor nivo II, het nivo dat betrekking heeft op bossen met nevenfunctie natuur, scherpere eisen te stellen.

Voor nivo III, het nivo voor een optimale natuurlijke ontwikkeling van het ecosysteem, zal voor het vitaliteitsbehoud noodzakelijk zijn, dat er een zeker evenwicht bestaat tussen de stikstof-input en de stikstof-output: de N-belasting mag niet hoger zijn dan de hoeveelheid N die het systeem weer verlaat, voornamelijk via uitspoeling en denitrifikatie. Gemiddeld gesproken is hiervoor een nog wat lagere N-belasting gewenst dan voor het vitaliteitsbehoud in bossen met een produktiefunctie, waarbij immers rekening wordt gehouden met een omvangrijke afvoer van organisch materiaal.

Het vitaliteitskriterium stelt zulke scherpe eisen aan de stikstofbelasting, dat de verdere natuurwaarden daarmee ook voldoende beschermd zijn. Het verschil tussen de op deze manier gedefinieerde nivo's zou verder voornamelijk moeten worden bepaald door het beheer dat in een bos gevoerd wordt.

Tabel 2.1.3.1 geeft op verschillende wijze gedefinieerde grenswaarden weer t.a.v. N-belasting van bossen op basis van de in de tabel in paragraaf II.5.3.2 weergegeven onderzoeksresultaten. Aan de hand van deze tabel zou men de hoogte van de diverse nivo's kunnen vaststellen voor de verschillende bostypen.

Tabel 2.1.3.1 Kritische N-belasting van bosesystemen met oog op de verschillende normstellingsnivo's

benaderingswijze	belasting kg N/ha.jr	geldig voor bostype
1. Vitaliteitsbehoud voor bossen met een produktiefunctie (nivo I en II): Ågren (1983)	15-35	f,g,h (nld)
De Vries e.a. (1986)	20-25	f,g,h (nld)
Werkgroep Voedingsstoffen.h. (1986)	30	f,g,h (nld)
J. Nilsson (1986)	15-25	(a,b,)f,g,h (nld)
2. Vitaliteitsbehoud op basis van lange-termijn-evenwichtssituatie (nivo III): Andersen (1986)	5-15	f,g (nld)
De Vries e.a. (1986)	5	a,b,f,g,h (nld)
Appelo (1985)	3-10	a,f (nld)
Verstraten (1985)	1½-4½	a,f (nld)
Andersen (1986)	20-45	g,h (loof)
De Vries e.a. (1986)	20	b,c,g (loof)
Roelofs (1986)	<35	alle bossen op voedselarme zandgrond.

Uit de tabel blijkt, dat voor wat betreft naaldbos de eerste benadering inderdaad gemiddeld hogere waarden laat zien dan de tweede: 15-35 kg N/ha.jaar tegenover 1½-15 kg N/ha.jaar. Voor loofbossen zijn de gegevens veel schaarser. Er zijn geen onderzoeken die globaal gezien binnen de eerste benadering passen; de onderzoeken die er zijn leveren tolerantiewaarden op van 20-45 kg N/ha.jaar.

Bostypen d en e, waarbij het vitaliteitsverlies niet snel optreedt als gevolg van N-belasting, komen niet in de tabel voor. Voor deze bostypen was het niet mogelijk een kwantitatieve effectrelatie t.a.v. de gevolgen van N-belasting op te stellen.

Samenvattend wordt het volgende voorgesteld:

nivo I: N-belasting die geen vitaliteitsverlies in produktiebossen veroorzaakt

nivo II: als nivo I

nivo III: N-belasting die geen vitaliteitsverlies in "natuur"-bossen veroorzaakt, gebaseerd op een input/output-evenwicht.

2.1.4 Grasland

Voor grasland lijkt het niet nodig, extra eisen te stellen m.b.t.

het basisnivo. De in par. 2.1.1 gegeven mogelijkheden lijken voldoende om een gezond agrarisch grasland, zonder speciale eisen aan de natuurwaarden, te garanderen.

Nivo's II en III moeten dan gedefinieerd worden met oog op gewenste natuurwaarden.

Als effectvariabele is in deel II gekozen voor de droge stofproductie. Gebleken is, dat deze een relatie vertoont met in het grasland voorkomende natuurwaarden. In de grafiek van Melman e.a. (figuur 2 in par. II.3.6.1) zien we een scherpe daling van de natuurwaarde van graslanden bij een droge stofproductie van meer dan 8 ton/ha.jaar. Nivo II, het nivo voor graslanden met naast een natuurbehoudsdoelstelling ook een produktiedoelstelling, zou dan door dat punt bepaald kunnen worden: de N-belasting die een droge stofproductie van 8 ton/ha.jaar veroorzaakt.

De definitie van nivo III, het hoogste nivo, zal moeten worden aangepast aan de optimale kondities t.a.v. N-belasting voor de verschillende graslandtypen. Vooralnog lijkt ook hierbij de droge stofproductie de meest zinvolle effectvariabele. De relatie met de N-belasting is hierbij echter veel minder duidelijk. Dit wordt mede veroorzaakt door het feit dat voor veel graslandreservaten stikstof niet de beperkende faktor vormt.

Op basis van de figuren 4a, b en c uit paragraaf II.5.5.2 en de in par. II.5.5.3 genoemde produktiehoogtes kan voorlopig nivo III voor verschillende graslandtypen worden ingevuld. Deze staan nogmaals samengevat in onderstaande tabel.

Tabel III.2.3.1 Droge stof-productie van graslanden, gerelateerd aan op verschillende manieren gedefinieerde natuurwaarde-indikatie

auteur	d.s.produktie/graslandtype			indikatie nw
Al-Mufti e.a. (1977)	5,1	ton/ha.j	alle(kalk)	soortenr.d.
Vermeer&Berendse ('83)	4-5	" "	alle	idem
Klinkhamer (1985)	3	" "	duingrasl.	idem
Willems (1980)	2-4	" "	kalkgrasl.	idem
Oomes e.a. (1980)	3-4	" "	zandgrasl.	interessante
"	3-5	" "	veengrasl.	vegetatie
"	4-7	" "	kleigrasl.	" "
Melman e.a. (1985)	<8	" "	alle	natuurwaar- de-indikatie

Samenvattend wordt het volgende voorgesteld:

nivo I: geen aanvullende eisen

nivo II: het nivo waarboven een sterke daling van natuurwaarden in agrarisch gebruikt grasland plaatsvindt

nivo III: het nivo waarop de natuurwaarden van graslandreservaten in principe intact kunnen blijven.

2.2 Aquatische milieutypen

Voor aquatische milieutypen verkeert de voorbereiding van het normstellingsbeleid in een verder gevorderd stadium dan voor terrestrische. Zo is er voor wateren al een basisnivo gedefinieerd m.b.t. het maximum N-gehalte. Ook zijn voor allerlei watertypen apart drie kwaliteitsnivo's aangegeven volgens de opzet van het IMP-Water 1985-1989. Meestal is er hierbij echter geen uitspraak gedaan over een gewenst maximum N-belastingsnivo of N-gehalte; wel worden vaak "natuurlijke trajekten" aangegeven voor allerlei parameters, ook voor het N-gehalte.

Aangezien de gewenste waarden altijd worden weergegeven in concentraties, moet de relatie N-belasting/N-gehalte bekend zijn om te kunnen beoordelen of een bepaalde N-belasting te hoog is. Deze relatie wordt vooral bepaald door de verblijftijd van het water, de sedimentatie en de levering van N door de bodem, en de denitrifikatie. Zie hiervoor paragraaf II.5.7.2.

Evenals bij terrestrische typen is het ook voor aquatische typen mogelijk nivo I op twee manieren te definiëren: voor alle wateren gezamenlijk, of per watertype afzonderlijk. In paragraaf 2.2.1 wordt ingegaan op het algemene basisnivo. In de paragrafen 2.2.2 en 2.2.3 worden de drie nivo's voor de categorieën milieutypen besproken.

2.2.1 Basisnivo

In het IMP-Water 1985-1989 worden waarden aangegeven t.a.v. de gehalten aan verschillende stoffen voor het basiskwaliteitsnivo. Deze waarden zijn gebaseerd op de volgende uitgangspunten: het oppervlaktewater moet een zodanige kwaliteit hebben dat het

- " geen overlast (met name stank) voor de omgeving veroorzaakt en er niet vervuild uitziet;
- levenskansen biedt voor aquatische levensgemeenschappen waarvan ook hogere organismen, zoals diverse vissoorten, deel uit kunnen maken en tevens ecologische belangen buiten het water (bijvoor beeld vogels en zoogdieren die waterdieren consumeren) beschermt;
- mogelijkheden biedt voor bepaalde vormen van menselijk gebruik van het oppervlaktewater waarvoor geen specifieke waterkwaliteitsdoelstellingen gelden."

De in het verband van dit rapport relevante getalswaarden uit genoemd IMP Water zijn:

algenbiomassa (zomergemiddelde):	< 100 µg/l als chlorophyl-a
ammoniak:	< 20 µg/l als N
nitraat + nitriet:	< 10 mg/l als N.

In het IMP Milieubeheer 1986-1990 wordt een waarde genoemd van 2 mg N/l voor totaal-stikstof als "voorlopig beoogd" gehalte in oppervlaktewater.

2.2.2 Vennen

Bij vennen is het, evenals bij heide en veengebieden, voldoende om naast het basisnivo nog één ander normstellingsnivo te onderscheiden: het hoogste nivo, gericht op het kreëren van optimale omstandigheden voor ven-levensgemeenschappen.

De in par. 2.2.1 genoemde waarden voor de basiskwaliteit t.a.v. het N-gehalte zijn voor vennen onvoldoende om aan de eis te voldoen dat het water leefbaar moet blijven voor waterorganismen. In vennen van het type a en b treedt reeds bij een geringe NH_x -belasting aantasting van de buffercapaciteit op, die leidt tot verzuring en verwijnen van de aanwezige vegetatie.

Men kan als aanvullende eis voor nivo I stellen, dat de NH_x -belasting niet zodanige vormen aan mag nemen, dat het voortbestaan van plant- en diersoorten in gevaar gebracht wordt. Evenals bij bossen doet zich dan het feit voor, dat voor de nivo's II en III geen scherpere eisen gesteld hoeven te worden t.a.v. de NH_x -belasting. Deze nivo's zouden dan gedefinieerd moeten worden aan de hand van andere parameters, met name het beheer.

Men kan ook stellen, dat het kreëren van optimale omstandigheden in vennen, evenals bij heide en veengebieden, niet op nivo I moet plaatsvinden, maar op het hoogste beschermingsnivo, nivo III. Nivo I kan dan worden gedefinieerd als het basiskwaliteitsnivo van par. 2.2.1; nivo III aan de hand van de effecten van NH_x -belasting. Zoals reeds wordt opgemerkt in II.3.7.1, moet in het geval van vennen de verzuring maatgevend zijn bij de normstelling, omdat deze reeds bij een veel lager nivo van N-belasting optreedt dan eutrofiëring. Nivo III zou dan vastgesteld moeten worden op basis van de NH_x -belasting, waarbij duurzaam geen alkaliniteitsverlies plaatsvindt.

Om te bepalen welk nivo van NH_x -belasting leidt tot verlies van buffercapaciteit en verzuring, moet men de ionensamenstelling van het water en de samenstelling van de gemiddelde depositie op het venwater kennen. De in II.5.6.2 gegeven grafiek van Henriksen kan dan worden gebruikt om op af te lezen of verzuring op zal treden. Het is ook mogelijk om grenswaarden genoemd in de literatuur als basis te laten dienen voor de normstelling. In onderstaande tabel wordt een aantal van deze grenswaarden weergegeven. De waarden zijn gebaseerd op het handhaven van de alkaliniteit van het water.

2.3 Beheer

In hoofdstuk 3 van deel II is ingegaan op de mogelijke effecten van beheersmaatregelen bij het optreden van de effecten van NH_x -belasting. De mogelijkheid bestaat in sommige gevallen, beheersmaatregelen in te schakelen bij het bestrijden van deze effecten. Het is de vraag, in hoeverre dergelijke maatregelen betrokken moeten worden bij het vaststellen van grenswaarden voor stikstofbelasting.

Men kan stellen, dat voor nivo III, het normstellingsnivo dat erop gericht is een optimale situatie te creëren voor een natuurlijke ontwikkeling van de ecosystemen, moet gelden dat hierbij zo weinig mogelijk beheersmaatregelen zijn inbegrepen. Anders kan zich het geval immers voordoen, dat schijnsukcessen worden behaald. Een voorbeeld hiervan is het begrazen van ernstig vergraste heidevelden door koeien (zie par. II.3.3.2). De vergrassing kan op deze manier worden teruggedrongen, doordat de koeien het gras opeten en de heideplanten laten staan. Het is daarmee echter geenszins vanzelfsprekend, dat de voor heide specifieke plantensoorten, die gebonden zijn aan een voedselarm milieu, ook terugkeren, omdat de N-belasting nog steeds even hoog is.

Voor bepaalde milieutypen is een zekere mate van beheer echter een noodzaak voor het behoud ervan. Voor deze milieutypen zou naast een N-belastingseis een specificatie moeten worden gegeven van de beheersmaatregelen en de beheersintensiteit die men aanvaardbaar of gewenst acht. Voor de andere milieutypen moet de N-belastingsgrenswaarde in principe zijn gebaseerd op de afwezigheid van beheer.

Waarschijnlijk is het in de praktijk bij het invoeren van de grenswaarden in veel gevallen echter niet voldoende, alleen de N-belastingsnormen in acht te nemen. Wanneer reeds ongewenste effecten zijn opgetreden, zal veelal tijdelijk een intensief beheer noodzakelijk zijn om deze terug te dringen. Op termijn moet de beheersintensiteit dan weer dalen tot het gewenste nivo.

In sommige gevallen is het bovendien denkbaar, dat, wanneer de op nivo III gestelde grenswaarde voor een bepaald gebied niet onmiddellijk gehaald kan worden, als tijdelijke oplossing bepaalde beheersmaatregelen kunnen worden voorgesteld om de effecten van de te hoge NH_x -belasting alvast te voorkomen of terug te dringen. Een voorbeeld hiervan is (naast het genoemde begrazen van heide met koeien) het "korrektief bemesten" van bossen met Mg en K (zie paragraaf II.3.4.2).

