



Effecten van ammoniak op de Nederlandse natuur

Achtergrondrapport

J. Kros
B.J. de Haan
R. Bobbink
J.A. van Jaarsveld
J.G.M. Roelofs
W. de Vries



Alterra-rapport 1698, ISSN 1566-7197



MNP en RPB vormen vanaf april 2008 het
Planbureau voor de Leefomgeving

Radboud Universiteit Nijmegen



Effecten van ammoniak op de Nederlandse natuur

In opdracht van het ministerie van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu. Mede in opdracht van het ministerie van LNV, in het kader van het cluster Ecologische Hoofdstructuur, thema Abiotische randvoorwaarden voor de EHS (BO-02-004)

Effecten van ammoniak op de Nederlandse natuur

Achtergrondrapport

J. Kros

B.J. de Haan

R. Bobbink

J.A. van Jaarsveld

J.G.M. Roelofs

W. de Vries

Alterra-rapport 1698

Alterra, Wageningen, 2008

REFERAAT

Kros, J., B.J. de Haan, R. Bobbink, J.A. van Jaarsveld, J.G.M. Roelofs & W. de Vries, 2008. *Effecten van ammoniak op de Nederlandse natuur*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1698. 132 blz; 45fig.; 9 tab.; 166ref.

In de jaren tachtig en negentig was zure regen een milieuprobleem dat veel – internationale – aandacht kreeg. Veel beleid is sindsdien in gang gezet, maar volledig herstel is nog niet opgetreden. Met name de depositie van stikstof in de vorm van ammoniak (75%) en stikstofoxide (25%) ligt in Nederland boven de grens – kritische depositiewaarde – die voor de natuur acceptabel is. Grassen verdragen hogere concentraties stikstof dan veel natuurlijke vegetaties en kunnen daardoor in bossen en natuurgebieden overheersen. Onderhoud en beheer kunnen dit deels herstellen. Indien niet tegelijk de ammoniakdepositie wordt aangepakt, is dit zeer kostbaar. Dit rapport beschrijft de huidige stand van zaken wat betreft emissie en depositie van ammoniak en laat zien welke effecten dit heeft. De lijst van kritische depositiewaardes geeft aan welke natuurtypes in Nederland gevoelig zijn. Het kennisnetwerk “Ontwikkeling Bos en Natuur” (OBN) geeft aan welke maatregelen in een betreffend ecosysteem noodzakelijk zijn om weer in de originele toestand van het milieu te komen.

Het rapport gaat ook in op enkele hardnekkige misverstanden zoals “hoe kan ammoniak verzurend werken, terwijl iedereen heeft geleerd dat het een base is?”

Trefwoorden: ammoniak, ammoniakbeleid, kritische depositie, natuurherstel en –beheer, stikstof

ISSN 1566-7197

Dit rapport is digitaal beschikbaar via www.alterra.wur.nl. Een gedrukte versie van dit rapport, evenals van alle andere Alterra-rapporten, kunt u verkrijgen bij Uitgeverij Cereales te Wageningen (0317 46 66 66). Voor informatie over voorwaarden, prijzen en snelste bestelwijze zie www.boomblad.nl/rapportenservice.

© 2008 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

| | |
|--|----|
| Woord vooraf | 7 |
| Samenvatting | 9 |
| 1 Inleiding | 17 |
| 2 Emissie en depositie van ammoniak | 20 |
| 2.1 Achtergrond en doel | 20 |
| 2.2 Emissie van ammoniak | 20 |
| 2.3 Transport en transformatie van ammoniak | 24 |
| 2.4 Depositie van ammoniak | 24 |
| 2.5 Metingen en modelberekeningen | 29 |
| 3 Effecten van ammoniak | 33 |
| 3.1 Achtergrond en doel | 33 |
| 3.2 Algemene effecten van ammoniak op ecosystemen | 35 |
| 3.2.1 Effecten van ammoniak op planten | 35 |
| 3.2.2 Veranderingen in de bodem ten gevolge van bodemverzuring | 37 |
| 3.2.3 Uitspoeling van N naar het grondwater | 38 |
| 3.2.4 Effecten op de diversiteit aan plantensoorten in terrestrische ecosystemen | 39 |
| 3.2.5 Plagen, vorst- en droogteschade | 40 |
| 3.3 Effecten op bossen | 40 |
| 3.3.1 Effecten op bodem(vocht)kwaliteit | 40 |
| 3.3.2 Effecten op de voedingshuishouding | 42 |
| 3.3.3 Effecten op bosvitaliteit | 43 |
| 3.3.4 Effecten op de diversiteit van de ondergroei | 44 |
| 3.4 Effecten op heiden | 47 |
| 3.4.1 Droge heide | 47 |
| 3.4.2 Natte heide | 50 |
| 3.5 Effecten op soortenrijke graslanden | 51 |
| 3.5.1 Kalkgrasland | 51 |
| 3.5.2 Duingraslanden | 54 |
| 3.5.3 Heischrale graslanden | 56 |
| 3.5.4 Vochtige en natte graslanden | 59 |
| 3.6 Effecten op venen | 61 |
| 3.6.1 Hoogveen | 61 |
| 3.6.2 Mesotrofe venen | 65 |
| 3.7 Effecten op vennen en zwakgebufferde wateren | 66 |
| 3.8 Overige effecten | 69 |
| 3.8.1 Invloed ammoniak op klimaat | 69 |
| 3.8.2 Invloed ammoniak op gezondheid | 70 |
| 3.8.3 Invloed ammoniak op kustwateren | 70 |
| 3.9 Synthese | 71 |

| | | |
|-------|---|-----|
| 4 | Kritische stikstofbelastingen | 73 |
| 4.1 | Achtergrond en Doel | 73 |
| 4.2 | Kritische depositieniveaus | 73 |
| 4.2.1 | Empirische kritische N-belasting | 74 |
| 4.2.2 | Gemodelleerde kritische N-depositie | 75 |
| 4.2.3 | Gevolgen van overschrijding van de kritische depositie | 76 |
| 4.2.4 | Synthese kritische N- belastingen voor de Natuurdoeltypen | 77 |
| 4.3 | Overschrijdingen van kritische N-belasting | 79 |
| 5 | Effectgerichte maatregelen | 83 |
| 5.1 | Achtergrond en doel | 83 |
| 5.2 | Bossen | 83 |
| 5.3 | Heiden en heischrale graslanden | 84 |
| 5.4 | Soortenrijke graslanden | 87 |
| 5.4.1 | Kalkgraslanden | 87 |
| 5.4.2 | Duingraslanden | 88 |
| 5.4.3 | Overige graslanden | 89 |
| 5.5 | Hoogveen en mesotrofe venen | 90 |
| 5.5.1 | Hoogveen | 90 |
| 5.5.2 | Mesotrofe venen | 91 |
| 5.6 | Vennen, zwakgebufferde wateren en duinplassen | 92 |
| 5.7 | Synthese | 95 |
| 6 | Ammoniakbeleid | 97 |
| 7 | Synthese en conclusies | 103 |
| | Literatuur | 107 |
| | Bijlage 1 Overzicht van kritische niveaus voor stikstofdepositie per natuurdoeltype | 121 |

Woord vooraf

In Nederland is de kwaliteit van de heides en andere natuurgebieden sterk achteruitgegaan. Ammoniak ontregelt de voedselhuishouding. Daarom voert de Nederlandse overheid een actief beleid om de ammoniakemissie tegen te gaan, maar ook maatregelen, die de effecten bestrijden, kunnen effectief zijn.

In 1982 ontdekten Van Breemen en zijn Wageningse collega's bij toeval dat de lucht rond intensieve veehouderijen met hoge concentraties ammoniak was verontreinigd. Zij verklaarden hiermee waarom de Nederlandse bos- en heidegebieden steeds rijker werden aan stikstof, terwijl ze juist gekenmerkt werden door een stikstofarm milieu. Rond 1982 bedroeg de ammoniakemissie naar schatting 240 kiloton. In de jaren daarna zou de emissie nog met 10% toenemen om daarna snel af te nemen tot 150 kiloton in 2000 en 132 kiloton nu. Dit is nog altijd te veel. Omdat ammoniak zich vrijelijk over grote afstanden verspreidt, wordt dit probleem internationaal aangepakt. Nederland heeft zich in dit verband verplicht in 2010 minder dan 128 kiloton uit te stoten. Het streefdoel dat is opgenomen in het vierde nationale milieuplan (NMP4), bedraagt zelfs maar 100 kiloton voor het jaar 2010. Ook met die uitstoot gaat de depositie de draagkracht van enkele zeer gevoelige natuurgebieden te boven. Ammoniak vervluchtigt uit mest. In Nederland is de landbouwsector voor circa 90% van de uitstoot van ammoniak verantwoordelijk. De eerste maatregelen om de vervluchtiging in de landbouw te voorkomen hebben succes gehad. De stikstofconcentraties zijn vergeleken met 1982 gedaald, maar toch slaat er nog teveel op de bodem neer om de Nederlandse natuur in haar originele staat te behouden. Beheersmaatregelen zijn nodig en zullen ook in de toekomst nodig blijven. De goedkoopste maatregelen zijn het eerst genomen. In het begin leverden sommige maatregelen zelfs geld op. Maar nu komt het kostenaspect om de hoek kijken en daarmee de twijfel dat extra maatregelen allemaal wel nodig zijn. Die twijfel wordt verwoord door de Nederlandse Vakbond van Varkenshouders en ook door anderen binnen de landbouwsector:

“Het ammoniakbeleid van de overheid wordt gekenmerkt door overregulering en miskennis van het voeren van een scherp mineralenmanagement door veehouders. Initiatieven van ondernemerszijde worden niet beloond. De varkenshouderij heeft de ammoniakemissie al sterk gereduceerd. In de modelberekeningen van de totale emissies wordt naar onze mening hiermee onvoldoende rekening gehouden. Bovendien is de schadelijkheid van ammoniak voor het milieu nog nimmer wetenschappelijk aangetoond.”

Ook Tweede Kamerleden betwijfelen het nut van de vele maatregelen:

“Natuurbeleid een groeiend ongenoegen: Boeren mogen niet uitbreiden omdat niet duidelijk is hoe nitraatdepositie in elkaar steekt.”

Dit rapport zal aantonen dat ammoniak schadelijk is voor de natuur en dat de landbouwsector nog meer kan doen (zonder excessieve kosten te maken) en ook dat de overheid de zeer gevoelige natuur op onverbeterlijke hotspots, zoals vennen en heiden, door effectgericht beheer in stand kan helpen houden.

Het rapport bouwt voort op eerdere rapportages over de verzurende en vermestende werking van ammoniak, zoals:

- Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall (Van Breemen et al., 1982)
- Ammoniak: de feiten (Lekkerkerk et al., 1995)
- De effecten van de Integrale Notitie Mest- en Ammoniakbeleid op de ammoniakproblematiek in relatie tot natuur en bos in de EHS (Klein et al., 1996)
- Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties (Bobbink & Lamers, 1999)
- De Vliegende Geest (Erisman, 2000)
- The Dutch nitrogen cascade in the European perspective (Erisman et al., 2005)
- Verzuring: oorzaken, effecten, kritische belastingen en monitoring van de gevolgen van ingezet beleid (De Vries, 2007, 2008)

Verder vormt dit rapport het achtergrondrapport bij het syntheserapport *Ammoniak in Nederland* van het Planbureau voor de Leefomgeving (De Haan et al., 2008).

Dit rapport is op initiatief van en met financiële ondersteuning door het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu tot stand gekomen in een samenwerking van het Milieu- en Natuur Planbureau (Bronno de Haan, Hans van Jaarsveld), het onderzoeksinstituut Alterra te Wageningen (Hans Kros, Wim de Vries), Onderzoekcentrum B-WARE, Radboud Universiteit (Roland Bobbink) en Leerstoelgroep Aquatische Ecologie en Milieubiologie, Radboud Universiteit (Jan Roelofs). De bijdrage van de auteurs is als volgt verdeeld over de hoofdstukken:

- Hoofdstuk 1: Hans Kros, Bronno de Haan
- Hoofdstuk 2: Emissie en Depositie van ammoniak: Bronno de Haan en Hans van Jaarsveld
- Hoofdstuk 3: Effecten van Ammoniak: Hans Kros, Roland Bobbink, Wim de Vries, Bronno de Haan
- Hoofdstuk 4: Kritische stikstofbelasting: Hans Kros, Roland Bobbink
- Hoofdstuk 5: Effectgerichte maatregelen: Roland Bobbink, Jan Roelofs
- Hoofdstuk 6: Ammoniakbeleid: Bronno de Haan
- Hoofdstuk 7: Synthese: Bronno de Haan, Hans Kros

Wageningen, juni 2008

De Auteurs

Samenvatting

Achtergrond

Uit onderzoek van de afgelopen 20 jaar is er veel bewijs gevonden dat ammoniakdepositie de kwaliteit van bossen en natuurgebieden aantast. Veldstudies wezen uit dat er effecten zijn op ecosystemen en op bodem en waterkwaliteit. De grootste problemen ontstaan in natuurgebieden op de droge zandgronden. De schade aan deze ecosystemen ontstaat door een overmaat aan stikstof – in de vorm van ammoniak (NH_3), ammonium (NH_4^+) en stikstofoxide (NO_x). De vergrassing van de heide en het dichtgroeien van vennen in Nederland is een bekend voorbeeld van een effect dat ammoniak heeft op ons milieu. Daarnaast draagt ammoniak bij aan de bodemverzuring.

Door de groei van de landbouw, en ook van de industrie, sinds het midden van de vorige eeuw is de luchtverontreiniging enorm toegenomen. De depositie van ammoniak en stikstofoxide waren in 1988 tien maal hoger dan in 1900. Inmiddels, 2004, is dankzij inspanningen om de emissies te beperken de depositie teruggebracht tot circa 2100 mol stikstof per hectare, nog altijd zes maal hoger dan in 1900 en 450 mol per hectare boven het doel dat het beleid zich voor 2010 gesteld heeft. Ammoniakemissies uit de landbouw hebben nog steeds een zeer belangrijk aandeel in de stikstofdepositie op gevoelige natuurgebieden zoals bossen, hoogveen, en schrale – voedselarme - graslanden.

Doel

In 1995 is het rapport “Ammoniak: de feiten” verschenen, waarin in de toenmalige stand van kennis in begrijpelijke termen is verwoord. Sindsdien is de (inter)nationale wetenschappelijke onderbouwing van het verzuringsbeleid en de effecten van ammoniakemissies verder voortgeschreden. Binnen de landbouw wordt echter nog steeds getwijfeld aan de schadelijke effecten van ammoniak en daarmee aan het nut van het beleid dat gericht is op de vermindering van de emissie van deze stof. Met dit rapport wordt getracht duidelijkheid te verstrekken over huidige stand van kennis over de schadelijke effecten van ammoniak. Daarnaast wordt ingegaan op de vereiste terugdringing van de stikstof en ammoniak depositie en het beleid dat uitgevoerd wordt om dit te bereiken.

Emissies

De depositie van stikstof wordt gedomineerd door ammoniak (75%) en stikstofoxide (25%). In tegenstelling tot de emissie van stikstofoxide zijn de emissies van ammoniak tijdens industriële processen en door verkeer en huishoudens, mensen en dieren, veel kleiner dan de emissie uit de landbouwsector. Het ammoniakbeleid is daarom op de landbouwsector gericht. Binnen de landbouw is de veehouderij de grootste bron. Binnen de landbouw is de melkveehouderij de grootste bron. Als gevolg van het gevoerde beleid en de daaraan gekoppelde inspanningen in de landbouw is sinds 1980 de ammoniakuitstoot vrijwel gehalveerd. De veestapel is afgenomen en het beleid heeft zich met succes op de grootste ammoniakbronnen

gericht. De ammoniakemissie nam tot 2000 af doordat steeds meer dierlijke mest emissiearm werd uitgereden, maar de emissie steeg in 2004 weer.

Bronnen in Nederland zelf leveren nog steeds de grootste bijdrage aan de depositie van potentieel zuur in Nederland, namelijk 49% van het totaal. Gezien de grote bijdrage uit het buitenland – 31% van de totale stikstofdepositie – is het voor Nederland van groot belang dat Nederland zich aan haar afspraak houdt, opdat ook andere landen dit doen. De Nederlandse bronnen emitteerden in 2005 132 kiloton ammoniak. Daarvan kwam door droge en natte depositie 30% - 39 kiloton – weer op eigen land terecht.

Effecten

De effecten van ammoniak en andere stikstofverbindingen (met name NO_x) zijn veelzijdig, en kunnen op treden op zeer verschillende tijdschaal. Bij lage niveaus bevordert de depositie van stikstofdioxide en ammoniak de groei van alle plantensoorten (bemesting). In deze fase zal de toegevoegde stikstof volledig door het ecosysteem worden vastgelegd. Bij hogere niveaus stimuleert zij de groei van enkele plantensoorten ten koste van andere (eutrofiering wat kan leiden tot vegetatieverandering). In deze fase raakt het ecosysteem verzadigd met stikstof. Bij nog hogere niveaus is er sprake van een overmaat van stikstof. Dit leidt tot uitspoeling van nitraat en aluminium naar bodem (verzuring) en grondwater. Eutrofiering en verzuring leidden tot verlies aan biodiversiteit.

Indien de ammoniakconcentratie in de lucht hoog is, kunnen korstmossen daardoor aangetast worden. Dit leidt tot het verdwijnen van zuurminnende korstmossen en stimuleert stikstofminnende korstmossen. Onderzoek in de Gelderse vallei laat zien dat in de Gelderse Vallei, waar de veedichtheid hoog is, de maatregelen die de ammoniakemissie reduceren, duidelijk effect sorteren.

Ammoniak zorgt voor veranderingen in de bodem ten gevolge van bodemverzuring. In geval van ammoniak is echter sprake van indirecte verzuring. Daadwerkelijke verzuring treedt pas op nadat er in de bodem nitrificatie (de omzetting van NH_4^+ naar NO_3^-) plaatsvindt en het gevormde nitraat uitspoelt. Verzuring van de bodem is een langetermijnproces dat veroorzaakt kan worden door de toevoer van zure of verzurende stoffen uit de atmosfeer. Dit gecompliceerde proces kan afhankelijk van de bodemsamenstelling achtereenvolgens leiden tot verlies van buffercapaciteit, een lagere zuurgraad (pH), verhoogde uitspoeling van kationen (Ca, Mg of K), verhoogde concentraties aan toxische metalen (vooral Al) en veranderingen in de verhouding tussen nitraat en ammonium in de bodem

Een overmaat van stikstofdepositie op bossen en natuur leidt tot uitspoeling van aluminium en nitraat naar het grondwater. In grote delen van Nederland wordt de drinkwaternorm voor nitraat overschreden en dit is niet beperkt tot landbouwgebieden. Hoge nitraat concentraties komen ook voor onder natuurgebieden. Vooral onder bossen kan de concentratie hoog zijn. Bomen vangen relatief veel ammoniak in, terwijl de nitrificatie er in de bodem laag is evenals het neerslagoverschot.

De vitaliteit van de Nederlandse bossen wordt sinds 1984 systematisch gemeten. Destijds werd verondersteld dat de vitaliteit van de bossen door verzuring, vermesting en verdroging ernstig aangetast wordt. Het blijkt echter niet gemakkelijk om de oorzaken van veranderingen in bosvitaliteit precies aan te wijzen. Ook natuurlijke factoren zoals weer, klimaat, ziekten (schimmels) en plagen (insecten) hebben namelijk een grote invloed op de gezondheidstoestand van bomen. Gegeven het feit dat de vitaliteit (de naald- of bladbezetting en naald- of bladverkleuring) van bomen geen specifiek symptoom is voor luchtverontreiniging, is het niet verwonderlijk dat de trend in vitaliteit geen duidelijke relatie vertoont met de afnemende stikstof en zwavelbelasting. Toch is het Nederlandse bos minder vitaal dan tijdens het begin van de metingen, waarbij de Douglasspar er het slechtst aan toe is.

Door verhoogde toevoer en accumulatie van stikstofverbindingen zal de beschikbaarheid van stikstof geleidelijk toenemen. Verhoogde toevoer van stikstof zal vooral in matig-voedselrijke systemen een drastische afname in plantensoortendiversiteit kunnen veroorzaken. Op zeer voedselarme bodems kan het aantal soorten bij verhoogde toevoer wel toenemen, maar de oorspronkelijke en karakteristieke vegetatie die aan de extreme situatie was aangepast, verdwijnt wel. Uit een veelheid van waarnemingen en experimenten blijkt dat toename van stikstofbeschikbaarheid door depositie van stikstof grote invloed heeft op de soortensamenstelling en biodiversiteit van (half)natuurlijke vegetaties. Verhoogde depositie van stikstof resulteert in een achteruitgang van relatief zeldzame plantensoorten aangepast aan omstandigheden met lage stikstofbeschikbaarheid, terwijl meer algemenere stikstofminnende soorten in aantal toenemen.

De originele ondergroei van de Nederlandse bossen bestond uit mossen en korstmossen, terwijl nu grassen, zoals bochtige smele de boventoon voeren. Ook de toename van varens en bramen valt op, terwijl heide minder voorkomt. Dat nu ook Engels Raaigras in bossen wordt gevonden, geeft een sterke aanwijzing dat de toegenomen beschikbaarheid van stikstof voor deze verandering een verklaring geeft. Engels Raaigras is de dominante soort op zwaar bemeste graslanden. Wat betreft paddenstoelsoorten is er een opmerkelijke verschuiving van paddenstoelen die in symbiose met boomwortels leven (zoals de cantharel) naar soorten die van bladeren en "dood hout" leven.

Ongewenste vergrassing van heidesystemen en verruiging van duingraslanden en kalkgraslanden zijn andere voorbeelden van verstoring van de soortensamenstelling van ecosystemen. Veel droge heidevegetaties zijn vergrast door een combinatie van processen (concurrentie, stikstofaccumulatie en heidekeverplagen) die allen beïnvloed worden door een toename van de stikstofdepositie. Ook wordt de diversiteit aan korstmossen en mossen duidelijk negatief beïnvloed door al geringe verhogingen van de stikstofdepositie. Ook natte heiden zijn gevoelig voor vergrassing door het pijpenstrootje, dat al optreedt bij deposities rond de $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$.

In soortenrijke graslanden zorgt de verhoogde toevoer van stikstofverbindingen voor een scala van nadelige effecten. Deze halfnatuurlijke soortenrijke graslanden met

traditioneel agrarisch gebruik zijn tot ver in de twintigste eeuw een belangrijk onderdeel van het landschap in West- en Midden-Europa geweest. Deze graslanden werden gekenmerkt door een hoge rijkdom aan planten- en diersoorten. Verhoogde N-toevoer op Zuid-Limburgse kalkgraslanden leidt tot sterke vermindering van vooral veel Rode-lijst plantensoorten, waar onder orchideeën, door overschaduwning door een grassoort (gevinde kortsteel). Ook duingraslanden zijn zeer gevoelig zijn voor zowel eutrofiërende als verzurende effecten van stikstofdepositie. Een verhoogde stikstoftoevoer zorgt voor een sterke toename van de bedekkingsgraad van de vegetatie. In hoge mate wordt dit veroorzaakt door duinriet, één van de belangrijkste vergrassers van de kalkrijke duinen. Verder kan er sterke toename van de groenalg in de bovenste millimeters van de zandlaag optreden. In vochtige en natte graslanden, ook bekend als blauwgraslanden, kan een verhoogde stikstofdepositie leiden tot een sterke uitbreiding van pijpenstrootje. Daarnaast zorgt verhoogde stikstofdepositie voor een toename van de verhouding tussen ammonium en nitraat. Dit kan leiden tot een verminderde groei van planten die afhankelijk zijn van nitraat, waaronder veel bijzondere blauwgraslandsoorten, zoals de Spaanse ruiter.

Van de Nederlandse hoogvenen, die behoren tot de zogenaamde plateauhoogvenen, zijn nog maar enkele restanten over. Dit type hoogvenen wordt gekenmerkt door een patroon van bulten en slenken. In de West-Europese hoogvenen met een hoge N-depositie zorgt echter voor een toename van slank veenmos in slenken en andere laagten, waardoor de successie naar de karakteristieke hoogveen-bultvegetaties stagneert. Bij stikstofdeposities van meer dan $10 - 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ raakt het veenmos verzadigd, waardoor er in de wortelzone voor hogere planten meer stikstof beschikbaar komt. De groei van deze planten, die voorheen geremd werd door stikstofinterceptie in de veenmoslaag, kan daardoor gestimuleerd worden. Dit kan leiden tot een invasie en sterke toename van veenpluis, pijpenstrootje en zachte berk. Dit gaat ten koste van karakteristieke soorten zoals de zonnedauw. In de voedselrijkere laagvenen, de trilvenen, is in de loop van de jaren tachtig een drastische verandering in de samenstelling van de soortenrijke moslaag opgetreden, waarbij de kenmerkende bruinmos-soorten vrijwel volledig zijn vervangen door veenmossen en gewoon haarmos. Dit verschijnsel lijkt gecorreleerd te zijn de periode van de hoogste stikstofdeposities in Nederland.

De effecten van atmosferische N-depositie op zwak gebufferde wateren zijn in Nederland intensief bestudeerd via veldwaarnemingen en experimenten. Uit de veldwaarnemingen blijkt dat de stikstofniveaus in het water hoger waren op locaties waar de plantensoorten verdwenen waren, vergeleken met situaties waar de karakteristieke vegetatie nog werd aangetroffen. Met het experimentele werk is duidelijk aangetoond dat toevoer van voedselrijk water leidt tot een vegetatie die nog slechts uit algen en enkele waterplanten zoals Klein kroos. Aan de effecten voor stromende wateren in Nederland is weinig aandacht besteed, hoewel een aantal van deze wateren juist gelegen is op en langs de hogere zandgronden van Nederland, die zeer gevoelig zijn voor verzuring en eutrofiëring.

Kritische depositie waarden en depositie doelstellingen

Nederland heeft zich tot doel gesteld om voor het jaar 2010 de depositie tot 1400 mol_c.ha⁻¹.jr⁻¹ voor zuur en 1000 mol.ha⁻¹.jr⁻¹ ofwel 14 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ voor stikstof te reduceren. Bij deze depositieniveaus zullen bossen en natuurgebieden in het algemeen geen negatieve effecten van depositie ondervinden en zal vergrassing van heide worden voorkomen. De genoemde depositieniveaus van resp. 1400 en 1000 mol.ha⁻¹.jr⁻¹ zijn zgn. kritische depositieniveaus ("Critical loads"). Deze zijn gedefinieerd als: 'de grens waar beneden de kwaliteit van de natuur, volgens de huidige kennis, niet significant wordt aangetast als gevolg van de verzurende en/of vermestende invloed van de atmosferische depositie'. Omdat de optredende effecten in het ecosysteem vooral gerelateerd zijn aan de totale belasting met stikstof, dus zowel NO_x als NH₃, zijn er geen aparte kritische depositieniveaus voor ammoniak afgeleid.

Het probleem van het vaststellen van de kritische belasting is dat vegetaties of plantensoorten in de praktijk niet door een overmaat van stikstof alleen worden aangetast, maar door een combinatie van te veel stikstof en droogte, vorst, en of insectenplagen. De absolute grens aan stikstof, die op proefvelden wordt gemeten, is dus hoger dan wat planten in de praktijk kunnen tolereren. Het afleiden van praktische grenzen is een zaak van lange adem. In het afgelopen decennium is de kennis met betrekking tot effecten van atmosferische depositie sterk toegenomen.

Er zijn twee nationaal en international gebruikte methodes om kritische stikstof depositieniveaus af te leiden een empirische en modelgebaseerde methode. De empirische niveaus zijn gebaseerd op resultaten van experimenten onder gecontroleerde omstandigheden en van veldsituaties. Een vergelijking tussen de empirische en de gemodelleerde kritische belastingen voor belangrijke ecosystemen in Europa leert dat voor de Nederlandse bossen de empirische kritische belastingen iets lager uitvallen en er is ook sprake is van een geringere spreiding. Recentelijk zijn door LNV de kritische stikstofdepositieniveaus per natuurdoeltype vastgesteld op basis van de meest recente inzichten. Deze niveaus worden hier gepresenteerd. Aangezien er nationaal en internationaal nog steeds onderzoek plaatsvindt dat relevant is voor het vaststellen van kritische deposities, mag verwacht worden dat er in de toekomst weer bijstellingen noodzakelijk zijn.

De gemiddelde depositie op de natuur bedroeg circa 32 kg N per ha (gemiddeld circa 1550 mol ha⁻¹ ammoniak en 750 mol ha⁻¹ stikstofoxide) in 2003, maar 22% van het Nederlandse natuurareaal heeft een belasting die lager is dan de kritische belasting. Gemiddeld is er sprake van een overschrijding van de kritische depositie met ca 16 kg N per ha (1175 mol N per ha).

Effect gerichte maatregelen

Naast emissiebeperkende maatregelen zijn er ook effectgerichte maatregelen. Beheersmaatregelen zijn nodig en zullen ook in de toekomst nodig blijven. In 1989 is daarom begonnen, in aanvulling op het brongerichte beleid, met twee regelingen: de regeling Effectgerichte Maatregelen in natuurterreinen (EGM-natuur) en de regeling Effectgerichte Maatregelen in bossen (EGM-bos). Het doel van de regeling EGM-

natuur was het herstellen van gemeenschappen die verarmd waren onder invloed van luchtverontreiniging, met name door verzuring en vermesting. Ook konden maatregelen getroffen worden om te voorkomen dat bedreigde populaties van zeldzame soorten (lokaal) zouden verdwijnen. Dit alles was bedoeld als tijdelijk maatregelen, totdat door brongerichte maatregelen de atmosferische depositie voldoende was gereduceerd.

De mogelijkheden van effectgerichte maatregelen zijn om eerst weer in de originele toestand van het milieu te komen, of dat effectgerichte maatregelen ook kunnen bijdragen aan verminderde gevoeligheid van betreffende systemen voor N-depositie verschilt sterk per ecosysteem.