Voor nivo II geldt niet automatisch, dat zo min mogelijk beheer gevoerd moet worden. Hierbij kan duurzaam beheer gewenst zijn om aan de neven doelstellingen van een gebied te voldoen. Van geval tot geval zal bepaald moeten worden, afhankelijk van de aan het gebied toegekende functies, welke beheersmaatregelen in welke intensiteit nodig en gewenst zijn.

2.4 Bepaling van een grenswaarde in een voorbeeldsituatie

Men wil een grenswaarde stellen voor de belasting van heidegebieden met NH_x uit veehouderijbedrijven. Als uiteindelijk doel heeft men gesteld, dat de vergrassing volledig moet zijn teruggedrongen, zonder dat sprake is van buitengewoon (intensief) beheer.

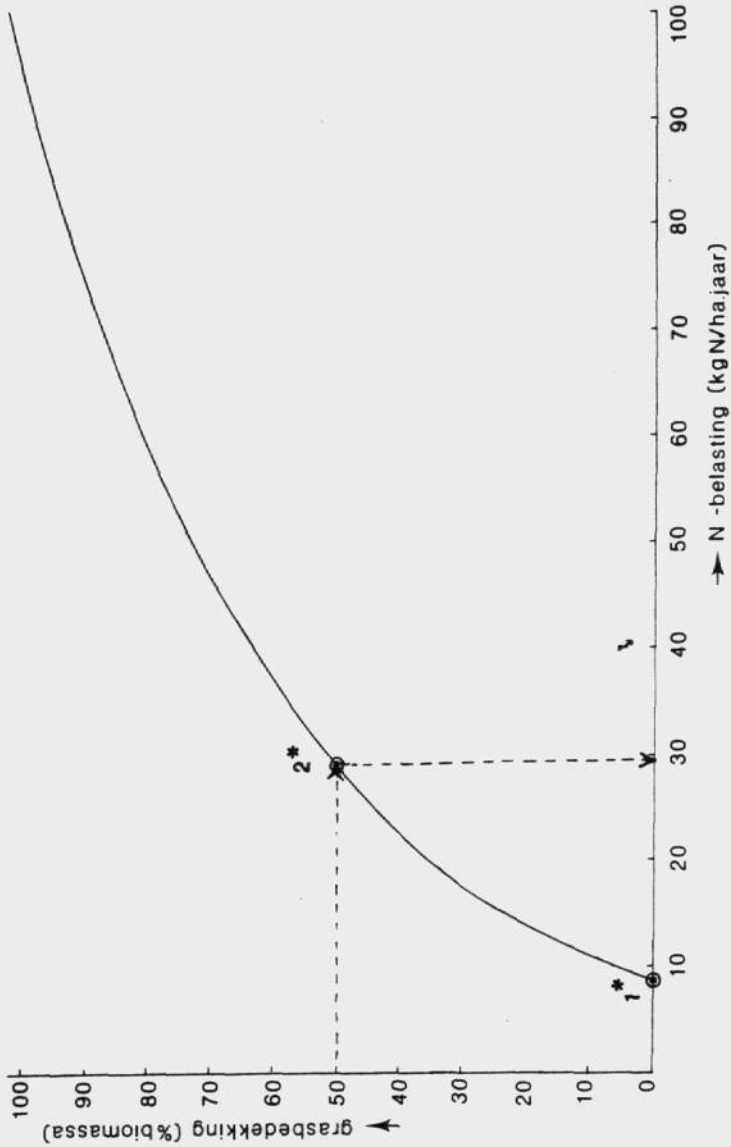
Toepassing van figuur 3 uit paragraaf II.5.2.2 laat zien, dat volgens de weergegeven lijn bij een belasting van ca. 9 kg N per hektare per jaar nog geen vergrassing optreedt. Deze waarde zou dan als grenswaarde voor het hoogste beschermingsnivo moeten gelden.

Bij de toetsing aan deze grenswaarde blijkt echter dat in een bepaald geval de huidige N-belasting van een specifiek heideveld veel hoger is. Men ziet op lokaal nivo geen mogelijkheden de grenswaarde van nivo III binnen zeer korte tijd te halen. In dat geval is het denkbaar dat besloten wordt tot een tijdelijke versoepeling van de grenswaarde, die dan op termijn weer moet worden aangescherpt tot nivo III.

Besloten wordt, dat een N-belasting die een vergrassingspercentage van (bijvoorbeeld) 50% veroorzaakt in aanvang toelaatbaar geacht wordt.

Toepassing van figuur 3 laat zien, dat dit vergrassingspercentage volgens de gegeven grafiek optreedt bij een N-belasting van ca. 30 kg N/ha.jaar. Deze depositiewaarde kan dan dienen als tijdelijk versoepelde nivo III-grenswaarde voor dit specifieke geval.

Figuur 7. Toepassing van figuur 3 in een voorbeeldsituatie.



- * 1: geen vergrassing bij een N-belasting van 9 kg/ha.jaar
- * 2: 50% vergrassing bij een N-belasting van ca 30 kg/ha.jaar.

3 Interaktie met andere stoffen

Bij de beoordeling van de effecten van atmosferische NH_x -depositie is het van belang te weten, via welk mechanisme de aantasting van natuurwaarden kan plaatsvinden. In dat geval kan men immers rekening houden met het additionele effect van andere stoffen, die op dezelfde manier werken. In sommige gevallen kunnen verschillende stoffen zelfs elkaars werking versterken. In de volgende paragrafen wordt hierop ingegaan. De mechanismen via welke de negatieve werking van NH_x kan plaatsvinden, zijn besproken in deel II hoofdstuk 3. Het zijn:

1. Direkte schade
2. Verzuring
3. Kationenverdringing
4. Eutrofiëring.

3.1 Direkte schade

Direkte schade aan planten door NH_3 vindt uitsluitend plaats bij zeer hoge luchtkoncentraties van deze stof (Van der Eerden e.a., 1981). Andere stoffen kunnen bij hoge luchtkoncentraties vergelijkbare effecten veroorzaken. Als belangrijkste kunnen genoemd worden: SO_2 , NO_x , O_3 en C_xH_y . Van sommige van deze stoffen is bekend, dat zij elkaars werking versterken. Met name bij O_3 in combinatie met NO_2 is dit het geval. Voor NH_3 geldt dit niet. Een bepaalde hoeveelheid NH_3 in de lucht kan zelfs de vorming van PAN⁹ enigzins tegen gaan (Van Aalst, 1984).

Bij de beoordeling van directe schade door NH_3 is het daarom wel gewenst om rekening te houden met andere stoffen die hetzelfde effect hebben (additie), maar er is geen sprake van een versterkende werking door andere stoffen (synergisme).

3.2 Verzuring

Verzuring van de bodem, anders dan door NH_x , vindt met name plaats door depositie van SO_x en NO_x . Bekend is daarbij, dat een hoge concentratie van NH_3 een additionele depositie van SO_x veroorzaakt (Van Breemen e.a., 1983; Roelofs, 1984). Wanneer in de bodem $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ wordt genitrificeerd, resulteert de extra SO_x -aanvoer dan ook in extra verzuring:



Bij het beoordeling van het verzuringseffect moet daarom rekening gehouden worden met de achtergronddepositie van SO_x en NO_x , maar daarnaast met de additionele SO_x -depositie tengevolge van de vorming van $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.

⁹ PAN = peroxyacetylnitraat.

3.3 Kationenverdringing

De processen die in dit rapport onder "kationenverdringing" worden verstaan, leiden tot deficiëntieverschijnselen bij de vegetatie via een opnameremming van kationen in de bodem. Het betreft:

- a) verdringing van kationen door NH_4^+ uit het bodemadsorptie-komplex (Roelofs, 1984)
- b) aanbod van een overmaat aan stikstof ten opzichte van andere ionen (Nihlgård, 1984).

In het geval dat proces a aan de orde is, kan gesteld worden dat er geen andere stoffen zijn die en dergelijk effect hebben. Wanneer sprake is van proces b, dan hebben andere N-houdende stoffen hetzelfde effect: NO_x uit de lucht, of NO_3 -aanvoer via bemesting of via grond- of oppervlaktewater. Wel is het zo, dat NO_3 in tegenstelling tot NH_4 snel uitspoelt en daarom minder werkzaam zal zijn.

Er is geen sprake van een versterkend effect door andere stoffen.

3.4 Eutrofiëring

Eutrofiëring, met als gevolg veranderingen in de concurrentieverhouding tussen verschillende plantesoorten, kan door diverse stoffen worden veroorzaakt.

Effecten die vergelijkbaar zijn met die van een hoger aanbod van NH_x zijn te verwachten van andere N-verbindingen: NO_x uit de lucht of NO_3 uit andere bronnen (bemesting of aanvoer via grond- en oppervlaktewater).

Versterkende effecten kunnen verwacht worden van het aanbod van andere (makro-)nutriënten, met name P en K, wanneer N niet de beperkende factor vormt. In dat geval heeft een additionele N-gift geen effect, terwijl een P- of K-gift dat wel kan hebben.

Koncurrentieverhoudingen worden nog door een groot aantal andere factoren bepaald, zoals bijvoorbeeld de lichtbeschikbaarheid, de vochtvoorziening en het bodentype. Wijzigingen daarin kunnen ook het effect van N-belasting versterken of verzwakken. Of men ook hiermee rekening moet houden bij de beoordeling van NH_x -depositie is nog een andere vraag.

3.5 Samenvatting

Onderstaande tabel geeft een overzicht, via welke mechanismen de NH_x -belasting tot nadelige effecten leidt op de natuurwaarden binnen de verschillende categorieën natuurgebiedstypen. Daarnaast wordt aangegeven, welke stoffen bij de beoordeling van de NH_x -belasting moeten worden betrokken omdat zij dezelfde werking hebben, en welke stoffen een versterkende werking hebben op de effecten van NH_x -belasting.

Tabel III.4.5.1: Mechanismen van werking van NH_x -belasting bij de verschillende categorieën natuurgebiedstypen, en de stoffen die daarbij eveneens van belang zijn.

Categorie milieutypen	Mechanisme			
	1*	2*	3*	4*
heide	-	(+)	-	+
bossen	+	+	+	+
veen	-	-	-	+
grasland	-	(+)	-	+
vennen	-	+	-	(+)
plassen	-	-	-	+
stoffen met dezelfde werking:	SO_2 , NO_x , O_3 , C_xH_y , e.a.	SO_2 , NO_x	(NO_x)	NO_x
stoffen met versterkende werking:	-	SO_2	-	andere makronutriënten

- * 1: direkte schade
 2: verzuring
 3: kationenverdringing
 4: eutrofiëring

4. Samenvatting

In hoofdstuk 2 van dit gedeelte wordt ingegaan op het stellen van grenswaarden t.a.v. NH_x -belasting.

Drie nivo's van normstelling worden onderscheiden op basis van beleidslijnen zoals die zijn geformuleerd in diverse overheidspublicaties:

I Basisnivo: minimum-eisen aan de milieukwaliteit, gericht op het handhaven van de algemene milieukwaliteit, resp. op het behoud van de multifunktionaliteit van water en bodem.

II Middelste nivo: milieukwaliteitseisen die erop zijn gericht een bepaalde natuurlijke kwaliteit van de ecosystemen in bepaalde gebieden mogelijk te maken, naast de andere functies die deze gebieden vervullen.

III Hoogste nivo: eisen die gericht zijn op het scheppen van optimale omstandigheden voor de natuurlijke ontwikkeling van ecosystemen, of op het behoud van specifieke natuurwaarden.

Over de vaststelling van het basisnivo kan men van mening verschillen. Het is mogelijk, een algemeen basisnivo te onderscheiden dat moet gelden voor alle bodems resp. alle wateren, maar het is evenzeer mogelijk om per (kategorie) milieutype(n) een basisnivo vast te stellen. Grenswaarden op de nivo's II en III moeten in elk geval per milieutype worden vastgesteld.

In onderstaand schema wordt weergegeven, hoe in dit rapport mogelijkheden worden gegeven deze drie normstellingsnivo's toe te passen ten aanzien van NH_x -belasting op de onderscheiden natuurgebiedstypen.

TERRESTRISCHE MILIEUTYPEN

Nivo I algemeen:	kriterium	1) vergiftiging (2)drinkwater)		
	waarde	1) ? (hoog) (2)uitspoeling < 50/ 25 mg NO ₃ /l)		
Nivo I specifiek:	kriterium	HEIDE/VEEN	BOSSEN	GRASLAND
	waarde	-	vitaliteits- behoud prod.bos	-
Nivo II	kriterium	n.v.t	als nivo I	geen extreem verlies n.w.
	waarde			N-gift bij op- brengst 8 ton: per grasl.type 0-150 kgN/ha.j
Nivo III	kriterium	x% ver- grassing	duurzaam vitali- teitsbehoud nat. bos vlgs. N-ba- lans	behoud n.w.
	waarde	ca.10 kg N/ ha.jaar bij 0%,30 kg bij 50% vergrass.	per bostype,v.a. 2 tot 15 kg N/ ha.jr (naald); 20-45 kg (loof)	per grasl.type N-gift bij opb 2-7 ton/ha.jr.

AQUATISCHE MILIEUTYPEN

Nivo I algemeen:	kriterium	1) algenbloei		2) vergiftiging
	waarde	1) N-belasting bij algenbiomassa 100 µg chl.a/l		2) N-gehalte van < 10 mg/l of van < 2 mg/l
Nivo I specifiek:	kriterium	VENNEN(1)	VENNEN(2)	PLASSEN
	waarde	-	alkaliniteits- behoud 100-600 mol/ ha.jaar	-
Nivo II	kriterium	n.v.t	n.v.t	algenbiomassa
	waarde			N-belasting bij gehalte 50 µg chl.a/liter
Nivo III	kriterium	alkaliniteits- behoud	als nivo I	algenbiomassa
	waarde	100-600 mol/ ha.jaar		N-belasting bij 25 µg chl.a/l

Enkele opvallende punten uit bovenstaand schema zijn de volgende:

- Voor de invulling van het basisnivo worden voor vennen twee mogelijkheden gegeven. Strikt genomen zou het alkaliniteitsbehoud ook tot het basisnivo gerekend moeten worden. Alkaliniteitsverlies in vennen leidt immers onherroepelijk tot het verdwijnen van vrijwel alle plant- en diersoorten, hetgeen in directe tegenspraak is met de in het IMP Water 1985-1989 gegeven definitie van de basiskwaliteit voor oppervlaktewateren is. Men kan echter ook beargumenteren dat vennen te vergelijken zijn met heide- en veengebieden, waarvan de kenmerkende vegetatie ook niet in stand blijft bij een basiskwaliteitsnivo. De specifieke natuurbehoudsfunctie zou volgens die redenering dan ook bescherming op nivo III behoeven.
- Voor heide, veen en vennen wordt geen nivo II gedefinieerd. Deze categorieën natuurgebiedstypen kunnen alleen beschermd worden wanneer alle andere functies een zeer ondergeschikte rol vervullen. Nivo II, bedoeld voor gebieden met naast natuurbehoud ook nog andere functies, is daarom in deze gevallen niet van toepassing.
- Voor bossen geldt, dat het behoud van vitaliteit zulke hoge eisen stelt aan de stikstofbelasting, dat voor nivo II daaraan geen scherpere eisen hoeven worden gesteld. (Dat wil niet zeggen dat er verder geen verschillen zijn: de nivo's zullen vooral moeten worden onderscheiden door verschillende vormen van beheer. In dit rapport is daarop verder niet ingegaan.) Voor nivo III, dat in bossen met natuurbehoud als voornaamste functie uitgaat van een evenwichtssituatie, moeten voor bepaalde bostypen wel strengere eisen aan de N-belasting gesteld worden.
- In lang niet alle gevallen wordt de grenswaarde direct aangegeven in stikstofbelasting. Dat doet zich voor wanneer de relatie tussen de N-belasting en de gekozen effectvariabele te onduidelijk is om er een algemeen geldige uitspraak over te doen. Dat is het geval bij grasland, waar het effect van een bepaalde N-belasting met name bij de schralere graslandtypen zeer sterk kan variëren; en bij plassen, waar de relatie tussen de N-belasting en het N-gehalte van het water per plas verschillend kan zijn.

Hoofdstuk 3 gaat in het kort in op de interactie van de effecten van NH_x -belasting met die van andere stoffen, uitgesplitst naar de verschillende werkingsmechanismen.

IV TOETSINGSPROCEDURE

1. Inleiding

In dit gedeelte wordt in het kort ingegaan op de vertaling van op immissienivo gestelde grenswaarden naar eisen aan de emissie van NH_3 door intensieve veehouderijbedrijven. Voor het grootste deel kan verwezen worden naar bestaande publikaties. Op enkele discussiepunten wordt in dit deel nader ingegaan. In de komende paragrafen komen achtereenvolgens aan de orde: de emissie van NH_3 vanuit dierlijke mest; de verspreiding van NH_3 door de lucht; de depositie van NH_3 of NH_4^+ op een bepaalde afstand vanaf de bron; en de integratie van deze stappen bij het opstellen van een toetsingsprocedure.

2. Emissie van ammoniak

Bij de emissie van ammoniak uit dierlijke mest moet onderscheid gemaakt worden naar de emissie vanuit de stal + mestopslag en de emissie vanuit mest die op het land is uitgereden.

Op basis van recente metingen is een tabel opgesteld voor de emissie vanuit stal en mestopslag. Deze tabel, die hieronder wordt weergegeven, is gepubliceerd in de Ecologische Richtlijn voor Intensieve Veehouderijen.

Ook aan de emissies vanuit op het land uitgereden mest worden nieuwe metingen verricht, o.a. door het IB. De meest recente publikatie is echter nog steeds die van Buijsman (1985).

In onderstaande tabel worden de NH_3 -emissiewaarden per diersoort weergegeven op basis van bovengenoemde publikaties. Bij de stal-emissie-getallen wordt onderscheid gemaakt tussen de emissie per dierplaats (linker kolom) en per gemiddeld aanwezig dier (rechter kolom), omdat de stalbezetting vaak niet 100% is.

Tabel IV.2.1 Emissie van NH₃ vanuit stal en mestopslag per staltype, en vanuit op het land uitgereden mest.

Diersoort	Emissie in kg NH ₃ /jaar per dier	
STALEMISSIES	dpl*	gem.d.*
<u>Rundvee</u>		
-melk- en kalfkoeien	8,8	8,8
-vrl. jongvee tot 2 jaar	3,9	3,9
-vleeskalveren tot 6 mnd.	1,5	1,5
-vleesstieren e.a.vleesvee tot ca.2 jaar	5,7	5,7
<u>Varkens</u>		
-fokzeugen incl.biggen tot 25 kg	8,1	8,1
-opfokzeugen v.a. 25 kg tot 7 mnd.		
.volledig roostervloer	1,9	2,1
.gedeeltelijk roostervloer, hok onderkelderd zonder stankafsluiter	1,9	2,1
.overig gedeeltelijk roostervloer (incl. deense stal)	0,9	1,0
-opfokzeugen v.a. 7 mnd. tot eerste dekking	4,2	4,2
-opfokberen v.a. 25 kg tot 7 mnd.	zie vleesvarkens	
-dekberen v.a. 7 mnd.	5,5	5,5
-vleesvarkens/opfokberen		
.voll. roostervloer	2,2	2,5/2,0 (opfokb.)
.ged. roostervloer, geen stankafsl.	2,2	2,5
.overig gedeelt. roostervloer	1,1	1,3
<u>Kippen</u>		
-opfokhanen en -hennen van legrassen, jonger dan 18 weken		
.open mestopslag onder batterij	0,165	0,184
.mestband met afvoer naar gesloten opslag; natuurlijke ventilatie	0,021	0,023
.idem; mechanische ventilatie	0,097	0,107
.batterij met geforceerde mestdro- ging (kanalenstal)	0,208	0,231
.mestbandbatterij met geforceerde mestdroging**	0,004	0,005
.grondhuisvesting	0,096	0,107
-legkippen/ouderdieren van slacht- rassen		
.open mestopslag onder batterij	0,308	0,318/0,111 nat 0,231 droog (ouderdieren)
.mestband met afvoer naar gesloten opslag; natuurlijke ventilatie	0,039	0,041
.idem; mechanische ventilatie	0,181	0,187
.batterij met geforceerde mestdro- ging (deeppit-, highrise- of kana- lenstal)	0,386	0,398
.mestbandbatterij met geforceerde mestdroging**	0,008	0,008
.grondhuisvesting	0,178	0,184

-opfokhennen en -hanen van slachtrassen, jonger dan 19 weken	0,128	0,143
-ouderdieren van slachtrassen	0,300	0,314
-slachtkuikens		
.niet-geïsoleerde vloer	0,160	0,208
.geïsoleerde vloer	0,110	0,144

De emissie van rundvee heeft betrekking op een stalperiode van oktober tot mei.

EMISSIE VANAF HET LAND

mestvarken		1,5	
legkip		0,12	
slachtkuiken		0,05	
rundvee (1 GVE)	uitgereden mest	8,5	} 18,2
	weideperiode	9,7	

Bron: Ecologische Richtlijn voor Intensieve Veehouderijen (1987), en Buijsman (1985).

- * dpl = dierplaats; gem.d. = gemiddeld dier. De emissie per gemiddeld dier valt in de tabel vaak wat hoger uit dan die per dierplaats, omdat niet altijd alle dierplaatsen bezet zijn.
- ** Als de mest vanuit dit systeem op het terrein van de inrichting langdurig wordt opgeslagen of wordt bewerkt (zoals geforceerde beluchting) moet de berekende emissie van de inrichting worden verhoogd met 0,0005 kg NH₃ per jaar per dierplaats.

De in de tabel gegeven waarden zijn gemiddelden. In de praktijk kunnen de emissiewaarden sterk van het gemiddelde afwijken, bijvoorbeeld door seizoenen en weersomstandigheden (wind, warmte en droogte werken emissieverhogend voor op het land uitgereden mest) of door bedrijfsvoeringsaspecten (dumping leidt tot een iets lagere NH₃-emissie per eenheid mest; de NO₃-uitspoeling wordt dan echter groter).

Het nemen van emissiebeperkende maatregelen kan de NH₃-emissie structureel verlagen. Voorbeelden hiervan zijn: mestinjectie, uitrijden onder gunstige weersomstandigheden (koel en vochtig), plaatsen van biowassers of -filters, aanpassen van het mestopslagsysteem. Deze maatregelen hebben gemeen, dat zij weliswaar de ammoniakemissie doen verminderen, maar een extra belasting van het milieu met nitraat veroorzaken.

Maatregelen die gericht zijn op een betere verwerking en verspreiding van mest, bijvoorbeeld mestbankcontracten, kunnen plaatselijk een vermindering van de NH₃-emissie met zich meebrengen. Landelijk gezien blijft de totaal-emissie echter even hoog.

3. Verspreiding en depositie

3.1 Verspreidingsmodellen

Met behulp van een verspreidingsmodel kan berekend worden, welke concentraties van NH_3 in de lucht optreden op een bepaalde afstand vanaf de emissiebron. De depositie kan vervolgens berekend worden uit de luchtkoncentratie door deze te vermenigvuldigen met een bepaalde depositiesnelheid.

Algemeen aanvaard wordt voor de verspreiding van ammoniak uit dierlijke mest een vorm van het Gaussisch Pluimmodel (GPM) gebruikt. Verschillende versies zijn mogelijk:

- 1) Het GPM zonder depositie, waarbij de luchtkoncentratie uitsluitend beïnvloed wordt door verdunning. Voor de verspreiding van NH_3 uit stallen is deze versie o.a. gebruikt door Harssema (1980) en door Van der Voet en Udo de Haes (1985).
- 2) Het GPM met depositie, waarin de luchtkoncentratie behalve door verdunning ook beïnvloed wordt door verlies via droge depositie. Dit kan weer op twee manieren:
 - a) Source-depletion model (Van der Hoven, 1968), waarbij door middel van een negatieve additionele bronsterkte de concentratie op een bepaald punt wordt beïnvloed. Voor NH_3 -verspreiding is dit o.a. gebruikt door Tromp e.a. (1985) in de RINAL-proefstudie.
 - b) Surface-depletion model (Horst, 1977), waarbij daarnaast ook nog het verticale profiel van de pluim wordt beïnvloed door droge depositie en daarmee de concentratie op grondniveau. Deze versie wordt o.a. gebruikt door Asman en Maas (1986) in hun model-3.

Het surface-depletion model is in theorie het model dat de het meest de werkelijkheid benadert. Het is echter ook het meest ingewikkelde en moeilijkst toepasbare model. De vraag is, hoeveel verschil de keuze van een bepaalde versie maakt voor de uitkomst van de concentratieberekeningen. Hierop wordt ingegaan in de volgende paragrafen.

Ook voor de keuze van de depositiesnelheid zijn verschillende mogelijkheden. Gemiddeld over Nederland wordt gerekend met een waarde van 0,5 tot 1 cm/s (Van Aalst, 1983). Asman en Maas rekenen met 0,8 cm/s. Algemeen wordt aangenomen, dat de depositiesnelheid voor natuurgebieden hoger is, en dat deze toeneemt met de toenemende ruweidlengthe van de vegetatie. Asman en Maas (1986) kiezen voor bos een depositiesnelheid van 2,4 cm/s en voor lage vegetatie van 1,2 cm/s. Van der Voet en Udo de Haes (1985) kiezen daarvoor resp. 3,6 cm/s en 1,8 cm/s. Nadere depositiemetingen kunnen mogelijk grotere duidelijkheid bieden zodat een beter onderbouwde keuze gemaakt kan worden.

Uitkomsten van depositieberekeningen kunnen ook hoger of lager uitvallen door de invoergegevens te variëren. Zo zal het een klein verschil opleveren of men de klimatologische gegevens van Schiphol of die van Eindhoven invoert. Ook variatie in de hoogte van de emissiebron leidt tot verschillen in de uitkomst, evenals het betrekken van de ruweidlengthe van de vegetatie bij de berekeningen.

Van belang is ook, of het verschil in depositiesnelheid en ruwheid lengte tussen de vegetatie in het traject tot aan het gevoelige gebied en de vegetatie in het gevoelige gebied zelf in de formule wordt betrokken. Het al dan niet betrekken van dit differentiatie-effekt bij de berekeningen kan leiden tot aanzienlijke verschillen in uitkomst.

Deze verschillen zullen nog groter zijn wanneer tevens rekening gehouden wordt met het bosrand-effekt: de depositiesnelheid op de bosrand is veel hoger dan die in het bos zelf.

In de komende paragraaf wordt ingegaan op de verschillen in uitkomst van de berekeningen als gevolg van het gebruik van verschillende versies van het GPM, verschillen in de invoervariabelen, en het differentiatie-effekt.

3.2 Verschillen in uitkomst als gevolg van verschillende invoervariabelen of het gebruik van verschillende versies van het GPM.

In deze paragraaf wordt ingegaan op de verschillen in uitkomst die het gevolg zijn van

- 1) het gebruik van verschillende versies van het GPM (GPM1 t/m GPM3 en IMOU-model 3)
- 2) verschillen in de hoogte van de emissiebron (0, 1, 2½, en 10 m)
- 3) het differentiatie-effekt.

De in onderstaande tabellen weergegeven getallen zijn gebaseerd op berekeningen met het lange termijn-GPM, de invoervariabelen uit het Blauwe Boekje (Kleine Commissie Modellen, 1976), en de meteorologische gegevens die betrekking hebben op het metpunt Eindhoven. De berekeningen zijn uitgevoerd voor een emissiepuntbron met een sterkte van 5000 kg NH₃ per jaar. Verdere bijzonderheden worden gegeven in bijlage 3.

In tabel 3.2.1 staan uitkomsten van berekeningen met verschillende versies van het GPM. De eerste versie, GPM1, is de kale GPM-formule. GPM2 heeft een keuzemogelijkheid voor de ruwheidslengte van de vegetatie, die de uitkomst beïnvloedt. De derde en de vierde versie houden rekening met droge depositie in het traject van de emissiebron tot aan het gevoelige object. GPM3 is een source depletion-model. In de vierde kolom staan de uitkomsten van berekeningen met IMOU-model 3, een surface depletion-model. De invoervariabelen voor dit laatste model zijn iets anders dan voor de andere drie modellen.