In de dennenbossen bleek de combinatie van plaggen en dunnen succesvol voor de bodem, vegetatie en paddenstoelenflora. In onderzochte voedselarme eikenbossen is na uitvoering van effect gerichte maatregelen echter sprake van ofwel een snelle terugkeer naar de - ongewenste - uitgangssituatie, ofwel van een niet-gewenste ontwikkeling. Voor deze bossen hebben de behandelingen slechts zeer beperkt geresulteerd in soorten uit niet-gedegradeerde stadia. Voor bossen zijn de onderzochte behandelingen dus niet succesvol en het herstel van de biodiversiteit van de ondergroei in deze bossen is moeilijk.

De beste manier om de vergrassing van zure, soortenrijke droge of natte heide terug te dringen, is het afvoeren van de organische toplaag (het zogenaamde plaggen). Belangrijk daarbij is dat wanneer in droge of natte heiden geplagd wordt, restpopulaties van doelsoorten worden gespaard. Hoewel plaggen heeft geleid tot de terugkeer van heidesoorten, ontstaat meestal een vegetatie die relatief soortenarm is en gedomineerd wordt door gewone dopheide of struikheide, terwijl vrijwel geen bedreigde doelsoorten zich definitief vestigden. Door als aanvulling op (kleinschalig) plaggen te bekalken of op een andere manier de buffercapaciteit (via hydrologische maatregelen) te verhogen vergroot men de kans op vestiging van doelsoorten in voorheen soortenrijke natte heiden en heischrale graslanden. De duurzaamheid van EGM in de heide en heischrale graslanden is aanzienlijk: 10-15 jaar na uitvoering is de abiotiek in zowel natte als droge delen nog steeds duidelijk verbeterd, en ook zijn meer “volledige” plantengemeenschappen ontstaan.

In kalkgraslanden kan door maaien van de vergraste vegetatie in de zomer (augustus) met afvoer van het hooi na 4-5 jaar een significante toename van de plantendiversiteit ontstaan. Ook adequate begrazing door mergellandschappen, leidt op middellange termijn tot optimalisatie van de vegetatiesamenstelling. De duurzaamheid van de maatregel is hoog bij de huidige N-depositie van 20 – 25 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Begrazing als EGM in natte duingraslanden is weinig succesvol gebleken. Bij het nemen van herstelmaatregelen is het verder van groot belang dat de restpopulaties van zeldzame soorten worden gespaard, zodat vandaar uit hervestiging kan optreden. De duurzaamheid van het plaggen is tot nu als hoog te classificeren, ca. 10 jaar na uitvoering is de situatie nog (redelijk) goed ontwikkeld. Het herstel van blauwgraslanden is sterk afhankelijk van het landschapstype; alleen in blauwgraslanden met minerale bodem, veelal gelegen in de Pleistocene beekdalen, hebben maatregelen in de waterhuishouding in combinatie

met plaggen geleid tot gedeeltelijk of vrijwel volledig herstel van de kenmerkende blauwgraslandvegetatie.

Voor hoogvenen blijkt dat, afhankelijk van de bestaande lokale en regionale hydrologische situatie van de terreinen en de kwaliteit van het aanwezige veen, herstelstrategieën (plas-dras vernatten; vernatten van witveen; drijfzandvorming) mogelijk zijn, die relatief goede perspectieven bieden voor herstel van hoogveen-
vorming, zelfs bij de huidige N-deposities. Hierbij speelt de ontwikkeling van een dichte veenmosvegetatie, welke zorgt voor de uiteindelijke opbouw van nieuwe veenlagen met een hoog watervasthoudend vermogen, een essentiële rol. Voor laagvenen is de afvoer van neerslagwater in combinatie met plaggen van de verzuurde moslaag liefst met een geschikte dosis van bekalking geschikt voor gedeeltelijk herstel van trilvenen van (zwakke) kwelgebieden in de laagvenen.

In van nature al zure heidevenen die verder verzuurd is er nauwelijks herstelbeheer nodig. Het kleinschalig plaggen van de oevers voor het herstel van natte, zure heide is veelal voldoende. De soortenrijke waterplantenvegetatie van gedegradeerde, zwak tot matig gebufferde wateren (bijv. duinplassen of wieden), die alleen geëutrofeerd zijn, maar niet gevoelig zijn voor (her)verzuring, bleek daarentegen wel goed te herstellen door het verwijderen van de sliblaag en het plaggen en vrijstellen van de oevers. Ook is het inperken van de bron van nutriënten (bijvoorbeeld bemesting van naburige landbouwpercelen) veelal noodzakelijk.

Van groot belang is om te weten of EGM in de beschreven ecosysteemtipes noodzakelijk zijn om eerst weer in de originele toestand van het milieu te komen, of dat effectgerichte maatregelen ook kunnen bijdragen aan verminderde gevoeligheid van betreffende systemen voor N-depositie. In het algemeen moet gesteld worden dat herstelmaatregelen in de beschreven natuurterreinen noodzakelijk zijn om de erfenis van N-depositie uit het verleden te verwijderen. Door deze “erfenis” is in bijna alle gevallen ook geen spontaan herstel van de biodiversiteit op redelijke termijn (< 50 jaar) te verwachten; de N-ophoping in deze ecosystemen verdwijnt niet van zelf, uitgezonderd via denitrificatie in sommige moerassen of door N-uitspoeling naar het grondwater in bossen. In slechts enkele ecosystemen (droge en natte heide, kalkgraslanden) is het mogelijk de gevoeligheid van het systeem voor N-depositie door EGM wat te verlagen. Dit betekent dat de kritische N-depositiewaarden voor genoemde systemen met maximaal 5 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ kunnen worden opgehoogd. Uiteraard worden hierdoor de kosten van het gevoerde beheer hoger voor de terreinbeherende organisaties.

Conclusies

Al sinds 1986 is er actief beleid gevoerd om de achteruitgang van de natuur tegen te gaan. Dit beleid wordt mede ingegeven door de afspraken die er in internationaal verband gemaakt zijn. Zonder internationale afspraken heeft het beleid ook weinig zin. Veel van de ammoniakstromen komen uit – en gaan naar – het buitenland. Alleen een gezamenlijke prestatie zal effect hebben.

Europees gezien is ammoniak een Nederlands probleem. De Nederlandse export van ammoniak verhoudt zich 7:1 tot de import.

Ammoniak is nog steeds een probleem, omdat de depositie nog te hoog is voor gevoelige ecosystemen, met name die van de zandgronden.

De stikstofdepositie bedraagt nu 2100 mol per ha. Dit is meer dan zes maal zo hoog als de depositie in 1900 en 40% minder dan de piek in de depositie van 1988. Nederland streeft naar een stikstofdepositie van 1650 mol per ha in het jaar 2010.

Het brongerichte (emissie) beleid heeft de emissie in de periode 1988 tot 2005 teruggebracht van 240 tot 132 kiloton ammoniak. De melkveesector is nu met 50 kiloton ammoniak de sector met de grootste bijdrage aan de jaarlijkse emissies.

Het ammoniakgat, de onderschatting van modelberekeningen ten opzichte van metingen, is door de aanpassingen in het model gereduceerd tot minder dan 5%. Dit is veel minder dan de afwijkingen (circa 17%), die worden veroorzaakt door variaties in het weer en in de bedrijfsvoering. Het verschil is even groot als de verschillen die in de berekening van andere luchtverontreinigende stoffen worden gevonden.

Bij het huidige niveau van atmosferische depositie (zwaveloxide, stikstofoxide, ammoniak) verdringen stikstofminnende plantensoorten, vooral grassen, geleidelijk de originele vegetatie. Deze verandering van de soortensamenstelling is op vrijwel alle ecosystemen te herkennen. Verzuring treedt nog op in schrale graslanden, vennen en moerassen.

Er is een nieuwe, complete lijst van kritische depositiewaarden. Voor elk natuurdoeltype is in een synthese van metingen en modelresultaten een eenduidige kritische depositiewaarde vastgelegd. Deze lijst geeft meer detail, maar door het nieuwe wetenschappelijke inzicht zijn de kritische depositiewaarden zelf - in de periode 1995-2007 - nauwelijks aangepast.

Dankzij effectgericht beleid in de vorm van onderhoud en beheer van bos en natuurgebieden kunnen verscheidene natuurdoeltypen de te hoge depositiedruk overleven. Dit beleid kan voor die typen structureel de kritische depositie waarde met maximaal 5 kg N per jaar verlichten.

Nederland heeft naast brongericht en effectgericht beleid ook gebiedgericht beleid in de wet opgenomen. Hierbij wordt de bedrijfsvoering nabij kwetsbare (= voor verzuring zeer gevoelige) natuurgebieden beperkt. Dit beleid is in regel – nog – niet effectief, omdat de achtergrondbelasting nog te hoog is. Het beleid is in toenemende mate complex: WAV, VHR, IPPC en Reconstructie Wet beogen de milieudruk op de natuur te verminderen, maar hanteren andere regels.

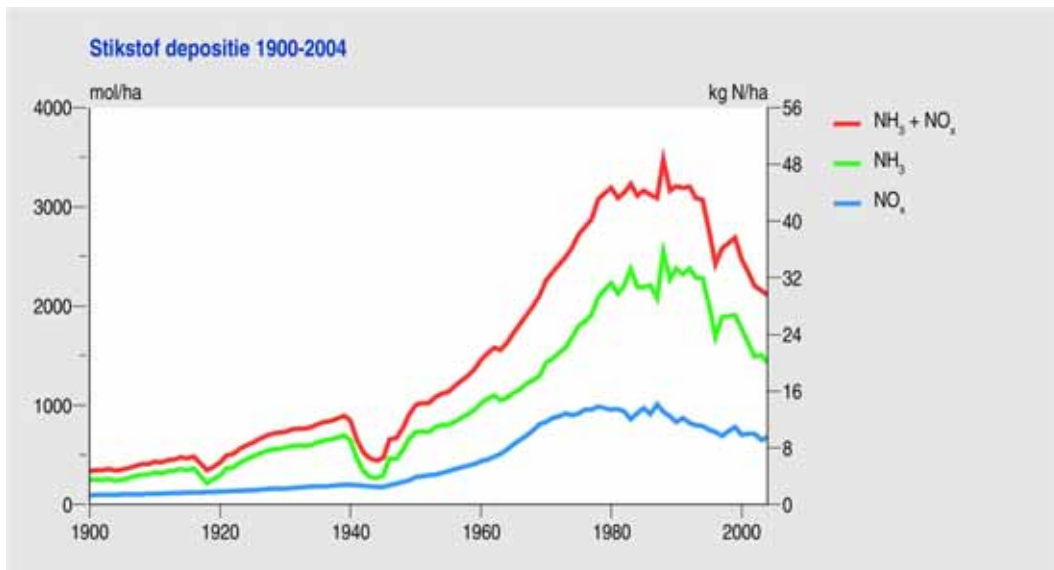
1 Inleiding

Aanleiding

De Nederlandse natuur ziet er anders uit dan in de afgelopen eeuwen. Ammoniak is daar één van de oorzaken van. Ammoniakemissies uit de landbouw belasten gevoelige natuurgebieden zoals bossen, hoogveen, en schrale – voedselarme - graslanden. De schade aan deze ecosystemen ontstaat door een overmaat aan stikstof – in de vorm van ammoniak (NH_3) en stikstofdioxide (NO_x). Deze stikstofverbindingen zijn weliswaar onontbeerlijke voedingstoffen, geen plant kan zonder, maar de hoeveelheid en de verhouding tussen de voedingstoffen bepaalt mede welke planten waar kunnen groeien. Een natuurlijk ecosysteem is in evenwicht met deze verhouding. Bij een verstoring van dit evenwicht kan het natuurlijke ecosysteem verloren gaan. Stikstofminnende planten gaan de stikstofmijdende planten overheersen. Grassen domineren de heides, vennen groeien dicht, bossen gaan achteruit.

Als referentie voor een nog niet verstoorde natuur wordt wel de situatie in het jaar 1900 aangehouden. De landbouw kende toen nog geen kunstmest en van grootschalige import van veevoer was nog geen sprake. Een procedé voor de goedkope productie van kunstmest werd in 1908 ontworpen. In de eerste helft van de twintigste eeuw nam het gebruik hiervan gestaag toe om tijdens de Tweede Wereldoorlog weer terug te vallen. Na de oorlog namen zowel het kunstmestgebruik als de import van veevoer sterk toe. De intensieve veehouderij – varkens, kippen – werd grotendeels grondloos d.w.z. niet afhankelijk van op eigen bedrijf geteelde voedergewassen. Voor deze veehouders is mest een afvalproduct, dat tegen hoge kosten “afgezet” moet worden. Varkenshouders in Oost Brabant en Noord Limburg betaalden in 2007 tussen de 24 en 29 euro per kubieke meter mest, terwijl in 1900 mest daar een gewilde grondstof was.

Door deze groei van de landbouw, en ook van de industrie, sinds het midden van de vorige eeuw is de luchtverontreiniging enorm toegenomen. De depositie van ammoniak en stikstofdioxide waren in 1988 tien maal hoger dan in 1900 (zie Figuur 1.1). Inmiddels, 2004, is dankzij inspanningen om de emissies te beperken de depositie teruggebracht tot 2110 mol stikstof per hectare, nog altijd zes maal hoger dan in 1900 en 450 mol per hectare boven het doel dat het beleid zich voor 2010 gesteld heeft.



Figuur 1.1 De jaar gemiddelde depositie van ammoniak en stikstofoxide op Nederland in de periode 1900-2004 berleid uit historische emissiebronnen. (bron: Noordijk, 2007).

De effecten van ammoniak en stikstofoxide op de natuur zijn velerlei. In de jaren tachtig werden nog vele honderden hectaren grove den en Corsicaanse den gekapt vanwege schimmelziekten, die veroorzaakt werden door te hoge stikstofbelasting. Ook verkleurden in de winter dennenaalden geel (een indicator voor een slechte vitaliteit). Door de hoge zuur- en stikstofconcentratie gingen korstmossen achteruit. Op de lange termijn (circa 200 jaar) kunnen bossen te gronde gaan aan vergiftiging door aluminium.

Omdat de groei van veel natuurlijke ecosystemen door stikstof gelimiteerd worden, geeft extra stikstof in eerste instantie extra groei. Daarbij is de stikstofbeschikbaarheid bepalend voor de concurrentieverhoudingen tussen de plantensoorten. Als de stikstofdepositie hoog blijft, neemt een beperkt aantal plantensoorten sterk toe ten koste van meerdere andere, zodat de biodiversiteit afneemt. Vergrassing van heide en bossen zijn aansprekende voorbeelden van de gevolgen van vermisting.

Op grond van observaties, praktijkproeven en berekeningen kan de gevoeligheid voor stikstofdepositie van de verschillende ecosystemen worden vastgesteld. In combinatie met het huidige of gewenste voorkomen van die ecosystemen kan een zogenaamde critical load voor Nederland worden opgesteld (zie hoofdstuk 4). Hoofdstuk 4 bevat de tabel, waarin voor elk natuurdoeltype de critical load staat vermeld. Deze tabel kan worden gebruikt bij het verlenen van vergunningen voor veeteeltbedrijven, die zich in de nabijheid van gevoelige natuurgebieden willen vestigen of uitbreiden.