Tabel IV.3.2.1 Vergelijking van de uitkomsten van berekeningen met verschillende versies van het GPM op verschillende afstanden vanaf de emissiebron.

depositiesnelh. = 2,4 cm/s	jaargemiddelde depositie van NH _x in mol/ha.jaar			
	GPM1	GPM2	GPM3	IMOU (H=1)
afstand v.a. emissiebron				
50 m	15.749	12.312	8.450	11.950
100 m	4.748	3.843	2.255	2.890
200 m	1.433	1.195	592	700
300 m	712	603	269	306
400 m	433	371	154	170
500 m	295	254	99	108
1000 m	89	79	25	26
depositiesnelh. = 1,2 cm/s				
afstand v.a. emissiebron				
50 m	7.874	7.874	5.649	7.750
100 m	2.374	2.374	1.583	1.990
200 m	717	717	438	498
300 m	356	356	205	221
400 m	217	217	119	124
500 m	147	147	78	79
1000 m	45	45	21	20

GPM1: kale formule

GPM2: met ruweheidslengte

GPM3: source depletion

IMOU: surface depletion model van het IMOU.

We zien, dat de verschillen in uitkomst tussen de verschillende versies relatief het grootst zijn bij een hoge depositiesnelheid. Bij lage depositiesnelheid zijn de verschillen minder groot. De relatieve verschillen tussen de modellen zonder depositie enerzijds en die met depositie anderzijds worden wat groter naarmate de afstand vanaf de emissiebron toeneemt.

We zien ook, dat de getallen in de vierde kolom wat hoger uitvallen dan die in de derde kolom. Dat is tegenstrijdig aan de verwachtingen: de uitkomsten van het surface depletion-model zouden lager moeten zijn dan die van het source depletion-model. Waarschijnlijk is dit het gevolg van verschillen in de invoergegevens.

Onderstaande tabel, tabel 3.2.2, laat zien dat verschillen in hoogte van de emissiebron niet tot erg grote verschillen in uitkomst leiden. Dit geldt voor hoogtes < 5 m; op 10 m is het verschil aanzienlijk. Op grotere afstand worden de verschillen relatief steeds kleiner. Dit wordt ook reeds gekonstateerd door Asman en Maas (1986).

Tabel IV.3.2.2 Verschillen in uitkomst van depositieberekeningen met GPM2 op verschillende afstanden vanaf de emissiebron door variatie in de hoogte H van de emissiebron.

depositiesnelh. = 3,6 cm/s	jaargemiddelde NH_x -depositie in mol/ha.jaar			
	H = 0	H = 1 m	H = 3 m	H = 10
afstand v.a. emissiebron				
50 m	14.100	13.657	10.825	2.848
100 m	4.573	4.506	4.028	1.802
200 m	1.470	1.460	1.386	871
300 m	754	751	727	529
400 m	469	467	457	360
500 m	324	323	318	263
1000 m	103	102	102	93

Wat wel van groot belang is voor de uitkomsten, is of rekening gehouden wordt met het in de vorige paragraaf genoemde differentiatie-effekt. Bij modellen waarbij rekening gehouden wordt met droge depositie, wordt vaak in de formule die de bronsterktevermindering bepaalt, de depositiesnelheid ingebouwd die geldt voor het gevoelige gebied. In werkelijkheid is dat vaak niet terecht: de depositiesnelheid in het traject tot aan het gevoelige gebied, meestal gras- of akkerland, is in werkelijkheid vaak aanzienlijk lager dan die in het gevoelige gebied zelf, vooral in bossen. Dat wordt niet alleen veroorzaakt door de ruwheid van de vegetatie, maar ook doordat de depositie van NH_x op landbouwgrond vaak beperkt wordt door het feit dat vanuit deze grond ook NH_3 -emissie plaatsvindt. Op zwaar bemeste percelen kan zelfs sprake zijn van een netto-emissie.

In onderstaande tabel, tabel 3.2.3, wordt weergegeven, wat op verschillende afstanden vanaf de emissiebron het verschil in uitkomst is tussen drie versies van het source depletion-model. In de eerste kolom is de depositiesnelheid op het traject tot aan het gevoelige gebied gelijk aan die binnen het gevoelige gebied, 2.4 cm/s. In de tweede kolom wordt de depositiesnelheid tot aan het gevoelige gebied gesteld op 0.8 cm/s, het gemiddelde voor Nederland, en in de derde kolom op 0.0 cm/s. De depositiesnelheid in het gevoelige gebied is in beide laatste kolommen evenals in de eerste gesteld op 2.4 cm/s.

Tabel IV.3.2.3 Verschillen in uitkomst bij berekeningen met GPM3 wanneer al dan niet rekening wordt gehouden met het differentiatie-effekt, op verschillende afstanden vanaf de emissiebron.

depositiesnelh. = 2,4 cm/s in het gevoelige gebied	jaargemiddelde NH_x -depositie in mol/ha.jaar		
	$v_d^* = 2,4$ cm/s	$v_d^* = 0,8$ cm/s	$v_d^* = 0$
afstand v.a. emissiebron			
50 m	8.450	12.561	15.749
100 m	2.255	3.596	4.748
200 m	592	1.019	1.433
300 m	269	485	712
400 m	154	285	433
500 m	99	189	295
1000 m	25	52	89

* v_d = depositiesnelheid in het traject tot aan het gevoelige gebied.

NB De in de tabel weergegeven getallen hebben alle betrekking op de depositie op de bosrand. Het verschil is zeer aanzienlijk, zoals blijkt uit de tabel, en wordt op grotere afstand relatief steeds groter. De getallen komen naarmate de depositiesnelheid in het traject tot aan het gevoelige gebied lager is, steeds dichter te liggen bij de uitkomsten van de modellen waar geen droge depositie is ingebouwd, GPM1 en GPM2.

In het licht hiervan kan men zich afvragen, althans bij een dergelijk gebruik van modellen, of de voorkeur gegeven moet worden aan de ingewikkelde modellen met depositie boven de simpele GPM1 en 2. De verschillen in uitkomst worden immers voor een groot deel opgeheven wanneer rekening gehouden wordt met het differentiatie-effekt. (Dit geldt echter alleen, wanneer het gaat om berekeningen van jaargemiddelde deposities afkomstig van één emissiebron, op de rand van een gevoelig gebied, in het hart van de pluimas.)

Nog hoger zullen de deposities uitvallen, wanneer daarnaast ook rekening wordt gehouden met het bosrandeffekt en men voor de bosrand een aanzienlijk hogere depositiesnelheid invoert dan voor een gemiddeld bos. Over de depositiesnelheid op bosranden is echter onvoldoende bekend om hierover een zinvolle aanname te doen.

Naast de genoemde drie kan nog een groot aantal andere factoren oorzaak zijn van verschillen in uitkomsten. Bovendien zijn er nog factoren waarmee in de formule geen rekening wordt gehouden, die in een werkelijke situatie wel van belang zijn. Genoemd kunnen o.a. worden:

- de invloed van de windrichting
- afwijkingen van plaatselijke klimatologische omstandigheden
- afwijkingen van over een groot aantal jaren gemiddelde klimatologische omstandigheden t.a.v. wind, temperatuur en vochtigheid

- oppervlaktebron in plaats van puntbron (vooral van belang bij emissie vanaf het land).

Bij het berekenen van plaatselijke en tijdgebonden piekkonsentraties kunnen genoemde factoren leiden tot grote afwijkingen. Wanneer gerekend wordt met globale jaargemiddelden zijn zij echter van veel minder groot belang.

Toetsingsprocedure

Door Van der Voet en Udo de Haes (1985) is een procedure ontwikkeld om de emissie van NH_3 uit intensieve veehouderijbedrijven te toetsen aan een gestelde emissie-grenswaarde. Met behulp van emissiegegevens, een verspreidingsmodel en een waarde voor de depositiesnelheid kan de depositie van NH_x , die afkomstig is of verwacht mag worden van het te toetsen bedrijf, berekend worden in een nabijgelegen gevoelig gebied. Deze depositie wordt vervolgens gekonfronteerd met de grenswaarde. Daarbij kan in de genoemde methode eveneens rekening worden gehouden met

- a) andere IVH-bedrijven in de omgeving
- b) de achtergrond-belasting met NH_x
- c) depositie van andere stoffen met dezelfde werking.

Bij a) en b) kan ook nog rekening worden gehouden met de extra depositie van SO_x , die optreedt als gevolg van hoge NH_x -concentraties.

Het bepalen van de hoogte van de depositie geschiedt met behulp van grafieken. Op die manier wordt voorkomen dat gerekend moet worden met de GPM-formule. Er wordt een grafiek gegeven voor het aflezen van de depositie afkomstig van een bedrijf, dat niet verder dan 1 km van het gevoelig object verwijderd is. Er wordt een grafiek gegeven voor het bepalen van de achtergronddepositie, waarvoor men wel veebezettingsgegevens nodig heeft van de betreffende gemeente. Tenslotte is er een grafiek om de achtergronddepositie van SO_x mee te bepalen. De aflezingen zijn echter niet erg nauwkeurig, met name bij lagere depositiewaarden.

Asman en Maas (1986) hebben de genoemde methode verder uitgewerkt. De jaargemiddelde depositie van bedrijven op korte afstand van een gevoelig gebied kan met behulp van een tabel nauwkeurig bepaald worden zonder dat men de GPM-formule hoeft toe te passen. Voor de achtergrondbelasting met NH_x hebben de auteurs een tabel opgesteld met gemiddelde waarden voor elke gemeente in Nederland. In de meest recente versie, die gebruikt wordt voor de Ecologische Richtlijn Intensieve Veehouderijen, wordt rekening gehouden met het differentiatie-effekt. Met de extra SO_x -depositie wordt echter geen rekening gehouden.

Voor een nauwkeuriger beschrijving van de methode wordt verwezen naar beide publikaties. Dit rapport wil een bijdrage leveren aan een betere onderbouwing van de grenswaarde waaraan de berekende depositie getoetst moet worden. Op de opzet van de genoemde toetsingsmethode zelf wordt verder niet ingegaan.

LITERATUUR

- Aalst, R.M. van: Fotochemische luchtverontreiniging in Nederland
Oorzaken, concentraties en effecten op vegetatie.
MT-TNO R 84/121a, 1984.
- Aalst, R.M. van: Emission and deposition of NH_3 in Europe, 1st
interim report.
MT-TNO R 85/62, 1985.
- Adema, E.H. (LU Wageningen): lezing op studiedag "Effekten van
 NH_3 op organismen", Vereniging Lucht, 12-12-1986
- Adema, E.H. en J. van Ham (red): Zure regen, oorzaken, effecten
en beleid.
Proceedings symposium Den Bosch, Pudoc, 1984.
- Ågren, G.: Model analysis of some consequences of acid precipita-
tion on forest growth.
In: Ecological effects of acid deposition - Nat. Swedish
Environmental Protection Board Report 1636, pp. 233-244, 1983.
- Algemeen Dagblad: Heide fleurt op door runderen.
AD 26 augustus 1986.
- Al-Mufti, M.M., C.L. Sydes, S.B. Furness, J.P. Grime & S.R. Band:
A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in
herbaceous vegetation.
J. Ecol. 65, pp. 759-791, 1977.
- Altena, H.J. en M.J.M. Oomes: Te verwachten graslandvegetaties
bij extensivering van het gebruik.
DLN (86) 1, 1985.
- Andersen, B.: Impact of nitrogen deposition.
In: J. Nilsson (ed.), 1986.
- Appelo, C.A.J.: Silikaat-verwerking als buffer tegen verzuring van
bodem, vocht en grondwater.
Paper voor Themadag Bodemverzuring, De Bilt, 22 oktober 1985.
- Arts, G.H.P., R.S.E.W. Leuven, J.G.M. Roelofs, J.A.A.R. Schuur-
kes, H.A. Smits & V.A. Tromp: Verzuring en waterplantegemeen-
schappen: een historisch perspectief.
In: Leuven, Arts & Schuurkes, 1986.
- Asman, W. en H. Maas: Schatting van de depositie van ammoniak en
ammonium in Nederland t.b.v. het beleid in het kader van de
Hinderwet.
IMOU-rapport R-86-6, 1986.
- Barendregt, A., J.T. de Smidt en M.J. Wassen: Milieufactoren van
water- en moerasplanten in de Vechtstreek en de omgeving van
Groet.
Rapport Interfakultaire Werkgroep Milieukunde, RU Utrecht,
maart 1985.
- Berendse, F. en R. Aerts: Competition between *Erica tetralix* L.
and *Molinia caerulea* (L) Moench as affected by the availabil-
ity of nutrients.
Oecologia Plantarum vol. 5 (19) no. 1 pp. 3-14, 1984.
- Bink, F.A., J. Meltzer et al. (reds): Levensgemeenschappen.
(Natuurbeheer in Nederland, 1ste deel).
Pudoc 2e druk 1984.

- Bloemendaal, F. en R. Schuurkes: Een onderzoek naar de verspreiding van waterplanten in relatie tot het abiotisch milieu, met name in matig- en hoog-alkaliene wateren.
Doktoraalverslag no. 136, Lab. Aq. Oec. KUN, 1982.
- Boer, W.J.M. den: Vitaliteitskartering Nederlandse naaldbossen.
SBB, 1984.
- Boer, W.J.M. den: De gezondheid van de bossen.
DLN (86)2, pp. 39-41, 1985.
- Bol, M.M.G.R. & N.A. Leek: De gevolgen van veranderingen bij het bosbeheer voor de bosoperaties.
Ned. Bosbouw tijdschrift (57) 10/11, 1985.
- Bosch, A.L.: Luchtverontreiniging door ammoniak en de rol van mycorrhiza in een grovedennebos.
DLN (86)2, pp. 42-45, 1985.
- Boxman, A.W., H.F.G. v. Dijk en J.G.M. Roelofs:
Stikstof- en zwaveldeposities op oecosystemen:
dosis-effektrelaties.
Notitie Lab. Aq. Oec. K.U.N., 1986.
- Breemen, N. van, C.T. Driscoll en J. Mulder:
Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters.
Nature vol. 307, pp. 599-604, 1984.
- Breemen, N. van, J. Mulder en C.T. Driscoll: Acidification and alkalization of soils.
Plant & Soil vol. 75, 1983.
- Breemen, N. van & E.R. Jordens. Effects of atmospheric ammonium sulfate on calcareous and non-calcareous soils of woodlands in the Netherlands.
In: Ulrich & Pankrath (eds) 1983.
- Breemen, N. van, J.J.M. v. Grinsven en E.R. Jordens:
H⁺-budgets and nitrogen transformation in woodland soils in the Netherlands influenced by high inputs of atmospheric ammonium sulphate.
Proceedings Acid Rain Symposium Lindau
VDI-Berichte 500 (1983).
- Buijsman, E., H. Maas en W. Asman: Een gedetailleerde ammoniak-emissiekaart van Nederland
VROM-Publikatierreeks Lucht no. 41, 1985.
- Clausman, P.H.M.A. en W. v. Wijngaarden: Verspreiding en ecologie van wilde planten in Zuid Holland.
deel A: waarderingsparameters.
Rapport PPD-Zuid Holland, 1984.
- Coesel, P.F.M. The relevance of desmids in the biological typology and evaluation of fresh waters.
Hydrobiol. Bull. vol. 9, pp. 93-101, 1975.
- Coesel, P.F.M., R. Kwakkestein en A. Verschoor: Oligotrophication and eutrophication tendencies in some Dutch moorland pools, as reflected in their desmid flora.
Hydrobiologia vol. 61. 1, pp. 21-31, 1978.
- Coesel, P.F.M. en H.D.W. Smit: Jukwieren in Drente, vroeger en nu. Veranderingen in de Desmidiaceen-flora van enige Drentse vennen gedurende de laatste 50 jaar.
DLN 80, pp. 34-44, 1977.