Naast emissiebeperkende maatregelen zijn er ook effectgerichte maatregelen. In 1900 werden de heiden met schapen beweide en daarmee kunstmatig in nutriënten verarmd. Daardoor kon toen een 100% handhaving van de natuur gerealiseerd. Ook in de moderne tijd kan beheer een tegenwicht bieden aan de vermisting van de

daarvoor gevoelige natuur. Dit beheer bestaat niet alleen uit - gesubsidieerde – begrazing door schapen of runderen, maar ook door afplaggen, baggeren, etc (zie hoofdstuk 5).



Figuur 1.2 Effectgericht beleid: Beheerders van zeer gevoelige natuur laten de bodemlaag, die teveel stikstof bevat, afschrapen, opdat de oorspronkelijke vegetatie zich op een voedselarme bodem kan herstellen

Ammoniak is niet de enige factor van betekenis. In Nederland wordt land intensief gebruikt. Het grondwaterpeil wordt kunstmatig laag gehouden. De concentraties van zware metalen zijn hoog. De recreatiedruk is toegenomen. Dit rapport bericht echter alleen over de - nieuwe – feiten van de gevolgen van ammoniak voor de Nederlandse natuur. Bescherming van de natuur tegen ammoniak is echter alleen dan effectief als ook met de andere factoren rekening wordt gehouden.

Ammoniak verbindt zich met oxiden en vormt daarbij kleine stofdeeltjes, die schadelijk kunnen zijn voor de gezondheid. Eenmaal opgenomen in de bodem kunnen bacteriën ammoniak omzetten in nitraat. Indien een overmaat aan nitraat naar de het grondwater uitspoelt, zal een gedeelte daarvan worden omgezet in lachgas. Lachgas is een sterk broeikasgas. Ammoniak draagt dus bij aan meerdere milieuproblemen. In dit verband spreekt men van de stikstofcascade. Het bestek van dit rapport concentreert zich echter op de gevolgen van ammoniak op de Nederlandse natuur.

Handwijzer om verder te lezen

In hoofdstuk 2 wordt inzicht gegeven in de trends in emissie en depositie. De effecten van ammoniak worden behandeld in hoofdstuk 3. De kritische depositie niveaus ter voorkoming van effecten op de vegetatie en ecosystemen worden gepresenteerd in hoofdstuk 4. Vervolgens wordt in hoofdstuk 5 behandeld wat de mogelijkheden zijn van effect gerichte maatregelen in natuurgebieden. In hoofdstuk 6 wordt ingegaan op het beleid ter vermindering van ammoniakemissie. Ten slotte wordt in hoofdstuk 7 een synthese gegeven van het ammoniakbeleid en worden er conclusies getrokken

2 Emissie en depositie van ammoniak

2.1 Achtergrond en doel

In dit hoofdstuk zal worden aangegeven waar de ammoniak vandaan komt. Enerzijds op micro-niveau wordt beschreven hoe ammoniak ontstaat bij het uiteenvallen van ureum en anderzijds op macro-niveau welke sectoren, in het binnen- en buitenland, bijdragen en welke processen, stal, opslag, uitrijden en evt. weiden, een rol spelen. Ook het historisch perspectief zal worden belicht om aan te geven wat al bereikt is en wat nog bereikt moet worden om te kunnen voldoen aan de internationale verplichtingen die Nederland is aangegaan.

Daarbij zullen de volgende vragen worden beantwoord:

- Wat zijn de belangrijkste bronnen?
- Waar komt de stikstof vandaan?
- Wat heeft het beleid al bereikt?
- Wat zijn de belangrijkste bronnen?

De depositie van stikstof wordt gedomineerd door ammoniak (75%) en stikstofdioxide (25%). De landbouw is de belangrijkste bron voor ammoniak. Verkeer en industrie zijn de belangrijkste bronnen voor stikstofdioxides. Tabel 2.1 geeft het overzicht van de bijdrage van de takken van de veehouderij en de plaats waar de ammoniak vrijkomt. Binnen de landbouw is de melkveehouderij de grootste bron. Indien de dieren geweid worden, zakt de urine veelal snel in de bodem weg, zodat de ammoniak niet kan vervluchtigen. In de stallen besmeurt de urine een groot oppervlak en aangezien de stallen vaak open zijn kan er – vooral bij warm en droog weer - veel ammoniak vervluchtigen. De stallen van varkens zijn gesloten, wat de emissie beperkt. Bij pluimveehouderij is er een tendens om de kippen buiten een mogelijkheid tot uitloop te geven. Dit kan de emissie doen toenemen.

2.2 Emissie van ammoniak

Emissies uit de Nederlandse landbouw

In tegenstelling tot de emissie van zwaveloxide en stikstofdioxide zijn de emissies van ammoniak tijdens industriële processen en door verkeer en huishoudens, mensen en dieren, veel kleiner dan de emissie uit de landbouwsector. Het ammoniakbeleid is daarom op de landbouwsector gericht. Binnen de landbouw is de veehouderij de grootste bron. Een recent overzicht van de emissies wordt gegeven in “Ammonia, the case of the Netherlands” (Starmans & van der Hoek, 2007).

Ammoniak komt vrij bij de ontleding van ureum door het enzym urease. Een aantal omgevingsfactoren beïnvloeden dit proces. Bij een hoge temperatuur, bij een snelle luchtverversing en in een basische omgeving verloopt de reactie snel. Ureum komt voor in de urine van mensen en dieren. De lever haalt de ammoniak die vrijkomt bij de vertering van eiwitten uit het bloed en zet dit om in ureum, dat vervolgens met de urine uitgescheiden wordt via de nieren. In pluimveemest zit geen ureum, maar urinezuur. Ook deze stof valt uiteen in ammoniak.

Ammoniak komt vrij in de stal of in de weide, in de mestopslag en na het uitrijden van de mest. Ook bij het aanwenden van kunstmest vervluchtigt er ammoniak (zie Tabel 2.1). Opvallend is dat de emissies uit de stal en de mestopslagen vrijwel even groot zijn als die bij het uitrijden van mest. De emissie na het toedienen van kunstmest bedraagt bijna 13 kiloton NH₃ op een totale stikstofinhoud van ongeveer 300 kiloton N. De melkveehouderij is de grootste bron van ammoniak in Nederland. De onzekerheden in de schattingen van de emissies zijn groot, namelijk 17%. Dit wordt veroorzaakt door de onzekerheden in de aantallen dieren, maar ook door afwijkingen van de gemiddelde weersomstandigheden en de netheid in de stallen en bij het uitrijden van mest.

Tabel 2.1 De emissie van ammoniak (kiloton per jaar) uit de Nederlandse landbouw in 2004. Bron: CBS (landbouwelling) en CBS/MNP (EmissieRegistratie)

| | Aantal dieren (× 1000) | Totale emissie | Tijdens weiden | Uit stallen | Uit mestopslag | Bij uitrijden van (kunst)mest |
|------------------------|---------------------------|----------------|----------------|-------------|----------------|-------------------------------|
| Melkkoeien | 1471 | 39,4 | 4,0 | 17,8 | 1,0 | 16,6 |
| Jongvee fokkerij | 1165 | 10,7 | 3,0 | 3,2 | 0,3 | 4,1 |
| Vleesvee ¹⁾ | | 6,7 | 1,5 | 2,2 | 0,1 | 2,9 |
| Vleeskalveren | 765 | 3,9 | | 2,0 | | 1,9 |
| Vleesvarkens | 5383 | 19,5 | | 12,9 | 0,2 | 6,4 |
| Fokvarkens | 1246 | 11,7 | | 6,9 | 0,1 | 4,7 |
| Leghennen | 35668 | 9,5 | | 5,5 | 1,6 | 2,3 |
| Vleeskuikens | 44262 | 6,2 | | 4,3 | 0,7 | 1,2 |
| Kunstmest | | 12,7 | | | | 12,7 |
| Totaal | | 120,2 | 8,5 | 54,9 | 4,0 | 52,8 |

¹⁾ inclusief de emissie van paarden, pony's, schapen en geiten

De emissie van ammoniak kan worden beperkt door er voor te zorgen dat er niet teveel eiwit in het veevoer zit. Ook kan men het ontledingsproces vertragen door de temperatuur verlagen of de mest met zuur of een stof die urease remt te behandelen. Om de emissies terug te dringen heeft het beleid ingespeeld op de processen en omgevingsfactoren die daarbij een rol spelen. Mestopslagen worden goed afgedekt, zodat de lucht boven de mest niet ververst wordt. Bij uitrijden wordt de mest niet meer bovengronds toegediend, maar in stroken op of tussen het gras opgebracht. Op bouwland wordt de mest snel ondergewerkt. Emissiearme stallen worden nog voor het jaar 2010 verplicht in de intensieve veehouderij. Vooralsnog is overeengekomen dat de melkveehouderij met voermaatregelen de emissie zal verlagen.

Trends in emissie

Het Nederlandse beleid heeft de landbouw maatregelen opgelegd om de reductie te bewerkstelligen. Deze richten zich op het terugdringen van de emissies uit stallen en mestopslagen, en bij het uitrijden van mest. Daarnaast zijn er een aantal maatregelen die tot doel hebben direct de nabijgelegen natuur te beschermen. Deze maatregelen zijn ook in het kader van Europese wetgeving genomen: de IPPC richtlijn¹ en de Vogel en Habitat richtlijn². In Hoofdstuk 6 komen deze maatregelen aan de orde.

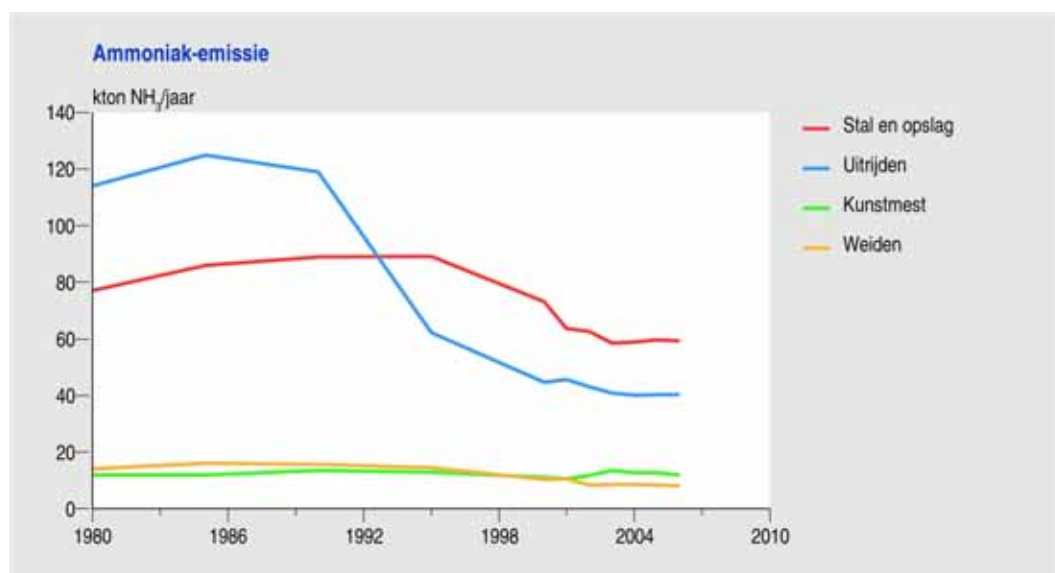
¹ IPPC staat voor "integrated pollution prevention and control" bedoeld wordt richtlijn 96/61/EG van de Europese Raad in zake de geïntegreerde preventie en bestrijding van verontreiniging door industriële bronnen, waaronder worden begrepen "intensieve veehouderijbedrijven met meer dan a) 40000 dierplaatsen voor pluimvee, b) 2000 dierplaatsen voor vleesvarkens (boven 30 kg) en c) 750 dierplaatsen voor zeugen".

² Vogel en Habitat richtlijn zijn twee richtlijnen 79/409/EEG en 92/43/EEG inzake het behoud van de vogelstand en de instandhouding van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna.

Zie:

http://ec.europa.eu/environment/nature/nature_conservation/eu_nature_legislation/habitats_directive/index_en.htm

Als gevolg van het gevoerde beleid en de daaraan gekoppelde inspanningen in de landbouw is sinds 1980 de ammoniakuitstoot vrijwel gehalveerd (Figuur 2.1). Deze figuur weerspiegelt dat de veestapel is afgenomen, maar ook dat het beleid zich met succes op de twee grootste processen heeft gericht. De ammoniakemissie nam tot 2000 af doordat steeds meer dierlijke mest emissiearm werd uitgereden. Uit een enquête bij de Landbouwtelling 2000 bleek zelfs dat vrijwel alle mest emissiearm uitgereden werd (CBS, 2003). Door de verplichte afdekking van mestopslagen komt tijdens dit proces vrijwel geen mest meer vrij.

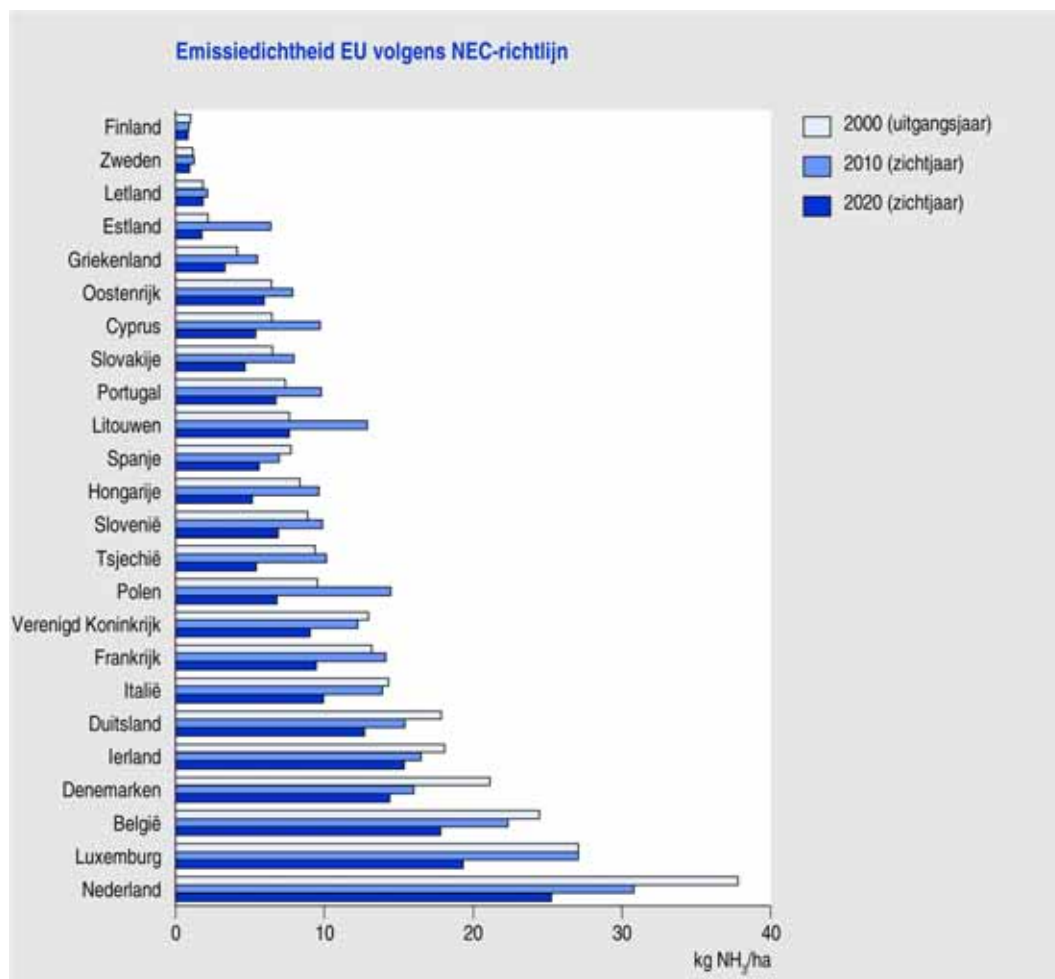


Figuur 2.1 De trends in de emissie van ammoniak 1980-2005 uitgesplitst naar de processen waarbij ammoniak vrijkomt

De totale emissie nam in 2003 nog met 5% af ten opzichte van 2002, maar steeg in 2004 weer (voorlopige cijfers). Het Besluit ammoniakemissies huisvesting landbouwdieren zal er toe bijdragen dat de emissies uit stallen van de intensieve veehouderij voor 2010 worden gehalveerd.