- Commissie Bestudering Waterhuishouding Gelderland (CBWG): Een systeembenadering voor de waterhuishouding van Gelderland. Grondslagen voor een integraal waterbeheer. PW Gelderland, 1980.
- Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (CUWVO) - werkgroep VI: Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht, chlorophyl, fosfaat en stikstof. Resultaten van de tweede eutrofiërings-enquête. RIZA, november 1980.
- Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (CUWVO) - werkgroep V (subgroep 1): Ecologische kwaliteitsdoelstelling voor Nederlandse oppervlaktewateren. RIZA, concept no. 7, juni 1984.
- Dam, D. van: Invloed van luchtverontreiniging op de Nederlandse flora en op verzuring van de bodem. RIN-rapport 83/11, 1983.
- Dam, D. van: Luchtverontreiniging en de achteruitgang van de Nederlandse flora. DLN 85 pp. 57-61, 1984.
- Dam, H. van: Diatoms and water quality in lowland streams in the province of Northern Brabant. (The Netherlands). Hydrobiol. Bulletin vol. 13 (1) pp. 13-21, 1980.
- Dam, H. van: Vennen in Midden-Brabant. RIN-rapport 83/23, 1983.
- Dam, H. van en K. Beljaars: Historische veranderingen in microflora en chemie van vennen i.r.t. zure neerslag. In: Adema en Van Ham (reds), 1984.
- Dam, H. van, M.D. Dickman & C.N. Beljaars: Veranderingen op lange termijn in enige Nederlandse vennen. In: Leuven, Arts & Schuurkes (reds), 1986.
- Dam, H. van, G. Suurmond en C.J.F. ter Braak: Impact of acidification on diatoms and chemistry of Dutch moorland pools. Hydrobiologia vol. 83, pp. 425-459, 1981.
- Dickson, W.: Some data on critical loads for sulphur on surface waters. In: J. Nilsson (ed.), 1986.
- Dickson, W.: Critical load for nitrogen on surface waters. In: J. Nilsson (ed.), 1986.
- Diemont, W.H. & G.W. Heil: Some long-term observations on cyclical and serial processes in Dutch heathlands. Biological Conservation 30, pp. 283-290, 1984.
- Dobben, H.F. van: Effekten van zure regen op natuurlijke ecosystemen in Nederland. RIN-rapport 83/12, 1983.
- Dobben, H.F. van (RIN): lezing op studiedag "Effekten van NH₃ op organismen", Vereniging Lucht, 12-12-1986
- Drenth, W. en M. Oosterbaan: Bossen en begrazing, een onderzoek naar de invloed van begrazing op de bosstructuur en bosontwikkeling in het New Forest. RIN-RU Groningen vakgroep plantenoecologie, 1984.
- Duijvenbooden, W. van, L.F.L. Gast en J. Taat: Landelijk meetnet Grondwaterkwaliteit. VROM-Bodembeschermingsreeks 46A, 1985. Eindrapport van de inrichtingsfase. VROM-Bodembeschermingsreeks 46B, 1985.

- Eerden, L.J. van der (IPO): lezing op studiedag "Effekten van NH₃ op organismen", Vereniging Lucht, 12-12-1986.
- Eerden, L.J. van der, H. Harssema en J.V. Klarenbeek:
Stallucht en Planten.
IPO, LH en IMAG-rapport, juli 1981.
- Ellenberg, H.: Zeigerwerte der Gefässpflanze Mittel-europas.
Scripta Geobotanica IX, 1979 (2e druk).
- Eriksson, E.: Critical load for acid deposition on groundwater.
In: J. Nilsson (ed.), 1986.
- Fanta, J.: Groeiplaats: onderzoek, klassifikatie en betekenis voor de bosbouw.
Ned. Bosbouw tijdschrift (57) 10/11, 1985.
- Geelen, J.F.M. & R.S.E.W. Leuven: Impact of acidification on phytoplankton and zooplankton communities.
Acc. for publ. in *Experientia*, 1986.
- Grahn, O.: Macrophyte succession in Swedish lakes caused by deposition of airborne acid substances.
Water, air & soil pollution vol. 7, pp. 295-305, 1977.
- Grennfelt, P. & H. Hultberg: Effects of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems.
Submitted to *Water, Air & Soil pollution*, 1986.
- Groot, W.T. de, F.M.W. de Jong and M. v.d. Berg:
Population dynamics of duckweed cover in polder ditches.
submitted to *Arch. Hydrobiol.*, 1985.
- Grootjans, Ab: Changes of groundwater regime in wet meadows.
Dissertatie RU Groningen, 25 oktober 1985.
- Grootjans, A., W. ten Klooster en K. Romeyn:
Ondergang van het laatste blauwgrasland in Drente.
Natuur & Milieu 79/6, pp. 9-15, 1979.
- Grootjans, A.P., P.C.Schipper & H.J.van der Windt:
Influence of drainage on N-mineralization and standing crop in wet meadows
a. *Calthion palustris* stands
b. *Cirsio Molinietum* stands
Oecologia Plantarum vol. 6 no 4, 1985.
- Hart, M.L.'t: De invloed van stikstofbemesting op de produktie en botanische samenstelling van grasland.
Stikstof 7 (83/84), pp. 335-339, 1976.
- Havill, D.C., J.A. Lee & G.R. Stewart: Nitrate utilization by species from acidic and calcareous soils.
New Phytologist 73, pp. 1221-1231, 1974.
- Heil, G.W. en W.H. Diemont: Raised nutrient levels change heathland into grassland.
Vegetatio 53, pp. 113-120, 1983.
- Heil, G.W.: Luchtverontreiniging een bedreiging voor onze heide.
In: *Proceedings heideveldensymposium 10-8-'83 Arnhem*, pp. 38-41, 1983.
- Helsper, H.P.G., D. Glenn-Lewin & M.J.A. Wegerer:
Early regenerations of Callema heathland under various fertilization treatments.
Oecologia vol. 58, pp. 208-214, 1983.
- Hendriks, A.E., G.J.N. ter Heerdt & J.P. Bakker: Verschraling door begrazing?
DLN (86) 1, 1985.
- Hendriks, J.L.J.: Meerjarenplan Bosbouw.
DLN (86) 2, pp. 34-38, 1985.

- Henriksen, A.: A simple approach for identifying and measuring acidification of fresh water.
Nature vol. 275, pp. 542-545, 1979.
- Henriksen, A.: Susceptibility of Surface Waters to Acidification.
In: Acid Rain/Fisheries, proceedings Intern. Symp. Acid Precip. Fish. Imp., red. R.E. Johnson, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA, 1982.
- Henriksen, A., W. Dickson & D. Brakke: Estimates of critical loads for sulfur to surface water.
In: J. Nilsson (ed.), 1986.
- Higler, L.W.G.: Beken in Nederland.
Natuur & Milieu 11/12, pp. 4-8, 1981.
- Horst, Th. W.: A surface depletion model for deposition from a Gaussian plume.
Atmospheric Environment vol. 11 pp 41-46, 1977.
- Hove, L.W.A. van (LU Wageningen): lezing op studiedag "Effekten van NH₃ op organismen", Vereniging Lucht, 12-12-1986.
- Hoven, I. van der: Deposition of particles and gases.
Meteorology and Atomic Energy pp 202-208, USAEC, TID 24190, 1968.
- Janssen, Th.W. : Intensieve Veehouderij in relatie tot ruimte en milieu.
Staatsbosbeheer rapport, 1982.
- Janssen, Th.W.: Laatste Peelven op sterven na dood.
Rekreatie en Toerisme 83/3, 1983.
- Janssen, Th.W.: Koeien in de Molinia.
In. proceedings heideveldensymposium 10-8-'83 Arnhem, pp. 45-49, 1983.
- Janssen, Th.W.: Ammoniak en bossterfte van dichtbij bekeken.
Rekreatie & Toerisme 84/4, 1984.
- Jong, F. de en L. Nuijens: Oorzaak en gevolg van kroos in polder-slotten deel II.
CML, RU Leiden, doktoraalskriptie, in prep., 1986.
- Kämäri, J.: Critical deposition limits for surface waters assessed by a process-oriented model.
In: J. Nilsson (ed.), 1986.
- Kemmers, R.H. & P.C. Jansen: Stikstofbemesting in onbemeste half-natuurlijke graslanden
ICW-rapport (nieuwe serie) no.14, 1985.
- Klarenbeek, J.V., A.A. Jongebreur en G.C.C. Beumer: Geuremissies bij mestvarkenstallen.
IMAG, 1982.
- Klinkhamer, P.G.L. & T.J. de Jong: Shoot biomass and species richness in relation to some environmental factors in a coastal dune area in The Netherlands
Vegetatio 63, pp 129-132, 1985.
- Kruijne, A.A., D.M. De Vries en H. Mooi: Bijdrage tot de oecologie van de Nederlandse graslandplanten.
Verl. landb. ond. 696, Wageningen, 1967.
- Leuven, R.S.E.W., G.H.P. Arts & J.A.A.R. Schuurkes (eds): Waterverzuring in Nederland en België. Oorzaken, effecten en beleid.
Proceedings studiedag Waterverzuring 19-12-1985,
K.U.N. - W & N Lab. Aq. Oecologie, 1986.

- Leuven, R.S.E.W. & J.A.A.R. Schuurkes: Effekten van zure, stikstof- en zwavelhoudende neerslag op zwak gebufferde en voedselarme wateren.
Publikatiereeks lucht no. 47, ministerie VROM, 1985.
- Lint, E.M.van en E. van der Voet: Effekten van intensieve veehouderijbedrijven op hun omgeving
CML, beperkt verspreid, 1984.
- Los, F.J., N.M. de Rooij & J.P.G.v.d.Kamer: Toepassing van zoetwater eutrofiëringsmodellen in beleid en beheer.
In: Proceedings van de PSG-studiedag over mathematische ecosystememodellen 13-3-1986.
- Meeuwissen, T.W.M.: Betekenis van groeiplaats en potentieel natuurlijke vegetatie voor de beheersplanning.
Staatsbosbeheer stageverslag 1985-14, 1985.
- Melman, Th.C.P., P.H.M.A. Clausman & H.A. Udo de Haes: Voedselrijkdom indicatie van graslanden. Vergelijking en toetsing van 3 methoden voor het bepalen van de voedselrijkdomindicatie
CML-mededelingen no. 19, RU Leiden, 1985.
- Meijden, R. van der, E.J.M. Arnolds, F. Adema, E.J. Weeda & C.L. Plate: Standaardlijst van de Nederlandse flora.
Rijksherbarium, 1983
- Ministerie Landbouw & Visserij:
Meerjarenplan Bosbouw: beleidsvoornemen, 1984.
- Ministerie Verkeer & Waterstaat:
IMP Water 1980-1984, 1981.
- Ministerie Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne:
- IMP Lucht 1985-1989, 1984.
- V-IMP Bodem, 1984-1988, 1983.
- Nota Landelijke Gebieden, 1979.
- Struktuurschema Landinrichting, 1981.
- " Openluchtrecreatie, 1981.
- " Natuur- en Landschapsbehoud, 1981.
- De drie groene struktuurschema's deel c advies, 1982.
- Struktuurschema Natuur- en Landschapsbehoud deel d regeringsbeslissing, 1984.
- Verzuring door atmosferische depositie (6 delen): publikatiereeks Milieubeheer deel 2.
- Ministeries VROM, V & W: IMP Water 1985-1989, 1984.
- Ministeries VROM, L & V, V & W:
- IMP Milieubeheer 1986-1990, 1985.
- IMP Milieubeheer 1987-1991, 1986.
- Molenaar, J.G. de: Bemesting, waterhuishouding, intensivering in de landbouw en het natuurlijk milieu.
RIN-rapport, 1980
- Molenaar, J.G. de, H.J.D. Eijsackers, A.E. Jansen, G. Londo, F. Bink en P. Opdam: Bosbouw en energie: ecologische aspecten.
Ned. Bosbouw tijdschrift 54, 7/8, pp. 233-245, 1982.
- Munckhof, P. van de: De ondergang van een Limburgs natuurreservaat, de Castenrayse vennen.
Natuurhistorisch Maandblad 63 (1), pp. 5-15, 1974.
- Nas, R.W.M.J.: Luchtverontreiniging en bos.
Ned. Bosbouw tijdschrift 57, 10/11, 1985.
- Natura jubileumnummer: Heggen en Houtwallen, april 1981.