Ambities in Europa

Figuur 2.2 laat zien tot welke reducties de Europese landen zich hebben verplicht in de zgn. NEC-richtlijn (National Emission Ceiling, zie ook Hoofdstuk 6). Om recht te doen aan de grootte van de landen is de emissie gedeeld door het totale landoppervlak. Indien we voorbij gaan aan het transport van ammoniak over de landsgrenzen, geeft deze indicator de gemiddelde depositie van ammoniak weer. De pijlen geven de reductie ten opzichte van de uitgangsspositie in 2000, het (tussen)doel in 2010 en het recent door de Europese Commissie voorgestelde doel in 2020 weer. Uit de figuur blijkt dat Nederland relatief de grootste emissie had (in 2000) en zal hebben (in 2010 en 2020), maar ook dat Nederland de grootste inspanning verricht om de emissies te reduceren.



Figuur 2.2 De verplichtingen van de Europese richtlijn “National Emission Ceilings”. De emissiedichtheid van ammoniak in de lidstaten van de Europese Unie in het uitgangsjjaar 2000 en de eerste tweede zichtjaren 2010 en 2020 worden onderling vergeleken. De ambities voor 2020 zijn nog niet vastgesteld en zullen waarschijnlijk minder ver reiken dan hier afgebeeld

2.3 Transport en transformatie van ammoniak

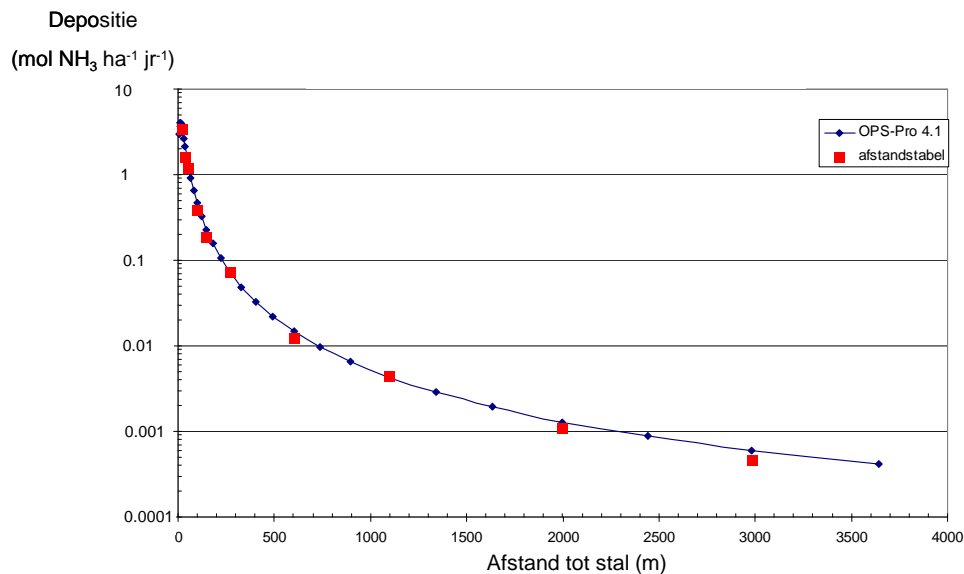
Transport en transformatie processen

Als ammoniak in de buitenlucht vrijkomt, wordt het vrijwel direct tot op grote hoogte en afstand door de wind weggevoerd. Door de turbulentie en schering van de wind neemt de concentratie daarbij af. De atmosfeer functioneert in deze niet alleen als een transportmedium maar ook als een reactievat waarin stoffen reageren met andere stoffen. De ammoniak reageert met bv. zwaveldioxide en stikstofoxide, die door verbrandingsprocessen in de lucht zijn gekomen. De luchtverontreiniging van energie, industrie en vervoer reageren met die van de landbouw. Hierbij wordt zgn. fijn stof gevormd. Deeltjes die kleiner zijn dan 2,5 µm kunnen schadelijk zijn voor de gezondheid. Welke chemische bestanddelen van fijn stof gezondheidskundig het meest relevant zijn, is nog tamelijk onbegrepen. Het lijkt wel duidelijk dat de ammoniakzouten voor de directe gezondheidseffecten van minder belang zijn (Schlesinger & Cassee, 2003; Buijsman et al., 2005). De Wereld Gezondheid Organisatie telt alle fijn stof zolang niet duidelijk is, hoe fijn stof de gezondheid schaadt. Daarom is in de Europese en Nederlandse regelgeving ook een grenswaarde aan de concentratie van fijn stof opgenomen. Er wordt geen onderscheid gemaakt in de soorten van fijn stof, zodat ammoniakbeleid ook kan bijdragen aan het beleid met betrekking tot fijn stof. Echter, de WHO stelt dat het verstandig is er voor te zorgen dat maatregelen tegen de emissie van fijn stof als eerste betrekking hebben op reducties van die stoffen waarvan aangetoond is dat ze relatief meer toxisch zijn (WHO, 2006). Processen als wolkenvorming en neerslag reinigen de atmosfeer weer. Ammoniak verdwijnt uit de lucht via droge depositie en natte depositie. Een deel van wat er op de vegetatie is gedeponerd kan onder droge en warme condities weer verdampen (re-emissie).

2.4 Depositie van ammoniak

De depositie-afstand relatie voor ammoniak

Nadat ammoniak de stal verlaat via een of meer ventilatieopeningen, wordt het blootgesteld worden aan bewegingen in drie richtingen: horizontaal door windrichtingfluctuaties, verticaal door verticale luchtbewegingen (turbulentie) en lateraal door de windverplaatsing. De pluim krijgt de vorm van een kegel. Door de verdunning zal de concentratie in de pluim meer dan evenredig met de afstand afnemen en daarmee ook de droge depositie. Het gedrag van de pluim kan worden gesimuleerd met een verspreidingsmodel.



Figuur 2.3 Depositie van NH₃ als functie van de afstand tot de bron, gemiddeld over alle windrichtingen. Bronhoogte is 3m

In **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** is het resultaat gegeven voor een stal met een uitwoorhoogte van 3 meter en een emissie van 1 kg NH₃ per jaar (ofwel 58,8 mol NH₃). De depositie is uitgerekend voor 12 windrichtingen en daarna gemiddeld. Het resultaat is vergelijkbaar met de reeds jaren gehanteerde afstandstabel voor depositie op overige natuur. .

Het droge depositieproces

Onder droge depositie wordt verstaan dat gassen en aerosolen (deeltjes) direct vanuit de atmosfeer op de bodem of op vegetatie terecht komen, dus niet in de vorm van regen of sneeuw. Factoren die van invloed zijn op de droge depositie zijn de concentratie van de stof in de buurt van de bodem, de luchtbewegingen en de eigenschappen van bodem of gewas. Hoge concentraties leiden tot hoge deposities. Dit is de reden dat de depositie dichtbij stallen veel hoger is dan op grote afstand. De luchtbewegingen worden veroorzaakt door de wind in combinatie met de ruwheid van het terrein. Dit is een van de redenen dat de snelheid van depositie bij bos hoger is dan bij bijvoorbeeld gras.

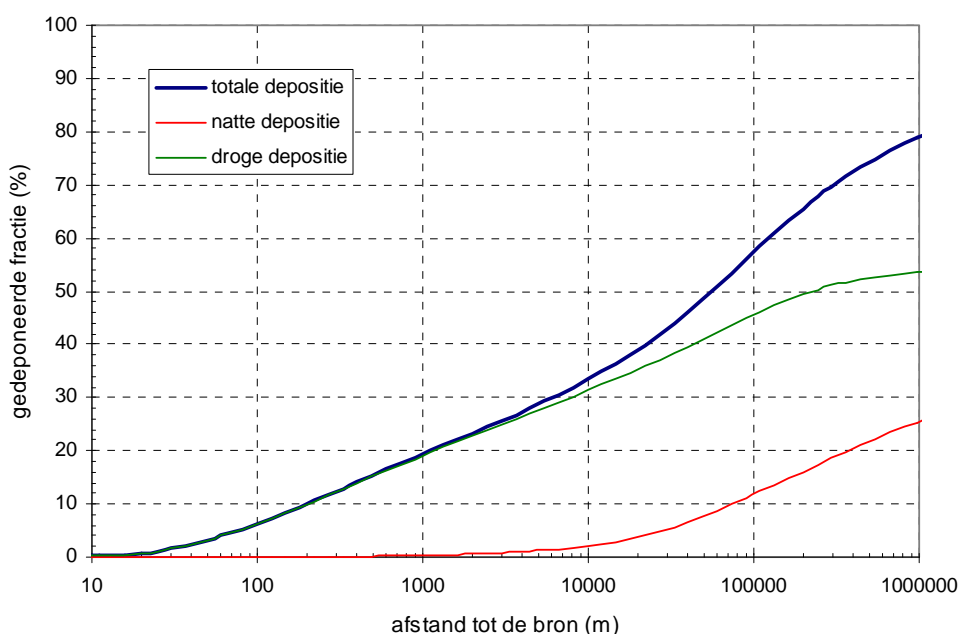
Belangrijke eigenschappen van het oppervlak waarop depositie plaats vindt zijn aanwezigheid van waterlagen op het blad in combinatie met de toestand van huidmondjes en cuticula. Omdat ammoniak goed oplost in water heeft het een relatief hoge depositiesnelheid boven water en vochtige oppervlakken. Recente inzichten in het gedrag van planten en de reactie op stikstofdepositie geven aan dat de stikstofbelasting van de bodem van invloed kan zijn op de opname van ammoniak door planten uit de lucht en dat dit proces sterk afhankelijk is van de temperatuur. Indien de grond rijk bemest is, kan de vegetatie geen ammoniak opnemen. De zon zal het op de vegetatie en bodem gedeponeerde ammoniak weer doen verdampen.

Ammonium-aerosol heeft een veel lagere depositiesnelheid dan ammoniak. Dit komt omdat de depositie van deeltjes vooral bepaald wordt door de fysische eigenschappen van de deeltjes zelf waarvan de afmetingen het belangrijkste zijn.

Het natte depositieproces

Wolken en regenwaterdruppels nemen ammoniak (NH_3) en ammonium (NH_4^+) snel op. Het regent in Nederland maar in ongeveer 7% van de tijd waardoor de bijdrage aan de verwijdering van deze stoffen uit de atmosfeer uiteindelijk toch beperkt is. Als depositievorm levert natte depositie in Nederland ongeveer 1/3 van de totale depositie. Natte depositie wordt in Nederland op 15 plaatsen gemeten. De metingen vertonen hetzelfde ruimtelijke patroon als de emissies. Hieruit blijkt dat de bijdrage van ammoniak lokaal groter is dan die van ammonium.

Figuur 2.4 laat zien welk deel van vrijgekomen ammoniak in welke vorm neerslaat op een bepaalde afstand tot de bron. Goed is te zien dat ammoniak zowel een lokaal als een lange afstand aspect heeft. Ongeveer 20% van de vrijkomende ammoniak komt neer binnen een afstand van één kilometer tot de bron. Op deze schaal is de depositie bijna uitsluitend in de vorm van droge depositie van ammoniak. Pas na 10 kilometer gaat natte depositie een rol spelen in het geheel. Na 100 km transport is de gedeponeerde fractie ongeveer 60%. Depositie vindt nu vooral plaats in de vorm van natte depositie van ammonium.



Figuur 2.4 Fractie van gedeponeerde NH_x als functie van de afstand tot de bron, gemiddeld over alle windrichtingen. Bronhoogte is 3 meter

Uit Figuur 2.4 blijkt ook dat er sprake is van zeer grootschalig transport: na 1000 km is nog meer dan 20% van het oorspronkelijke ammoniak in de een of andere vorm in de atmosfeer aanwezig. Duidelijk mag zijn dat het dan gaat over verspreiding ammoniak tot ver over de landsgrenzen.

Bijdrage van ammoniak aan potentieel zure en vermestende (stikstof) depositie

Indien de depositie is uitgedrukt in mol per hectare per jaar kunnen de bijdragen van alle vermestende of verzurende stoffen worden opgeteld. Hierbij komt een mol overeen met 14 gram stikstof, 17 gram ammoniak, 32 gram zwavel, 46 gram stikstofdioxiden of 64 gram zwaveloxiden. Het begrip potentieel zure depositie geeft aan dat niet alle depositie volledig verzurend werkt. De feitelijke verzuring is namelijk afhankelijk van processen in de bodem, zoals opname door het gewas en afbraak door

bacteriën (zie Hoofdstuk 3). Potentieel zure depositie (in zuurequivalenten) wordt berekend als de hoeveelheden mol NH_x , mol NO_y en twee maal SO_x bij elkaar op te tellen. Vermestende depositie is de som van de hoeveelheid mol NH_x en de hoeveelheid mol NO_y .

De relatieve bijdragen van ammoniak aan potentieel zure en vermestende (stikstof) depositie is gegeven in Tabel 2.2. Bronnen in Nederland zelf leveren nog steeds de grootste bijdrage aan de depositie van potentieel zuur in Nederland, namelijk 49% van het totaal. Gezien de grote bijdrage uit het buitenland – 31% van de totale stikstofdepositie- is het voor Nederland van groot belang dat Nederland zich aan haar afspraak houdt, opdat ook andere landen dit doen.