- Nihlgård, B.: The Ammonium Hypothesis - an Additional Explanation to the Forest Dieback in Europe.
Ambio vol. 14 no. 1, 1985.
- Nilsson, I.: Limits for the nitrogen deposition to forest soils. Critical deposition limits for forest soils.
In: J. Nilsson (ed.), 1986.
- Nilsson, J. (ed.): Critical loads for sulphur and nitrogen, report from a nordic working group.
Nordisk Ministerråd miljö rapport 1986:11, 1986.
- Oomes, M.J.M. en H.J. Altena: Vegetatie en produktie van enkele graslanden in het benedenstroomse gebied van de Drentse Aa. CABO-verslag, juni 1980.
- Oomes, M.J.M., H. Korevaar en H.J. Altena: Produktie en botanische samenstelling van extensief gebruikt grasland.
CABO-verslag no. 30, 1980.
- Oterdoorn, H. (Dorschkamp): lezing op studiedag "Effekten van NH₃ op organismen, Vereniging Lucht, 12-12-1986.
- Ploeg, S.W.F. van der, C.J.M. van Berkel, L.C. Braat, E. Nieuwhof, F. Tromp, H.A. Udo de Haes & P. Winkel:
Naar een reken- en informatiesysteem voor natuur en landschap (RINAL).
IVM R-85/8, CML-mededelingen no. 21, 1985.
- Rauw, G.J.G.: De stikstofbemesting van grasland 13: de invloed van de zuurgraad (pH) van de grond op de stikstofreactie van grasland.
Stikstof 7 (83/84), pp. 442-443, 1976.
- Rehfuess, K.E., H. Flurl, F. Franz & E. Raunecker:
Growth patterns, phloem nutrient contents and root characteristics of beech (*Fagus sylvatica*) on soils of different reaction.
In: Ulrich & Pankrath (eds), 1983.
- Roelofs, J.G.M.: Effects of atmospheric sulphur and nitrogen deposition on aquatic and terrestrial heathland vegetation.
Acc. for publ. *Experientia*, 1986.
- Roelofs, J.G.M. (K.U.Nijmegen): lezing op studiedag "Effekten van NH₃ op organismen", Vereniging Lucht, 12-12-1986.
- Roelofs, J.G.M., A.J. Kempers, A.L.F.M. Houdijk en J. Jansen:
The effect of airborne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands.
Submitted to *Plant & Soil*, 1984.
- Roelofs, J.G.M., J.A.A.R. Schuurkes & A.J.M. Smits:
Impact of acidification and eutrofication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands.
1. Field observations (Roelofs alleen).
Aquatic Botany, juli 1983.
2. Experimental studies (Roelofs e.a.).
Aquatic Botany, febr. 1984.
- Rijtema, P.E.: Een benadering voor de stikstofemissie uit het graslandbedrijf.
ICW-nota 982, 1978.
- Schmidt-van Dorp, A.D.: De eutrofiëring van ondiepe meren in Rijnland.
Hoogheemraadschap van Rijnland, 1978.

- Schuurkes, J.A.A.R.: Atmospheric ammonia deposition and its role in the acidification and nitrogen enrichment of poorly buffered aquatic systems.
Acc. for publ. in *Experientia*, 1986.
- Schuurkes, J.A.A.R. & R.S.E.W. Leuven: Verzuring van oppervlaktewateren.
VROM-publikatiereeks Lucht no. 53, 1986.
- Staatsbosbeheer: De vitaliteit van het Nederlandse bos deel 3, Verslag van het landelijk vitaliteitsonderzoek 1985.
SBB-rapport, december 1985.
- Steenbergen, T. van: Invloed van grondsoort en jaar op het effect van stikstofbemesting op de graslandopbrengst.
Stikstof 8(85) pp. 9-14, 1977.
- Studiegroep Bodegraven-Noord: Bodegraven Noord, inrichting in het licht van zuiveloverschotten.
CML-mededelingen no. 5, 1981.
- Studiegroep Toekomstverkenning Oligotrofe Milieus (STOM):
Lange termijn ontwikkelingen van voedselarme milieus en grondwater van de pleistocene zandgronden, een verkenning van de periode 1900-2025.
RU Utrecht, 1983.
- Udo de Haes, H.A. en E. van der Voet: Richtlijnen voor de vestiging van intensieve veehouderijbedrijven -een voorbeeld van afgeleide ecologische normstelling.
geacc. voor Landschap, 1986.
- Ulrich, B.: Soil acidity and its relation to acid deposition.
In: Ulrich & Pankrath (eds), 1983.
- Ulrich, B. & J. Pankrath (eds): Effects of accumulation of Air pollutants in Forest Ecosystems.
Proceeding workshop Göttingen, mei 1982.
Reidel Publishing Cie, 1983.
- Vangenechten, J.H.D., S. v. Puybroeck & O.L.J. Vanderborcht:
Verzuring in Belgische oppervlaktewaters.
In: Leuven, Arts & Schuurkes (eds), 1986.
- Veldman, D.: De invloed van verschillende beheersmaatregelen op de grasland- en heidevegetatie van het Westerholt.
RIN - RU Groningen, maart 1983.
- Vermeer, J.G. & F. Berendse: The relationship between nutrient availability, biomass production and species richness in grassland and wetland communities.
Vegetatio 53; pp. 121-126, 1983.
- Verhoeven, J.T.A. e.v.a.: Annual report fenland research project 1984.
In: The Utrecht Plant Ecology News Report, no. 2, april 1985.
- Verstraten, J.M. (UvA): lezing op Themadag Bodemverzuring, Vereniging Lucht, 27-11-1985.
- Voet, E. van der en H.A. Udo de Haes: Effekten van intensieve veehouderijbedrijven op hun omgeving: kwantificering van de ammoniakproblematiek.
Vrom Publikatiereeks Milieubeheer no.23, 1986
- Vries, W. de en A. Breeuwsma: Relative importance of natural and anthropogenic proton sources in soils in The Netherlands.
Water, Air and Soil Pollution 28, pp 173-184, 1986.
- Vries, W. de, J. Mulder & J.J.M. van Grinsven: Depositiedoelstellingen N+S-verbindingen.
Notitie aan VROM dir. lucht, 4-3-1986.

- Wendelaar Bonga, S.E. & L.H.T. Dederen:
Effekten van verzuurd water op vissen.
In: Leuven, Arts & Schuurkes (eds), 1986.
- Werkgroep Biologische Waterbeoordeling: Biologische Waterbeoordeling.
IMG-TNO-rapport, 1977.
- Werkgroep Voedingsstoffenhuishouding van bossen: Nota met aanbevelingen aan de direktie van het Staatsbosbeheer.
Interne notitie SBB, 1986.
- Willems, J.H.: Observation on North West European limestone grassland communities
An experimental approach to the study of species diversity and above ground biomass in chalk grassland
K.N.A.W.Proceedings C 83 (3) pp 279-306, 1980.
- Willems, J.H.: Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management
Vegetatio 52, pp 171-180, 1983.
- Wit, A.H.K.: Effekten van luchtverontreiniging met ammoniak en ammonium op de nutriëntenkringlopen van bossen en heiden op droge zandgronden.
IPO-rapport R.334, 1986.

BIJLAGE 1 bij paragraaf II.3.9.2

Stikstofbelasting van sloten door uitspoeling en door atmosferische depositie van NH_x

In deze bijlage wordt de belasting van sloten met N door uitspoeling vergeleken met die door atmosferische depositie, om zodoende de keuze te onderbouwen, de sloten in het vervolg van het rapport verder buiten beschouwing te laten. Daartoe worden eerst berekeningen gemaakt van de uitspoeling uit grasland. Voor gemiddelde, extreem intensief en extreem extensief gebruikte graslanden. Vervolgens wordt de uitspoeling berekend uit een spaarzaam bemeste bietenakker en uit een zwaar bemeste maisakker. Tenslotte worden deze uitspoelingswaarden vergeleken met een gemiddelde, een extreem lage en een extreem hoge waarde voor de atmosferische NH-depositie.

A. UITSPOELING

- I. Rijtema (1978) stelt in zijn publikatie "Een benadering voor de stikstofemissie uit het graslandbedrijf" dat de hoeveelheid stikstof die uitspoelt uit (agrarisches gebruikt) grasland, een fractie is van de hoeveelheid mineraal stikstof, die in het najaar in de bodem aanwezig is. De grootte van die fractie wordt bepaald door bodemtype en ontwateringstoestand van het grasland en door het neerslagoverschot.

Met behulp van de volgende formule kan de uitspoeling worden berekend:

$$N_{\text{uitsp.}} = (1 - \beta - \alpha_w) N_{\text{najaar}},$$

waarin:

β = fractie van de minerale stikstof die niet uitspoelt, denitrificeert of wordt geoogst

α_w = denitrificatiecoëfficiënt in de winter

N_{najaar} = hoeveelheid mineraal N in het najaar in de bodem

Voor β en α_w staan voor diverse omstandigheden waarden gegeven in tabel 1.

N_{najaar} laat zich als volgt berekenen:

$$N_{\text{najaar}} = 10,24 \cdot n_t + (1 - \alpha_z) \cdot N_o - 30 \cdot P \cdot \left(1 + \frac{1}{0,375 \cdot P + 0,25}\right)$$

n_t = veebezetting in GVE/ha

α_z = denitrificatiecoëfficiënt in de zomer (zie tabel 1)

N_o = totale, over het gehele jaar beschikbare hoeveelheid mineraal N in kg/ha

P = bruto graslandproductie in ton/ha

N_o kan berekend worden als functie van de graslandproductie.

$$N_o = 40 P - 62,7 \cdot \ln\left(\frac{P_{\text{max}} - P}{P_{\text{max}}}\right),$$

waarbij P_{max} de maximaal haalbare productie is. Ook voor P_{max} staan waarden aangegeven in tabel 1.

Tabel 1. Standaardwaarden voor parameters en coëfficiënten voor de berekening van de N-uitspoeling uit grasland

Veebezetting van 0,5 tot 3,5 gve/ha				
Ontwatering	slecht		matig	goed
Opbrengstverliezen	0,50		0,40	0,25
P _{max}	10,2		12,2	15,2 ton/ha
				12,2 (verdrogend)
Weersomstandigheden zomer	droog		gemiddeld	nat
α_z (zand)	0,50		0,60	0,70
α_z (klei)	0,60		0,70	0,80
α_z (veen)	0,65		0,75	0,85
$\alpha_w = 1/3 \alpha_z$				
Weersomstandigheden winter	droog		gemiddeld	nat
B zand	goed	0,65	0,40	0,19
	matig	0,35	0,14	0,05
B klei	goed	0,74	0,58	0,35
Ontwatering	matig	0,52	0,27	0,12
B veen	goed	0,78	0,71	0,57
	matig	0,69	0,50	0,29

bron: Rijtema, 1978

Dan volgen nu enkele voorbeeldberekeningen:

- 1) een gemiddeld bedrijf op zandgrond
- 2) een gemiddeld bedrijf op veengrond
- 3) een bedrijf met maximale uitspoeling
- 4) een bedrijf met minimale uitspoeling

1. een gemiddeld bedrijf op zandgrond

Hiervoor kunnen de volgende aannames worden gemaakt:

$$\begin{aligned}
 P_{\max} &= 12,2 \\
 P &= 10 \\
 n_t &= 2,5 \\
 \alpha_z &= 0,6 \\
 \alpha_w &= 0,2 \\
 B &= 0,14
 \end{aligned}$$

Allereerst wordt nu N_0 berekend:

$$N_0 = 40 \times 10 - 62,7 \cdot \ln \left(\frac{12,2 - 10}{12,2} \right) = 507,4 \text{ kg N/ha}$$

Vervolgens wordt N_{najaar} berekend:

$$N_{\text{najaar}} = 10,24 \times 2,5 + (1 - 0,6) \cdot 507,4 - 30 \cdot 10 \cdot \left(1 + \frac{1}{0,375 \times 10 + 0,25}\right) \\ = 78,6 \text{ kg N/ha.}$$

Tenslotte kan nu de uitspoelingsformule worden toegepast:

$$N_{\text{uitsp}} = (1 - 0,14 - 0,2) \cdot 78,6 = \underline{51,9 \text{ kg/ha.jaar}}$$

Dan moet de uitspoeling in kg/ha nog worden omgerekend in belasting van de sloot, uitgedrukt in g N/m². Hiervoor moet een aanname gedaan worden over de slootoppervlakte, die (gemiddeld gesproken) hoort bij 1 ha grasland.

In het gebied Bodegraven-Noord, waar ruim 2200 ha puur grasland is, bedraagt de totale slootlengte ongeveer 450.000 m. (Studiegroep Bodegraven-Noord II, 1980). Per ha grasland is daar dus ruim 200 m sloot te vinden. Wanneer men aanneemt, dat de gemiddelde slootbreedte 2,5 m is, bedraagt de slootoppervlakte per ha grasland 2,5 x 200 = 500 m²/ha¹. Omrekening van de uitspoeling per ha grasland naar belasting van het slootwater per m² levert dan het volgende op:

$$51,9 \text{ kg/ha} = 51.900/500 = \underline{103,8 \text{ gN/m}^2 \text{ sloot.}}$$

Wanneer de slootoppervlakte per ha grasland twee keer zo groot zou zijn, dus 1000 m², wordt de belasting

$$51.900/1000 = \underline{51,9 \text{ g N/m}^2 \text{ sloot.jaar;}}$$

en bij een twee keer zo kleine slootoppervlakte

$$51.900/250 = \underline{207,5 \text{ g N/m}^2 \text{ sloot.jaar.}}$$

2. Een gemiddeld bedrijf op veengrond

Hiervoor kunnen de volgende waarden worden aangenomen:

$$\begin{aligned} P_{\text{max}} &= 12,2 \\ P &= 10 \\ n_t &= 2,5 \\ \alpha_z &= 0,75 \\ \alpha_w &= 0,25 \\ B &= 0,50 \end{aligned}$$

Eerst wordt weer N_0 berekend:

$$N_0 = 40 \times 10 - 62,7 \cdot \ln \left(\frac{12,2 - 10}{12,2} \right) = 507,4 \text{ kg N/ha}$$

Vervolgens N_{najaar} :

¹ Met dit voorbeeld-gebied is gewerkt, omdat er geen CBS-gegevens bestaan over slootoppervlaktes of -lengtes. Het was dus niet mogelijk, een gemiddelde voor Nederland als uitgangspunt te nemen.

$$N_{\text{najaar}} = 10,24 \times 2,5 + (1 - 0,75) \cdot 507,4 - 30 \cdot 10 \cdot \left(1 + \frac{1}{0,375 \times 10 + 0,25}\right) \\ = 58,8 \text{ kg N/ha}$$

Dan de uitspoeling:

$$N_{\text{uitsp}} = (1 - 0,5 - 0,25) 58,7 = \underline{14,7 \text{ kg N/ha.}}$$

Tenslotte wordt dan de uitspoeling weer omgerekend naar belasting van de sloot:

Bij	500 m ²	slootoppervlak/ha	grasland:	14700/500	=	<u>29,4 g/m².jaar</u>
"	1000 m ²	"	"	: 14700/1000	=	<u>14,7 g/m².jaar</u>
"	250 m ²	"	"	: 14700/250	=	<u>58,8 g/m².jaar.</u>

Er zijn aanwijzingen, dat de uitspoeling vanuit grasland op veen nog lager is, gezien de grote omvang van de denitrifikatieprocessen in veengrond. Mogelijk is er in gebieden met een weinig intensief graslandgebruik zelfs in het geheel geen uitspoeling (zie ook punt 4).

3. Een bedrijf met maximale uitspoeling:

Hiervoor kiezen we een bedrijf op zandgrond met een hoge veebezetting en een intensieve bedrijfsvoering, d.w.z. een goede ontwateringstoestand en een P die nadert tot P_{max} . Gemiddelde weersomstandigheden blijven wel het uitgangspunt, omdat jaarlijkse top-waarden onder invloed van weersomstandigheden niet relevant zijn in dit verband. De volgende aannamen worden gemaakt:

$$\begin{aligned} P_{\text{max}} &= 15,2 \\ P &= 15 \\ n_t &= 3,5 \\ \alpha_z &= 0,6 \\ \alpha_w &= 0,40 \end{aligned}$$

$$N_0 = 40 \times 15 - 62,7 \cdot \ln \left(\frac{15,2 - 15}{15,2} \right) = 1036,5 \text{ kg N/ha}$$

$$N_{\text{najaar}} = 10,24 \times 3,5 + (1 - 0,6) \cdot 1036,5 - 30 \cdot 15 \cdot \left(1 + \frac{1}{0,375 \times 15 + 0,25}\right) = \\ 239,8 \text{ kg N/ha}$$

$$N_{\text{uitsp}} = (1 - 0,4 - 0,2) 239,8 = \underline{95,9 \text{ kg N/ha.jaar.}}$$

Bij	500 m ²	sloot/ha	grasland:	191,9 g N/m ² .jaar
"	1000 m ²	"	"	: 95,9 g N/m ² .jaar.
"	250 m ²	"	"	: 383,7 g N/m ² .jaar.

4. Een bedrijf met minimale uitspoeling.

Een zo laag mogelijke uitspoeling is te verwachten bij een bedrijf op veen-

grond, met een lage veebezetting en een zeer lage intensiteit van bedrijfsvoering, zodat het verschil tussen P en P_{\max} groot is. Aangenomen worden de volgende waarden:

$$\begin{aligned} P_{\max} &= 10,2 \\ P &= 5 \\ n_t &= 0,5 \\ \alpha_z &= 0,75 \\ \alpha_w &= 0,25 \\ \beta &= 0,5 \end{aligned}$$

$$N_o = 40 \times 5 - 62,7 \cdot \ln \left(\frac{10,2 - 5}{10,2} \right) = 242,2 \text{ kg N/ha}$$

$$N_{\text{najaar}} = 10,24 \times 0,5 + (1 - 0,75) \cdot 242,2 - 30 \cdot 5 \cdot \left(\frac{1}{0,375 \times 5 + 0,25} \right) = 10,5 \text{ kg N/ha}$$

$$N_{\text{uitsp}} = (1 - 0,5 - 0,25) 10,5 = \underline{2,6 \text{ kg N/ha.jaar}}$$

Bij 500 m ² slootopp./ha grasland:	<u>5,3 N/m² sloot.jaar</u>
" 1000 m ² " " :	<u>2,6 N/m² sloot.jaar</u>
" 250 m ² " " :	<u>10,5 N/m² sloot.jaar</u>

In het licht van de opmerking bij punt 2 kan gesteld worden, dat de uitspoeling in werkelijkheid waarschijnlijk nog lager uitvalt en misschien in dit geval zelfs afwezig is.

II Bouwland

De uitspoeling van stikstof uit bouwland is gemiddeld veel hoger dan die uit grasland, en kan volgens Van Lint & Van der Voet (1984) berekend worden met behulp van de volgende formule:

$$N_{\text{uitsp}} = 45 + N_b \times u + N_s \times 0,7 + N_{\text{km}} \times 0,25.$$

waarbij N_b = dierlijke mestgift tot 150% van de behoefte in kg N/ha.jaar
 u = uitspoelingscoëfficiënt, volgens tabel 2
 N_s = dierlijke mestgift boven 150% van de behoefte in kg N/ha.jaar
 N_{km} = kunstmestgift in kg N/ha.jaar.

Een bietenveld bijvoorbeeld heeft een N-behoefte van 169 kg N/ha. Wanneer ervan wordt uitgegaan, dat er normaal bemest wordt, zal de N-gift niet veel hoger zijn dan de N-behoefte. De volgende aannames kunnen gemaakt worden:

$$\begin{aligned} N_b &= 169 \\ u &= 0,35 \text{ (een gemiddelde waarde)} \\ N_s &= 0 \\ N_{\text{km}} &= 50 \text{ (startgift)}. \end{aligned}$$

De uitspoeling wordt dan:

$$45 + 169 \times 0,35 + 0 \times 0,7 + 50 \times 0,25 = \underline{116,7 \text{ kg N/ha.jaar}}$$

De slootbelasting wordt dan:

bij 500 m ²	slootopp./ha	grasland: 116.700/500	=	<u>233,3 g/m².j</u>
" 1000 m ²	"	" : 116.700/1000	=	<u>116,7 g/m².j</u>
" 250 m ²	"	" : 116.700/250	=	<u>466,6 g/m².j</u>

De uitspoeling vanuit een zwaar bemeste maisakker is uiteraard nog veel hoger. Als voorbeeld kunnen de volgende aannames worden gemaakt:

N _b = 315	(210 x 1,5; de behoefte = 210 kg N/ha)
u = 0,35	(gemiddelde waarde)
N _s = 285	(600 - 315; de totale dierlijke mestgift = 600 kg N/ha)
N _{km} = 50	(startgift)

Toepassing van de uitspoelingsformule laat het volgende zien:

$$45 + 315 \times 0,35 + 285 \times 0,7 + 50 \times 0,25 = \underline{367,3 \text{ kg N/ha.jaar}}$$

Omgerekend naar slootbelasting:

Bij 500 m ²	slootopp./ha	grasland: 367.300/500	=	<u>734,6 g/m².j</u>
" 1000 m ²	"	" : 367.300/1000	=	<u>367,3 g/m².j</u>
" 250 m ²	"	" : 367.300/250	=	<u>1496,2 g/m².j</u>

Tabel 2 Uitspoelingspercentages voor diverse mestsoorten, geldend voor zandbouwland

toediening in:	kalvermest	varkensmest	legghennemest	overige kippenmest
voorjaar	0,22	0,25	0,22	0,25
najaar	0,53	0,45	0,50	0,45

bron: Van Lint & Van der Voet, 1984

B. ATMOSFERISCHE DEPOSITIE VAN NH_x

Gemiddeld voor heel Nederland bedraagt de atmosferische stikstofdepositie ongeveer 3200 mol/ha.jaar, ofwel 45 kg N/ha.jaar, ofwel 4,5 g N/m².jaar, voor NH_3 en NO_x samen. NH_x neemt daarvan ongeveer 2000 mol ofwel 2,8 N/m².jaar voor zijn rekening.

In landbouwgebieden zal dit over het algemeen hoger zijn: bij "normale" bemesting oplopend tot ca 5 g N/m²; in dump-gebieden tot 10 g/m².j, in uitzonderlijke gevallen zelfs tot 20 g/m².j. In natuurgebieden zal de depositie van NH_3 , afhankelijk van de afstand tot de dichtstbijzijnde emissiebron, kunnen dalen tot ca. 1 à 2 g N/m².jaar.

NB: Genoemde waarden gelden voor depositie op sloten. Op bossen, met name bosranden, kan de depositie in extreme gevallen nog veel hoger zijn: tot 100 g/m².j.

C. VERGELIJKING

Een vergelijking laat zien, dat de uitspoeling uit bouwland verreweg de hoogste N-belasting voor sloten veroorzaakt. Atmosferische N-belasting, zelfs in landbouwgebieden waar de NH_3 -emissie hoog oploopt, is vele malen lager dan de uitspoeling uit grasland, en valt in het niet vergeleken met de uitspoeling uit bouwland. In tabel 3 worden de resultaten nog eens overzichtelijk samengevat:

Tabel 3 Belasting van sloten met stikstof door uitspoeling uit grasland en bouwland, en door atmosferische depositie van NH_x

N-belasting in g N/m^2 slootopp.	uitspoel. grasland	uitspoel. bouwland	atmosf. NH_x - depositie
zandgrond (gemiddeld)	103,8	233,3	3 à 5
veen (gemiddeld)	< 29,4	-	3 à 5
maximaal	191,8	734,6	10 à 20
minimaal (reservaat)	0 - 5,3	n.v.t.	1 à 2

BIJLAGE 2 bij paragraaf II.5.7

Stikstofbelasting, stikstofgehalte en chlorophylgehalte in veertien Nederlandse plassen

In deze bijlage wordt nagegaan, of het mogelijk is op basis van bestaande gegevens iets te zeggen over de relatie tussen de stikstofbelasting van een plas en het stikstofgehalte van het water.

In onderstaande tabel zijn alle gegevens verzameld die nodig zijn voor het bepalen van deze relatie. De gegevens zijn afkomstig uit het rapport van de CUWVO (1980) of zijn daaruit afgeleid.

Basisgegevens t.a.v. veertien oppervlaktewateren in Nederland voor de berekening van de relatie tussen N-gehalte en N-belasting.

	diepte (m)	volume (m ³ x 10 ⁶)	verblijftijd (dg)	
			zomer	winter
1. Schildmeer	1,8	6,3	110	32
2. Zuidlaardermeer	1,0	6,5	35	25
3. IJsselmeer	4,5	5200	183	110
4. Wolderwijd-Nulderneauw	1,5	39	56 (jr)	1,7 (jr)
5. Veluwe + Drontemeer	1,2	50	183	548
6. Ketelmeer	3,3	99	7,3	3,7
7. Sloterplas	20,5	18	40 (jr)	100 (jr)
8. Kagerplas	3,7	17	44	44
9. Brassemermeer	3,0	13,3	26	69
10. Mooie Nel	4,0	5,9	18	11
11. Westeinderplas	2,7	24,9	7,2 (jr)	2,3 (jr)
12. Langeraarseplas	2,0	3,7	13,8 (jr)	3,6 (jr)
13. Nieuwkoopseplas	1,5	16,4	10,3 (jr)	4,2 (jr)
14. Waalboezem	1,8	2,9	215	405

Stikstofcirculatie/belasting (ton N/jaar)

	toevoer			afvoer			netto-belasting		
	zomer	winter	totaal	z	w	t	z	w	t
1. S	116	468	584	108	402	510	8	66	74
2. Z	163	262	425	138	240	378	24	22	46
3. IJ	-	-	84.000	-	-	56.000	-	-	28.000
4. W	42	192	234	7	60	67	35	132	167
5. V+D	-	-	800	-	-	500	-	-	300
6. K	-	-	82.000	-	-	78.000	-	-	4.000
7. S	2,1	0,7	2,8	0,4	0,7	1,1	1,7	0	1,7
8. K	377	593	970	304	386	690	73	207	280
9. B	533	340	873	331	191	422	202	149	351
10. M-N	610	1.349	1.959	432	973	1.405	178	376	554
11. W	42	36	78	15	37	52	27	-1	26
12. L	10	7	17	1	3	4	9	4	13
13. N	32	21	53	9	17	26	23	4	27
14. W	10,5	8,6	19,1	6,2	2,7	8,9	4,3	5,9	10,2

	N-gehalte water (mg N/l)			chlorophyl- gehalte zomer- gemidd. (mg/l)	
	zomer	winter	gemidd.	gemeten	berekend*
1. S.	6,0	9,8	7,9	-	448
2. Z	4,3	2,3	3,3	136	296
3. IJ	3,8	4,6	4,3	93	251
4. W-N	3,4	2,8	3,1	148	215
5. V+D	3,8	4,0	3,9	237	251
6. K	5,1	7,1	6,1	79	367
7. S	1,9	0,0	1,0	32	81
8. K	4,5	5,9	5,2	28	314
9. B	5,1	5,8	5,5	19	367
10. M-N	7,4	10,5	9,0	60	573
11. W	2,8	3,2	3,0	55	161
12. L	4,8	5,5	5,2	145	338
13. N	3,1	2,4	2,8	87	188
14. W	2,8	3,1	3,0	55	323

* berekend volgens relatie CUWVO tussen N-gehalte en zomergemiddeld chlorophylgehalte, uitgaande van N als beperkende faktor (wat in werkelijkheid maar in 3 van de 14 wateren het geval is)

		netto-N-belasting (mg/l.jaar)*		TOTAAL
		zomer	winter	
1.	S	1,3	10,5	11,8
2.	Z	3,7	3,4	7,1
3.	IJ	- 5,4 -		5,4
4.	W-N	0,9	3,4	4,3
5.	V+D	- 6,0 -		6,0
6.	K	- 40,4 -		40,4
7.	S	0,1	0,0	0,1
8.	K	4,3	12,2	16,5
9.	B	15,2	11,2	26,4
10.	M-N	30,2	67,3	93,3
11.	W	1,1	- 0,1	1,0
12.	L	2,4	1,1	3,5
13.	N	1,4	0,2	1,6
14.	W	1,5	2,0	3,5

* De netto-N-belasting in mg/l is berekend door de N-belasting via het water in ton/j te delen door het volume. De meer gebruikelijke maat van g/m² houdt geen rekening met de diepte, en is daarom ongeschikt bij wateren van een zeer uiteenlopende diepte.

In bovengenoemd CUWVO-rapport wordt een relatie gevonden tussen het stikstofgehalte en het chlorophylgehalte van een groot aantal Nederlandse wateren. Deze relatie luidt (voor wateren waar N de beperkende faktor vormt):

$$F = -89,6 + 89,6 \text{ TN} \quad (1)$$

waarbij F = zomergemiddelde chlorophylgehalte (mg/l)
 en TN = " totaal-N gehalte (mg/l).

In deze bijlage wordt allereerst nagegaan, hoe de relatie is tussen het zomer-N-gehalte (dat immers bepalend is voor het chlorophylgehalte) en de jaarlijks totale netto N-belasting, zoals die te vinden is in bovenstaande tabel. De formule luidt:

$$N(\text{z.g.}) = 0,74 \ln N(\text{j.b.}) + 2,92 \quad (2),$$

waarbij N(z.g.) = zomer-N-gehalte, en
 N(j.b.) = jaarlijkse N-belasting.