Tabel 2.2 *Herkomst van de potentieel verzurende en vermestende depositie in Nederland. (MNC, 2005). De helft van de potentiële zuurdepositie in Nederland is afkomstig van Nederlandse bronnen. Ammoniak en ammonium leveren de grootste bijdrage aan deze depositie: ongeveer de helft. Zwavel- en stikstofoxiden dragen elk bijna een kwart bij*

| | SO _x | NO _y | NH _x | Overige zuren | Totaal verzuring | Totaal vermesting |
|---------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|---------------|------------------|-------------------|
| | % | | | | | |
| Totaal | 24 | 22 | 51 | 2 | 100 | 100 |
| Nederland | 5 | 8 | 37 | 0 | 49 | 59 |
| Noordzee | 3 | 2 | 0 | 0 | 4 | 3 |
| Buitenland | 14 | 11 | 12 | 0 | 36 | 31 |
| Achtergrond ²⁾ | 4 | 2 | 3 | 2 | 10 | 7 |

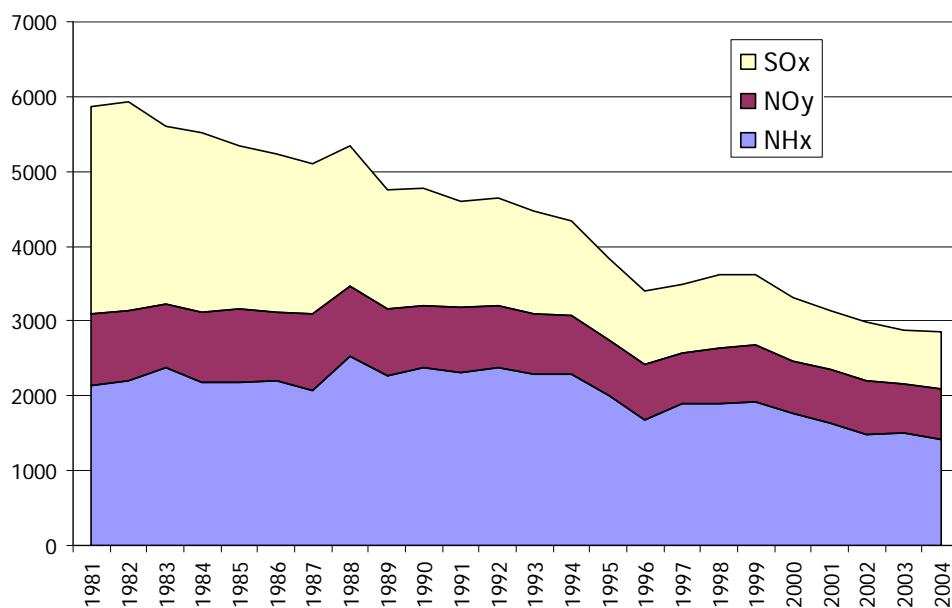
1) Organische en halogeenhoudende zuren

2) Natuurlijke en intercontinentale achtergronddepositie

MNP/MNC/mrt05

Trends in depositie van ammoniak ten opzichte van potentieel zure depositie

In Figuur 2.5 is het verloop van de zure depositie gegeven voor de periode 1981-2004 en ook de samenstellende delen. Uit deze figuur blijkt dat in de jaren tachtig de zwaveldepositie dominant was. Deze depositie is sindsdien sterk afgenomen. Inmiddels levert NH_x de grootste bijdrage aan zowel de vermestende als de potentieel zure depositie.

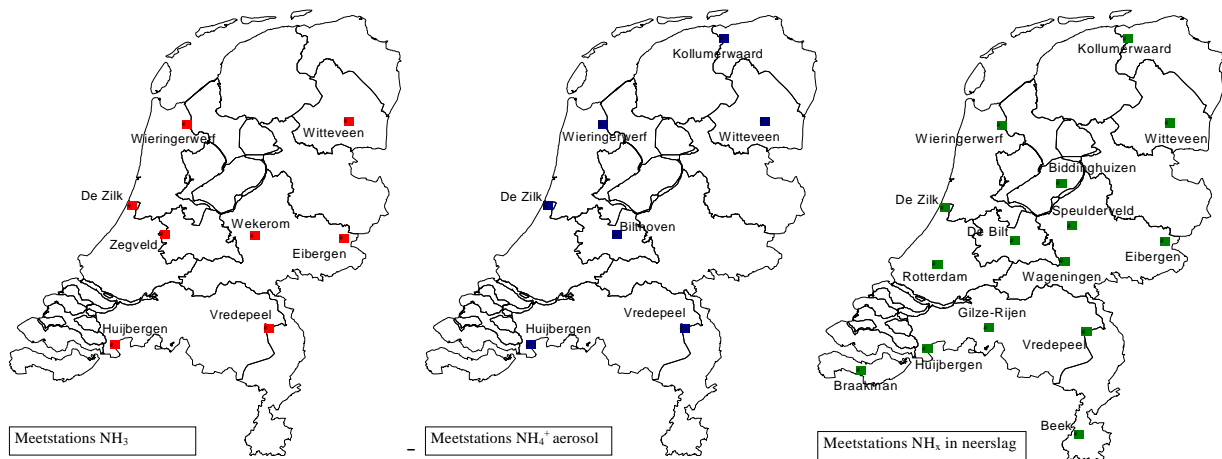


Figuur 2.5 *Ontwikkeling totale verzurende depositie en de depositie van ammoniak in de periode 1981-2004*

2.5 Metingen en modelberekeningen

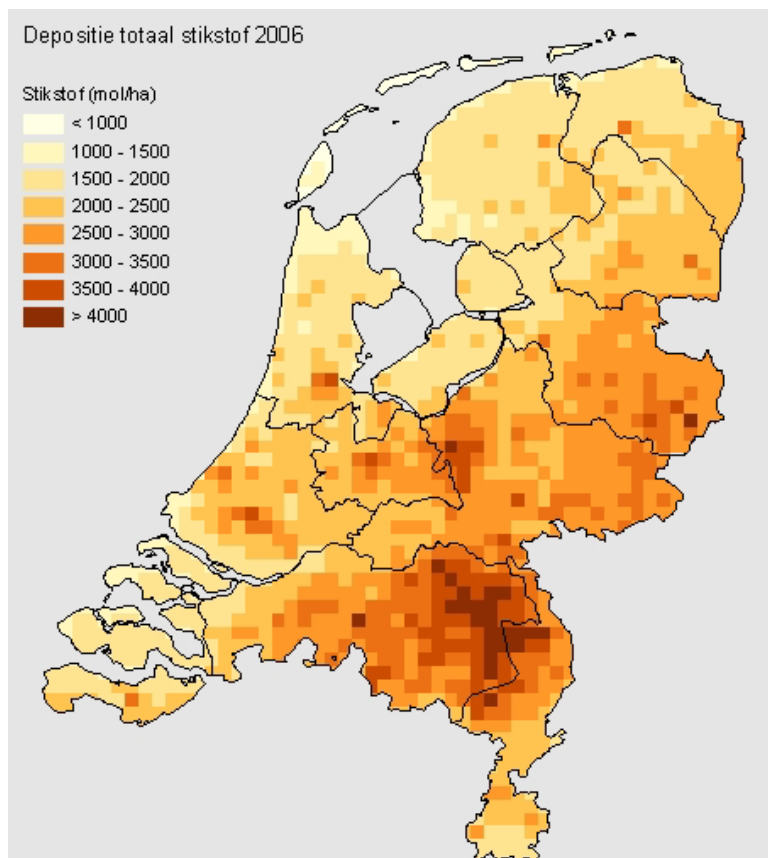
Metingen

Inzichten in de concentratie en depositieniveaus van ammoniak kunnen vooral worden verkregen door deze grootheden te meten. Enerzijds willen we daarbij een ruimtelijk beeld hebben en anderzijds ook de ontwikkeling in de tijd. Trendmatige ontwikkelingen kunnen bij uitstek met metingen worden vastgesteld maar de ruimtelijke verschillen in ammoniakconcentraties blijken zo groot te zijn dat het vaststellen van deze verdelingen met metingen alleen ondoenlijk is. Verspreidingsmodellen welke uitgaan van emissieverdelingen zijn daarentegen goed in het beschrijven van de ruimtelijke verschillen. Daarom is voor het in kaart brengen van ammoniakconcentraties en deposities gekozen voor een combinatie van een beperkt aantal meetlocaties en berekeningen op basis van emissies. In Figuur 2.6 zijn de plaatsen aangegeven waar in het kader van het LML, locaties zijn ingericht voor het meten van ammoniak, ammonium en natte depositie.



Figuur 2.6 NH_x-meetlocaties van het Landelijk Meetnet Luchtverontreiniging (LML)

De ammoniak en ammonium metingen zijn gestart eind 1992, natte depositie wordt al sinds 1987 gemeten. Naast deze metingen is er in de periode 2001-2002 een intensieve meetcampagne uitgevoerd waarbij gedurende een jaar de ammoniakconcentratie op 150 locaties is gemeten. Deze metingen dienen vooral ter controle van de berekende ammoniakconcentratieverdeling



Figuur 2.7 Depositie van NH_x in 2006

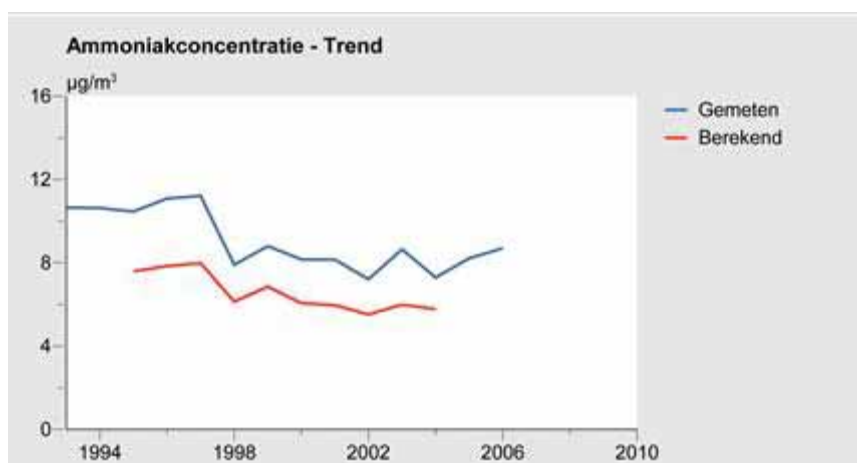
Modelberekeningen

Het doel van het modelleren van ammoniakconcentraties en -deposities is tweeledig. Ten eerste is de ruimtelijke variatie van ammoniakconcentraties zo groot dat het ondoenlijk is met metingen alléén een landsdekkend beeld te verkrijgen. Ten tweede - en eigenlijk belangrijker - is dat de kwantitatieve relatie tussen emissie en depositie gevonden en beschreven moet worden om het mogelijk te maken de gevolgen van bepaalde ingrepen te voorspellen. De toets voor het laatste is dat voor de huidige situatie de gemeten niveaus in lucht kunnen worden verklaard uit de huidige kennis van bronnen en emissies. Het model dat hiervoor gebruikt wordt is het Operationele Prioritaire Stoffen (OPS) model. Dit model is ontwikkeld door het RIVM/MNP en beschrijft de processen van emissie, verspreiding, omzetting en depositie. Daarbij houdt het model rekening met de karakteristieken van de verschillende ammoniakbronnen (stallen, uitrijden). Grootschalig transport vanuit het buitenland wordt ook in rekening gebracht. Het model produceert jaarlijkse kaarten van ammoniakconcentraties en deposities welke standaard zijn opgebouwd uit 5 bij 5 km vlakken. Figuur 2.7 geeft de depositiekaart voor het jaar 2006.

Het ammoniakgat

Het begrip ammoniakgat is ontstaan vanuit geconstateerde structurele verschillen in berekende en gemeten ammoniakconcentraties (zie RIVM, 1998). Het onderzoek naar de oorzaken van het gat loopt in Nederland al tien jaar. In het bijzonder werden

de depositie op landbouwgrond en de emissie na het uitrijden van mest opnieuw gemeten. Dit verschil geldt overigens niet alleen voor ammoniak maar ook voor ammonium concentraties en natte depositie. Als referentie voor de modelberekeningen gelden vergelijkbare berekeningen voor verzurende stoffen als SO₂ en NO_x waarbij dergelijke verschillen met metingen niet worden gevonden. Via aanpassingen aan het model en verbeterde inzichten in de effectiviteit van maatregelen is het gat in 2000 weliswaar verkleind, maar toen nog niet gesloten (Van Jaarsveld et al., 2000). De berekeningen zijn gemiddeld 26% lager dan de metingen, zie Figuur 2.8. Ook andere landen kampen met een ammoniakgat. In 2000 bedroeg het gat in het Verenigd Koninkrijk 24%.



Figuur 2.8 Gemeten en berekende gemiddelde ammoniakconcentratie op de meetpunten van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit in de periode 1995-2006

Naar aanleiding van het ammoniakgat is in 2001 op een proefveld van Wageningen UR nieuwe meetapparatuur opgesteld waarbij de droge depositie naar grasland wordt gemeten (Wichink Kruit et al., 2007). Ook de emissie van ammoniak na het uitrijden van mest is nader onderzocht. Omdat vroeger 70% van de ammoniak uit de mest vrijkwam, heeft men voorgeschreven dat mest alleen nog maar met emissiearme apparatuur en in de periode februari tot september, als het gewas stikstof voor de groei nodig heeft, uitgereden mag worden. In de periode september tot februari moet de mest in afgesloten tanks opgeslagen worden. Het is nu gebleken dat de mest in die tanks composteert, waarbij extra ammoniak gevormd wordt. Daarnaast valt de efficiëntie van de apparatuur vooral op grasland tegen. Van de in de mest aanwezige ammoniak blijkt 20% tot 30% te vervluchtigen, voordat het door het gewas wordt opgenomen. Naar aanleiding van dit onderzoek is besloten de emissiefactor te verhogen (Velthof et al., 2008).

Het ammoniakgat is door de aanpassingen in het model gereduceerd tot minder dan 5%. Dit is veel minder dan de afwijkingen (circa 17%), die worden veroorzaakt door variaties in het weer en in de bedrijfsvoering. Het verschil is even groot als de verschillen die in de berekening van andere luchtverontreinigende stoffen worden gevonden. De berekening van ammoniak neemt daardoor geen aparte positie meer in en het gat is daarmee gesloten (van Pul et al., 2008). Het onderzoek naar depositie en

naar emissie, met name bij beweiding en uit stallen van melkvee en bij de afrijping van (landbouw)gewassen, wordt voortgezet.

3 Effecten van ammoniak

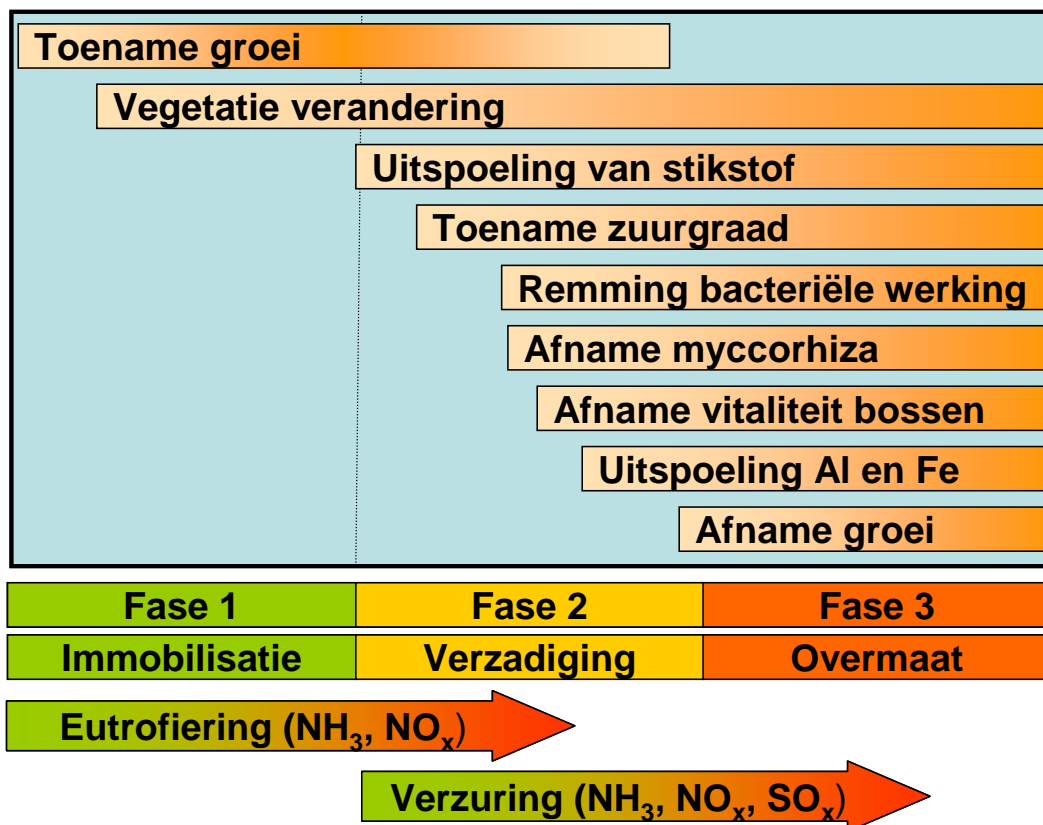
3.1 Achtergrond en doel

De vergrassing van de heide in Nederland is een bekend voorbeeld van een effect dat ammoniak heeft op ons milieu. Naast deze ecosysteemverandering zijn er nog meer effecten die aan ammoniak of meer algemeen stikstof of zure regen worden toegeschreven, zoals het verdringen van karakteristieke soorten door concurrentie met stikstofminnende of nitrofiële soorten. Uit onderzoek in de jaren tachtig en aan het begin van de jaren negentig is dit gebleken. Onder de noemer van ‘zure regen’ werd zeer veel onderzoek verricht naar de gevolgen van emissie en depositie van zwavel- en stikstofverbindingen. Veldstudies wezen uit dat er effecten zijn op ecosystemen en op bodem- en waterkwaliteit. De grootste problemen ontstaan in natuurgebieden op de droge zandgronden. Sindsdien is overtuigend bewijs gevonden dat ammoniak die problemen veroorzaakt. Naast deze effecten heeft ammoniak ook effecten op de luchtkwaliteit en daarmee op de menselijke gezondheid, op gebouwen en monumenten en op de emissies of vastlegging van broeikasgassen.

In dit hoofdstuk wordt aangegeven wat de effecten van de ammoniakemissie zijn voor de kwaliteit van bodem, water en ecosystemen. Veelal is er echter geen sprake van een specifiek ammoniakprobleem, maar van een vermistingsprobleem als gevolg van een overmaat aan stikstof ($\text{NH}_3 + \text{NO}_x$). In die gevallen zal op het algemene stikstofprobleem worden ingegaan, waarbij de relatieve bijdrage van ammoniak wordt aangegeven.

Overzicht

De effecten van ammoniak en andere stikstofverbindingen (met name NO_x) zijn veelzijdig, en kunnen optreden op zeer verschillende tijdschaal (zie Figuur 3.1). Bij lage niveaus bevordert de depositie van stikstofoxide en ammoniak de groei van alle plantensoorten (bemesting). Bij een dergelijk niveau zal de toegevoegde stikstof volledig door het ecosysteem worden vastgelegd (immobilisatiefase). Bij hogere niveaus stimuleert zij de groei van enkele plantensoorten ten koste van andere (eutrofiëring, vegetatieverandering). Bij dit niveau raakt het ecosysteem verzadigd met stikstof (verzadigingsfase). Bij nog hogere niveaus is er sprake van een overmaat van stikstof (overmaatfase). Dit leidt tot uitspoeling van nitraat en aluminium naar bodem (verzuring) en grondwater. Bij zeer hoge concentraties is ammoniak voor sommige plantensoorten, heesters en fruitbomen, giftig.



Figuur 3.1 Effecten van eutrofiering en verzuring van ecosystemen

Eutrofiering en verzuring leiden tot verlies aan biodiversiteit. Daarnaast draagt ammoniak indirect bij aan het klimaat en fijn stof probleem. Er wordt hier een overzicht gegeven van het complex van gevolgen van stikstof.

Paragraaf 3.2 geeft een overzicht van effecten die in verschillende ecosystemen spelen, waaronder:

- directe toxiciteit van ammoniak op (planten)soorten/korstmossen;
- veranderingen in de bodem ten gevolge van bodemverzuring;
- uitspoeling van N naar het grondwater.

In de paragrafen 3.3-3.7 wordt per ecosysteem ingegaan op de optredende effecten van overmatige toevoer van ammoniak en overige N-verbindingen.

Achtereenvolgens worden behandeld:

- 3.3 Bossen (verschillende bostypen);
- 3.4 Heiden (droge en natte heide);
- 3.5 Soortenrijke graslanden (kalkgraslanden, heischrale graslanden, duingraslanden en overige);
- 3.6 Venen en Moerassen (hoogvenen, trilvenen en overige moerassen);
- 3.7 Oppervlaktewateren (vennen, zwakgebufferde wateren en overige wateren).

De nadruk ligt daarbij op de gevolgen van een geleidelijke ophoping van N en bijbehorende eutrofiëring, in termen van concurrentieverschuivingen en verlies van biodiversiteit. Tevens wordt aangegeven hoe de effecten van ammoniak beïnvloed kunnen worden door P-limitatie. In geval van bossen wordt extra aandacht besteed aan (i) effecten van ammoniumtoevoer in de bodem op groei en ontwikkeling van gevoelige soorten (o.a. voedingsstoffenbalans; ammoniumtoxiciteit) en (ii) toegenomen gevoeligheid voor secundaire stressfactoren als plagen en vorst- of droogteschade.

In paragraaf 3.8 wordt nog ingegaan op overige effecten, te weten:

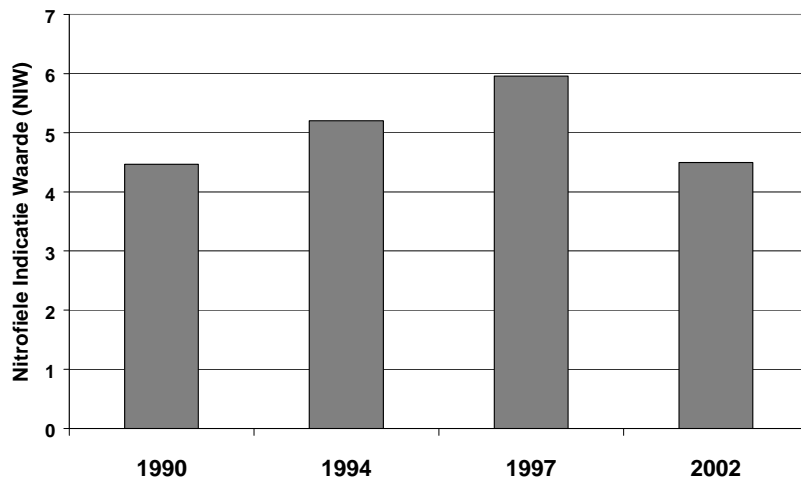
- Indirecte effecten op klimaat via invloed van ammoniakemissie op broeikasgasemissie.
- Indirecte effecten op gezondheid via invloed van ammoniak op vorming van fijn stof.
- Effecten op kustwateren via de depositie van ammoniak.

3.2 Algemene effecten van ammoniak op ecosystemen

3.2.1 Effecten van ammoniak op planten

Bij directe toxiciteit gaat het om beïnvloeding van bovengrondse delen van de plant, veelal het blad, door ammoniak in de lucht. Deze effecten zijn vooral bestudeerd voor landbouwgewassen en enkele boomsoorten (zie Van der Eerden et al., 1998, WHO, 2000) maar ook voor korstmossen.

In opdracht van acht provincies is sinds 1990 een meetnet operationeel om de effecten van ammoniak op korstmossen te volgen; dit strekt zich met name uit over de hogere zandgronden van Nederland. Gemiddeld vindt eens in de vijf jaar een herhalingsronde plaats. De monitoring vindt plaats met behulp van rijtjes eiken langs wegen. Na jarenlange trends van toenemende hoeveelheden nitrofyten (uitgedrukt in Nitrofiële Indicatie Waarde, NIW) en afnemende acidofyten (Acidofiele Indicatie Waarde, AIW) in alle onderzochte provincies lijkt er recent in enkele gebieden met een hoge veedichtheid een kentering in dit proces op te treden als gevolg van een daling in de emissie en concentratie van ammoniak. Herhalingsonderzoek aan meer dan 100 permanente waarnemingspunten in de Gelderse Vallei in 2002 laat een zeer duidelijke afname van nitrofyten zien (Figuur 3.2). Deze zijn in 2002 terug op het niveau van 1990.

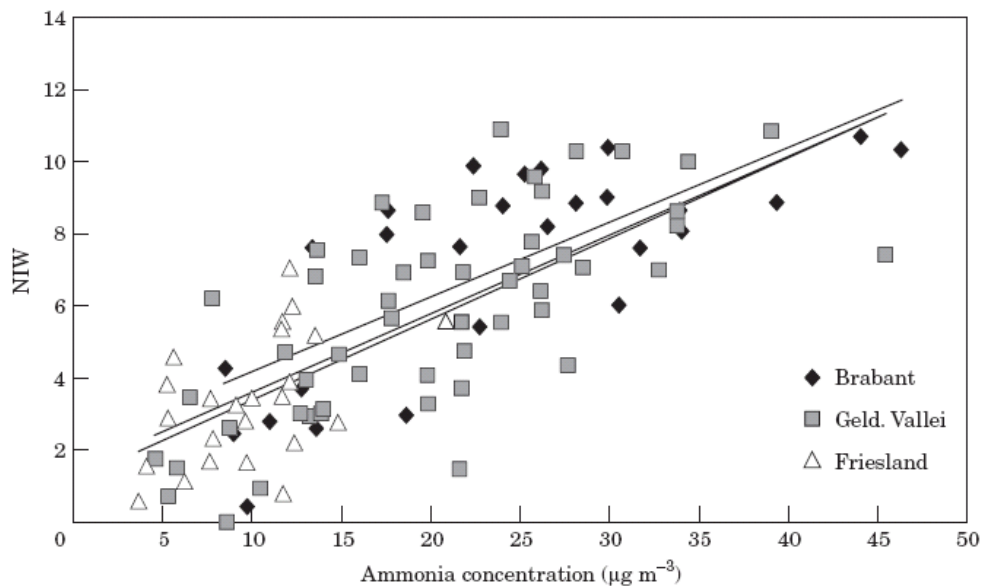


Figuur 3.2 Trend in het voorkomen van korstmossen die positief op ammoniak reageren (uitgedrukt in de NIW, Nitrofiel Indicatie Waarde) in de Gelderse Vallei tussen 1990 en 2002. Gegeven is de gemiddelde NIW van ruim 100 permanente monsterpunten. Alle veranderingen zijn significant ($P < 0,001$, Wilcoxon Matched Pairs) (Van Herk, 2004)

Deze resultaten laten zien dat in de Gelderse Vallei -met zijn hoge veedichtheid en hoge ammoniakconcentraties- er een verband bestaat tussen ammoniakconcentratie en het voorkomen van nitrofiel korstmossen. Deze trend is vermoedelijk vooral representatief voor enkele veeconcentratiegebieden; voorlopige resultaten van elders laten tot dusver een geringere of nog afwezige afname van nitrofyten (NIW) zien. De relatie tussen de NIW en in situ (door TNO) gemeten luchtconcentratie NH_3 is in 1997 onderzocht, waaruit bleek dat de NIW een zeer goede graadmeter is voor NH_3 ($R^2 = 0,59$, zie Figuur 3.3) (Van Herk, 2001).

Planten kunnen ammoniak of stikstofoxiden direct via de huidmondjes of via de cuticula in de bladeren opnemen. Dit kan bij hoge concentraties leiden tot ontregeling van de fysiologie van deze bladeren. Alleen bij zeer hoge concentraties ammoniak of stikstofoxiden kunnen bladeren en naalden direct worden aangetast door beschadiging van de beschermende waslaag. Dergelijke directe effecten treden voor ammoniak alleen op in de buurt van stallen op afstanden minder dan 200 m en voor stikstofoxiden soms in steden en industriegebieden. Landbouwgewassen zijn over het algemeen minder gevoelig voor directe ammoniak-effecten dan natuurlijke vegetaties. Op grond van voornamelijk laboratoriumexperimenten is aangetoond dat in bosesystemen die blootgesteld worden aan hoge ammoniakconcentraties bladverkleuring (van groen naar bruin) en overmatig bladverlies optreden (Van der Eerden & Pérez-Soba, 1992). Op basis van dergelijke experimenten zijn kritische ammoniakconcentraties afgeleid van 8 en $270 \mu\text{g m}^{-3}$, respectievelijk de jaar- en daggemiddelde waarde. De huidige concentraties van NH_x en NO_y in de lucht zijn voor West-Europa op dit moment duidelijk beneden de kritische grensconcentraties (critical levels) (Ashmore & Wilson, 1994). Volgens Cape et al. (2006) is de huidige jaargemiddelde kritische ammoniakconcentratie van $8 \mu\text{g m}^{-3}$ te hoog. Zo is in Engeland aangetoond dat er al bij $1 \mu\text{g m}^{-3}$ schadelijke ecologische effecten op kunnen treden. De gemiddelde NH_3 concentratie in Nederland varieerde in 2004 van

minder dan 5 (in Noord- en West-Nederland) tot meer dan 15 $\mu\text{g m}^{-3}$ (in Oost- en Zuid-Nederland) (MNC, 2005). Directe schade van ammoniak op planten kan zich in Nederland nog steeds voordoen.



Figuur 3.3 Het voorkomen van korstmossen die positief op ammoniak reageren (uitgedrukt in de NIW, Nitrofiel Indicatie Waarde) als functie van jaarlijks gemiddelde NH_3 concentratie. ($r^2=0,59$, $n=104$) (Van Herk, 2001)

3.2.2 Veranderingen in de bodem ten gevolge van bodemverzuring

Verzuring van de bodem is een langetermijnproces dat veroorzaakt kan worden door de toevoer van zure of verzurende stoffen uit de atmosfeer. Dit gecompliceerde proces kan afhankelijk van de bodemsamenstelling leiden tot verlies van buffercapaciteit, een lagere pH, verhoogde uitspoeling van basische kationen (calcium, Ca, magnesium, Mg of kalium, K), verhoogde concentraties aan toxische metalen (vooral aluminium, Al) en veranderingen in de verhouding tussen nitraat en ammonium in de bodem (Van Breemen et al., 1982; Ulrich, 1983, 1991) (zie Figuur 3.1). In bodems met het pH-bereik 4,2-5,9 wordt de toevoer van zuur gebufferd via omwisseling met kationen (vooral Ca) die gebonden zijn aan het bodemadsorptie-complex (o.a. Ulrich, 1983; De Vries, 1994). Als Ca en andere kationen uitgeput zijn door continue aanvoer van zuur, dan zal de pH gaan dalen. In een bodem zal voortgaande verzuring echter niet alleen leiden tot een pH-daling maar ook tot verhoogde uitspoeling van basische kationen, toegenomen aluminiummobilisatie en hiermee ook tot verhoogde Al/Ca-verhoudingen.