De korrelatiecoëfficiënt is hoog, 0,87, zodat $r^2 = 0,75$.

Voor diverse factoren is nagegaan, of deze verschil uitmaken, zodat de korrelatiecoëfficiënt sterk verandert of de relatie een heel ander verloop te zien geeft.

a. Diepte. Het is mogelijk, dat voor diepe wateren de relatie anders

is dan voor ondiepe. Met name door het optreden van een spronglaag is te verwachten, dat de menging in diepe wateren veel minder zal zijn, waardoor de gemeten concentraties sterk kunnen afwijken van de verwachte gemiddelden.

Wanneer men uitsluitend wateren van 4 m diepte in beschouwing neemt, wordt de relatie als volgt:

$$N(z.g.) = 0,72 \ln (N \text{ j.b.}) + 2,82 \quad (3)$$

met korrelatiecoëfficiënt = 0,77 en $r^2 = 0,59$.

- b. Inhoud. Grote wateren reageren mogelijk anders dan kleine wateren, door oorzaken zoals een (relatief) andere omvang van de verdamping, denitrifikatie, bezinking, enz. Wanneer met alleen wateren met een inhoud < 30 x 10⁶ m³ in beschouwing neemt, wordt de formule:

$$N(z.g.) = 0,77 \ln N \text{ (j.b.)} + 3,05 \quad (4)$$

korrel.coëff. = 0,89; $r^2 = 0,79$

- c. Verblijftijd. Het is denkbaar, dat wateren met een korte verblijftijd een andere relatie vertonen, met als oorzaak de veel snellere doorstroming. Dit lijkt zeker waarschijnlijk waar het om het chlorophylgehalte (algengroei) gaat, maar is mogelijk ook van belang bij de relatie N-belasting en N-gehalte. Wanneer uitsluitend de wateren met een verblijftijd van langer dan een half jaar bij de berekening worden betrokken, wordt de relatie als volgt:

$$N(z.g.) = 0,49 \ln N \text{ (j.b.)} + 2,96 \quad (5)$$

In figuur BII.5.7.1 staan de formules (2) t/m (5) weergegeven. We zien dat het verschil in geen van de gevallen erg groot is.

De korrelatie wordt in twee van de drie gevallen niet (zoals verwacht) nog hoger, maar integendeel iets lager. Het verschil is echter niet bijzonder groot.

Tenslotte is nagegaan, of (voor alle wateren samen) het zomer-N-gehalte niet een (nog) betere relatie vertoont met de netto-zomerbelasting in plaats van met de totale jaarlijkse belasting van stikstof. Dit bleek niet het geval te zijn: de korrelatiecoëfficiënt is wat lager, namelijk 0,78, zodat $r^2 = 0,60$.

Geen van de alternatieven laat een duidelijk betere korrelatie zien, zodat tenslotte uitgegaan zal worden van de relatie tussen zomer-N-gehalte en netto totale jaarlijkse stikstofbelasting, zoals gegeven in formule (z).

Kombinatie van deze formule met formule (1), de relatie tussen N-gehalte en chlorophylgehalte, levert dan een formule op, die direkt het verband aangeeft tussen de stikstofbelasting en het chlorophylgehalte:

$$\text{Chlorophylgehalte (in mg/l)} = 66,3 \ln N \text{ (j.b.) (mg/l)} + 172 \quad (6)$$

N.B. Wanneer men (ter controle) de N-belasting apart korreleert met de berekende chlorophylgehalten zoals die in de tabel zijn weergegeven, wordt de formule iets anders:

$$\text{Chl.g.} = 63,9 \ln N \text{ (j.b.)} + 187 \quad (7)$$

Tenslotte moet verduidelijkt worden, dat niet verwacht moet worden dat met behulp van bovengenoemde formules (2) en (6) akkurate voorspellingen kunnen worden gedaan. De stikstofhuishouding is per water zo verschillend dat grote afwijkingen kunnen ontstaan in het stikstofgehalte. De formules geven alleen een indicatie en kunnen worden gebruikt wanneer er geen beter model voorhanden is. Om dit te illustreren worden voor de genoemde 14 wateren de gemeten N-concentraties vergeleken met de concentraties zoals die berekend kunnen worden met formule (2):

water	S	Z	IJ	W-N	V+D	K	S	K	B	MN	W	L	N	W
gemeten	6,0	4,3	3,8	3,4	3,8	5,1	1,9	4,5	5,1	7,4	2,8	4,8	3,1	2,8
berekend	4,7	4,4	4,1	4,0	4,2	5,7	1,2	5,0	5,3	6,3	3,7	3,8	3,3	3,8

BIJLAGE 3 bij paragraaf IV.3.2

Het Gaussisch Pluimmodel, formules en invoervariabelen.

De formule van het Gaussisch Pluimmodel (GPM) voor de verspreiding van stoffen door de lucht rondom een puntbron luidt als volgt:

$$C_{x,y,z} = \frac{Q}{2\pi \cdot U \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot \exp\left(\frac{-y^2}{2\sigma_y^2}\right) \cdot \left[\exp\left(\frac{-(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(\frac{-(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$$

$C_{x,y,z}$ = benedenwindse luchtconcentratie op x m vanaf de bron, y m zijwaarts vanaf de pluimas, en z m vanaf de grond, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Q = emissiesterkte in $\mu\text{g}/\text{s}$

U = windsnelheid in m/s

σ_y en σ_z zijn dispersieparameters, afhankelijk van de afstand x, de windsnelheid en de atmosferische stabiliteit

H = hoogte van de emissiebron in m.

Met behulp van deze formule kan de uurgemiddelde luchtconcentratie van ammoniak op een bepaalde plaats ten opzichte van de emissiebron berekend worden voor specifieke omstandigheden ten aanzien van windrichting, winssnelheid en atmosferische stabiliteit.

Bij het berekenen van jaargemiddelde concentraties wordt de formule enigszins gewijzigd. Een vereenvoudiging vindt plaats door $y = 0$ en $z = 0$ te kiezen; σ_y vervalt in de formule. Verder wordt gedeeld door $2\pi x$, de omtrek van de cirkel met straal x, en vermenigvuldigd met n, het aantal windstreken waarin men de cirkel opdeelt (in het Blauwe Boekje worden er 12 onderscheiden). De formule kan dan als volgt geschreven worden:

$$C_x = \frac{2Q}{2\pi \cdot \sqrt{2\pi} \cdot \sigma_z \cdot U \cdot x/n} \cdot \exp\left(\frac{-(H^2)}{2\sigma_z^2}\right) \quad (2)$$

C_x = jaargemiddelde luchtconcentratie op afstand x vanaf de bron, op grondhoogte.

Bij de keuze van de invoervariabelen is uitgegaan van de waarden zoals die zijn weergegeven in het Blauwe Boekje (Kleine Commissie Modellen, 1976).

Voor U, de windsnelheid, worden drie klassen onderscheiden, waarbij voor elke klasse een representatieve windsnelheid wordt aangenomen:

klasse 1	U = 1,45 m/s
klasse 2	U = 4,0 m/s
klasse 3	U = 8,0 m/s

De dispersieparameter σ_z wordt berekend als functie van x:

BIJLAGE 3 bij paragraaf IV.3.2

Het Gaussisch Pluimmodel, formules en invoervariabelen.

De formule van het Gaussisch Pluimmodel (GPM) voor de verspreiding van stoffen door de lucht rondom een puntbron luidt als volgt:

$$C_{x,y,z} = \frac{Q}{2\pi \cdot U \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot \exp\left(\frac{-y^2}{2\sigma_y^2}\right) \cdot \left[\exp\left(\frac{-(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(\frac{-(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$$

$C_{x,y,z}$ = benedenwindse luchtconcentratie op x m vanaf de bron, y m zijwaarts vanaf de pluimas, en z m vanaf de grond, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Q = emissiesterkte in $\mu\text{g}/\text{s}$

U = windsnelheid in m/s

σ_y en σ_z zijn dispersieparameters, afhankelijk van de afstand x, de windsnelheid en de atmosferische stabiliteit

H = hoogte van de emissiebron in m.

Met behulp van deze formule kan de uurgemiddelde luchtconcentratie van ammoniak op een bepaalde plaats ten opzichte van de emissiebron berekend worden voor specifieke omstandigheden ten aanzien van windrichting, winssnelheid en atmosferische stabiliteit.

Bij het berekenen van jaargemiddelde concentraties wordt de formule enigszins gewijzigd. Een vereenvoudiging vindt plaats door $y = 0$ en $z = 0$ te kiezen; σ_y vervalt in de formule. Verder wordt gedeeld door $2\pi x$, de omtrek van de cirkel met straal x, en vermenigvuldigd met n, het aantal windstreken waarin men de cirkel opdeelt (in het Blauwe Boekje worden er 12 onderscheiden). De formule kan dan als volgt geschreven worden:

$$C_x = \frac{2Q}{2\pi \cdot \sqrt{2\pi} \cdot \sigma_z \cdot U \cdot x/n} \cdot \exp\left(\frac{-(H^2)}{2\sigma_z^2}\right) \quad (2)$$

C_x = jaargemiddelde luchtconcentratie op afstand x vanaf de bron, op grondhoogte.

Bij de keuze van de invoervariabelen is uitgegaan van de waarden zoals die zijn weergegeven in het Blauwe Boekje (Kleine Commissie Modellen, 1976).

Voor U, de windsnelheid, worden drie klassen onderscheiden, waarbij voor elke klasse een representatieve windsnelheid wordt aangenomen:

klasse 1	U = 1,45 m/s
klasse 2	U = 4,0 m/s
klasse 3	U = 8,0 m/s

De dispersieparameter σ_z wordt berekend als functie van x:

$$\sigma_z = a \cdot x^b \cdot c_{z_0} \quad (3),$$

waarbij a en b variabelen zijn die afhangen van de atmosferische stabiliteit, en c_{z_0} van de ruwheid van de vegetatie.

Voor a en b worden de volgende waarden gegeven:

stabiliteits- klasse	a	b
A	0,28	0,90
B	0,23	0,85
C	0,22	0,80
D	0,20	0,76
E	0,15	0,73
F	0,12	0,67

Bij de toepassing van de kale GPM-formule, in par. IV.3.2 omschreven als GPM1, wordt geen rekening gehouden met de ruwheids-lengte van de vegetatie en wordt voor c_{z_0} een waarde van 1 aangenomen. In GPM2 wordt wel rekening gehouden met de ruwheidslengte. Volgens het Blauwe Boekje kan c_{z_0} als volgt berekend worden:

$$c_{z_0} = (10 \cdot z_0)^{0.53} \cdot x^{-0.21} \quad (4),$$

waarbij

- $z_0 = 0,03$ m voor vlak land
- $z_0 = 0,10$ m " bouwland
- $z_0 = 0,30$ m " afwisselend landschap
- $z_0 = 1,0$ m " bos
- $z_0 = 3,0$ m " stedelijk gebied.

De modellen waarbij rekening wordt gehouden met concentratie-verlies door droge depositie zijn veel ingewikkelder.

Het source depletion-model, GPM3, werkt in principe met dezelfde formule, alleen wordt de bronsterkte Q in de formule aangepast en vervangen door Q(x), afhankelijk van de depositiesnelheid v_d en van de afstand tot de emissiebron:

$$c_x = \frac{2Q(x)}{2\pi \cdot \sqrt{2\pi} \cdot \sigma_z \cdot U \cdot x/n} \cdot \exp\left(\frac{-(H^2)}{2\sigma_z^2}\right) \quad (5)$$

Q(x) wordt berekend door Q te vermenigvuldigen met een faktor die de hoeveelheid op het traject van de bron naar het punt x gedeponeerde stof beschrijft, de integraal van de GPM-formule:

$$Q(x) = Q \cdot v_d \cdot \int \frac{2}{2\pi \cdot \sqrt{2\pi} \cdot \sigma_z \cdot U \cdot x/n} \cdot \exp\left(\frac{-(H^2)}{2\sigma_z^2}\right) dx \quad (6)$$

Bij aanname van $H = 0$ (emissiebron is op grondhoogte gelokaliseerd), en bij $\sigma_z = a \cdot x^b$, kan formule (6) als volgt herschreven worden:

$$Q(x) = Q \cdot v_d \cdot \frac{\sqrt{2}}{\sqrt{\pi}} \cdot \frac{1}{U} \cdot \int_a^x \frac{1}{a} \cdot x^{-b} dx \quad (7)$$

ofwel

$$Q(x) = Q \cdot v_d \cdot \frac{\sqrt{2}}{\sqrt{\pi}} \cdot \frac{1}{U} \cdot \frac{1}{a(1-b)} \cdot x^{1-b} \quad (8)$$

Het surface depletion-model is nog aanzienlijk ingewikkelder dan het source depletion-model. Hierbij wordt niet voor elke gewenste x de bronsterkte Q aangepast tot $Q(x)$, maar wordt over elke afstand ξ (een vaste, kleine afstand; het IMOU heeft hiervoor 16,7 m gekozen) de depositie berekend en toegewezen aan het punt $\frac{1}{2}\xi$ als negatieve bronsterkte. Op een afstand x van 100 m hebben we dan te maken met de emissiebron Q en met 6 negatieve bronnen onderweg, die elk op zich weer medebepalend zijn voor de sterkte van de volgende negatieve bron, en allemaal afzonderlijk de uiteindelijke concentratie c beïnvloeden.

De formule die Horst (1977) ervoor geeft, luidt als volgt:

$$C_x = Q \cdot \frac{D}{U} - \int_0^x \frac{v_d}{U} \cdot C(\xi) \cdot D(x-\xi) d\xi \quad (9),$$

waarbij D de GPM-formule is (formule 1 of 2) waaruit Q en U zijn weggelaten.

De berekeningen van Asman en Maas (1986) zoals die in de tabellen in paragraaf IV.3.2 zijn weergegeven, zijn op deze formule gebaseerd.

Bij het toepassen van een van de GPM-formules voor berekening van jaargemiddelde concentraties moet gewogen worden gemiddeld over alle voorkomende windsnelheids- en atmosferische stabiliteitsklassen, en daarna vermenigvuldigd met de fraktie van de tijd waarin sprake is van de betreffende windrichting. Ook deze klimatologische gegevens staan in het Blauwe Boekje, met betrekking tot Eindhoven en met betrekking tot Schiphol. Bij de berekeningen in deel IV van dit rapport zijn de klimatologische gegevens van Eindhoven ingevoerd.