Te zure bodemomstandigheden kunnen verder resulteren in wortelschade van bomen en korte vegetaties. De wortelgroei wordt tevens ongunstig beïnvloed indien de concentraties aan basische kationen (met name de voedingsstoffen Ca, Mg en K) in het bodemvocht laag worden en de concentratie van het toxische aluminium te hoog wordt. Uit laboratoriumexperimenten is gebleken dat de verhouding van

aluminium en basische kationen (Al/(Ca+Mg+K)-verhouding) samenhangt met het optreden van schadelijke effecten op wortelgroei (Sverdrup & Warfvinge, 1993). De verhouding waarbij schadelijke effecten optreden verschilt per planten- en boomsoort en is bijvoorbeeld laag voor dennen, heide en gras en vrij hoog voor eik, beuk en Douglasspar. Meer informatie is gegeven in De Vries (2007).

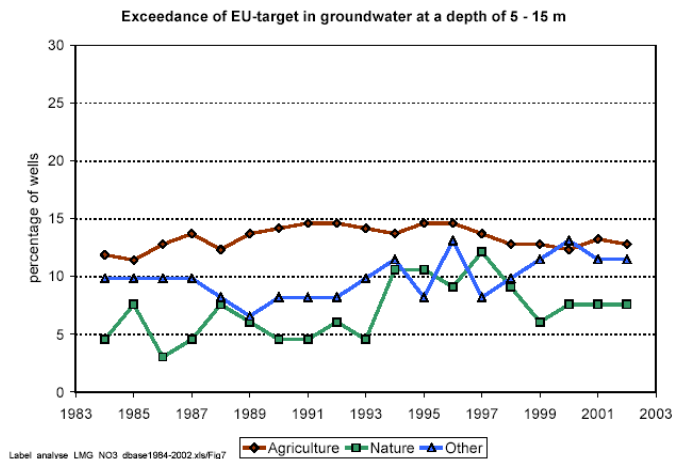
In geval van ammoniak is echter sprake van indirecte verzuring. Daadwerkelijke verzuring treedt pas op nadat er in de bodem nitrificatie (de omzetting van NH_4^+ naar NO_3^-) plaatsvindt en het gevormde nitraat uitspoelt. De bijdrage van ammoniak aan bodemverzuring was in Nederland mede de aanleiding tot de uitvoering van het Additioneel Programma Verzuringsonderzoek (APV, Van Aalst & Erisman, 1991) en het nationaal stikstof onderzoeksprogramma (STOP, Erisman & van der Eerden, 1999). Mede op basis van de resultaten van deze onderzoeksprogramma's is in Nederland beleid ingezet om naast de emissie van SO_x en NO_x ook de emissie en depositie van NH_3 te verminderen.

3.2.3 Uitspoeling van N naar het grondwater

Om grondwater zonder extra zuivering te gebruiken als drinkwater dienen de nitraatconcentraties lager te zijn dan $50 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ (EU norm voor drinkwater en nitraatrichtlijn). Verder wordt er gestreefd naar een nitraatconcentratie in drinkwater van ten hoogste $25 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Deze norm is met name gerelateerd aan een maximaal toelaatbaar geacht risico voor ademhalingsproblemen door nitrietvergiftiging (nitraatnorm). Bij concentraties boven de $10 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1}$ (ca. $45 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$) kunnen zich bovendien vruchtbaarheidproblemen voordoen (Kramer et al., 1996) en bestaat er een verhoogde kans op blaas- en baarmoederkanker (Weyer et al., 2001) en lymfklierkanker (Weyer et al., 2001).

Nitraat in groenten en fruit leveren geen gezondheidsrisico op, maar nitraat in drinkwater dat de norm overschrijdt mogelijk wel. Er zijn aanwijzingen dat nitraat in drinkwater vooral het risico op darmkanker vergroot. Miljoenen mensen in het landelijk gebied van Europa pompen zelf ongezuiverd en nitraatrijk drinkwater op. Omdat deze mensen mogelijk een verhoogd risico lopen, lijkt aanpak van teveel nitraat in het grondwater gerechtvaardigd. Hoewel er in sommige groenten veel nitraat voorkomt, worden die niet schadelijk bevonden. In groenten en fruit zitten namelijk ook antioxidanten, die juist op een natuurlijke wijze darmkanker bestrijden (Van Grinsven et al., 2006).

Een overmaat van stikstofdepositie op bossen en natuur leidt tot uitspoeling van aluminium en nitraat. In grote delen van Nederland wordt de drinkwaternorm voor nitraat overschreden en dit is niet beperkt tot landbouwgebieden (Figuur 3.4). Hoge nitraatconcentraties komen ook voor onder natuurgebieden. Vooral onder bossen, die veelal een hogere N belasting hebben gecombineerd met een lage denitrificatie en een laag neerslagoverschot (De Vries et al., 1995).



Figuur 3.4 Overschrijding van de EU grenswaarde van 50 mg.l⁻¹ voor nitraat in grondwater op een diepte van 5-15 m voor de periode 1984-2002 (Bron: Fraters et al., 2004)

3.2.4 Effecten op de diversiteit aan plantensoorten in terrestrische ecosystemen

Door verhoogde toevoer en accumulatie van stikstofverbindingen zal de beschikbaarheid van stikstof geleidelijk toenemen. Dit leidt tot verdringing van karakteristieke soorten door concurrentie met stikstofminnende of nitrofiële soorten. Een groot deel van de soorten in half-natuurlijke en natuurlijke ecosystemen is immers aangepast aan lage stikstofbeschikbaarheid in de bodem (Ellenberg, 1988). Verhoogde toevoer van stikstof zal vooral in matig-voedselrijke systemen een drastische afname in soortendiversiteit kunnen veroorzaken (Al-Mufti et al., 1977; Huston, 1979; Bobbink et al., 1998). Op zeer voedselarme bodems kan het aantal soorten bij verhoogde toevoer wel toenemen, maar de oorspronkelijke en karakteristieke vegetatie die aan de extreme situatie was aangepast, verdwijnt wel.

Uit een veelheid van waarnemingen en experimenten blijkt dat toename van stikstofbeschikbaarheid door depositie van stikstof grote invloed heeft op de soortensamenstelling en biodiversiteit van (half)natuurlijke vegetaties (Bobbink et al., 1996b; Bobbink et al., 1998). Verhoogde depositie van stikstof resulteert in een achteruitgang van relatief zeldzame plantensoorten aangepast aan omstandigheden met lage stikstofbeschikbaarheid, terwijl meer algemenere stikstofminnende soorten in aantal toenemen. Ongewenste vergrassing van heidesystemen en verruiging van duingraslanden en kalkgraslanden zijn voorbeelden van verstoring van de soortensamenstelling van ecosystemen.

Naast effecten op hogere planten leidt overmatige stikstoftoevoer tot achteruitgang van paddenstoelen, met name de ectomycorrhiza-paddenstoelen. Hierbij wordt een symbiotische samenleving gevormd tussen schimmelwortel (ectomycorrhiza), paddenstoelen en boomwortels. Zo zijn sommige soorten geheel verdwenen of veel zeldzamer geworden, zoals de bekende hanekam of cantharel. De cantharel staat op

de Rode Lijst van bedreigde en kwetsbare paddenstoelen in Nederland. Zie het Milieu- en NatuurCompendium voor actuele ontwikkelingen met betrekking tot bospaddenstoelen: <http://www.mnp.nl/mnc/i-nl-1390.html>.

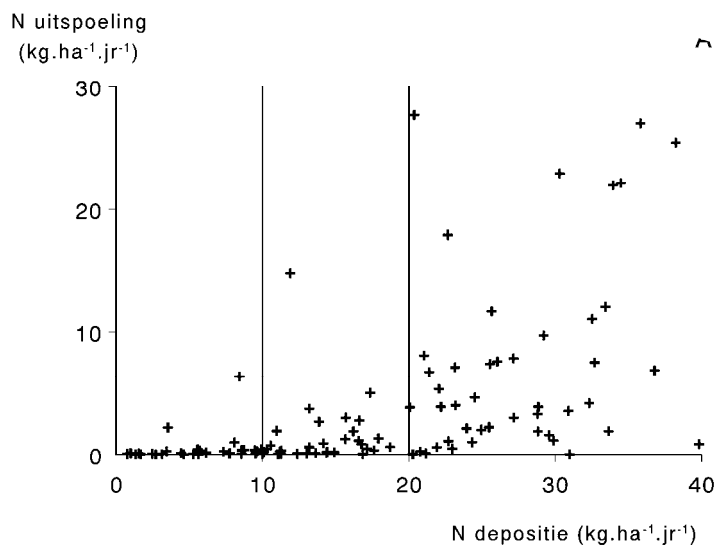
3.2.5 Plagen, vorst- en droogteschade

Naast het aantasten van de soortensamenstelling kan verhoogde stikstoftoevoer leiden tot verhoogde risico's op aantasting ten gevolge van plagen, vorst en/of droogte. Zo leiden verhoogde stikstofgehalten in naalden of bladeren leiden tot (i) een toename voor de stressgevoeligheid voor vorst (Aronsson, 1980), (ii) een verhoogde aantasting door schimmels, bacteriën, virussen en/of insecten (Roelofs et al., 1985) en (iii) een toename van de bladgroei ten opzichte van de wortelgroei, waardoor de kans op droogteschade toeneemt (De Visser, 1994). In gebieden met een sterk verhoogde stikstofbelasting zijn in het verleden toenames van insectenplagen vastgesteld. In de jaren 70 en 80 van de vorige eeuw was in die gebieden (met name in Brabant) dan ook een hoge boomsterfte als gevolg van een verstoorde mineralenbalans en daaraan gerelateerde schimmelinfecties (Roelofs et al., 1985).

3.3 Effecten op bossen

3.3.1 Effecten op bodem(vocht)kwaliteit

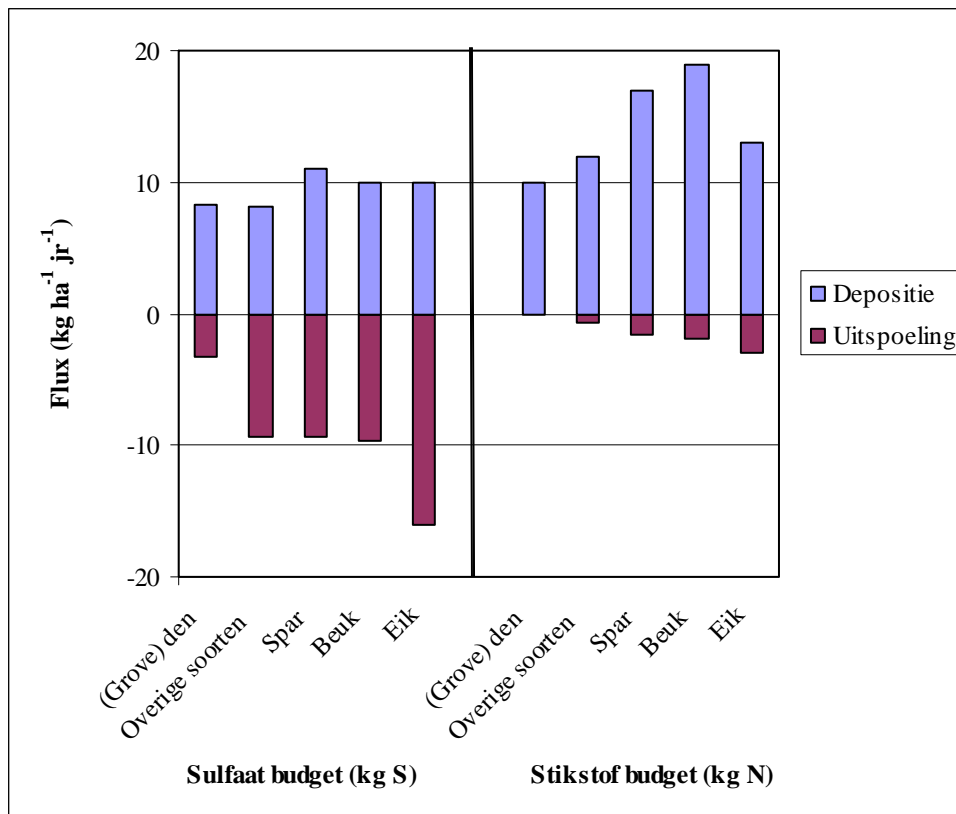
Hoge stikstof- en zwaveldepositieniveaus leiden tot een afname van de bodemkwaliteit door onder andere afname van de buffercapaciteit, daling van de pH van het bodemvocht, uitspoeling van voedingsstoffen (Ca, Mg, K, Na, Mn en Fe) en vrijkomen (en uitspoelen) van zware metalen en aluminium (De Vries et al., 1995). Door het vergelijken van depositie met uitspoeling van stikstof is het inzicht verhoogd in de N immobilisatie (Figuur 3,1) en daaraan gerelateerde kritische N-depositie (zie hoofdstuk 4). Resultaten van 68 bosopstanden in Europa laten zien dat de uitspoeling van totaal N vrijwel verwaarloosbaar is beneden een N-depositie van $10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ (De Vries et al., 2003; De Vries, 2007) (Figuur 3.5). Uit de budgetten blijkt verder dat stikstofuitspoeling begint op te treden bij N-deposities tussen 10 en $20 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$, althans in gronden met C/N verhoudingen in de organische laag beneden de 30. Bij N-toevoer boven $20 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$, is de N-uitspoeling veelal sterk verhoogd. Deze resultaten zijn in overeenstemming met bevindingen uit de literatuur (Dise et al., 1998; Gundersen et al., 1998). Bij dit depositieniveau neemt de bodemkwaliteit af en de kans op verstoring van de nutriëntenbalans en verhoogde stress voor droogte, vorst, ziekten en plagen toe.



Figuur 3.5 Relatie tussen de uitspoeling van N onder bossen en de totale N-depositie op 68 bosopstanden in Europa

Bij verhoogde N-niveaus bij naaldbomen is in veel experimenten met jonge bomen een reductie in de wortelgroei gevonden (bijv. Van Dijk et al., 1990; Boxman et al., 1991). Hierdoor wordt de opname van de basische kationen nog eens extra verminderd. Een dergelijke achteruitgang kan de plantengroei remmen, door de geringere beschikbaarheid van voedingsstoffen (basische kationen en fosfaat) en uiteindelijk zelfs resulteren in wortelschade en verminderde bosvitaliteit (Sverdrup & Warfvinge, 1993).

Hoewel de bijdrage van stikstof aan de potentiële zuurbelasting sterk is toegenomen betekent dit niet dat de bijdrage van stikstof aan de actuele verzuring van de bodem hoger is dan van zwavel. Dit hangt samen met het verschillende gedrag van beide elementen. Voor zwavel geldt dat de uitspoeling uit de bosbodem vrijwel even groot is als de belasting vanuit de atmosfeer, terwijl stikstof in hoge mate wordt vastgelegd in de bodem. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 3.6, waarin resultaten zijn gegeven voor 121 in diverse bosopstanden, waarbij de depositie en de uitspoeling van sulfaat en stikstof werd gemeten. De depositie van sulfaat is ongeveer gelijk aan de uitspoeling. Voor stikstof echter is de uitspoeling veel kleiner dan de depositie. Dit betekent dat bij deze niveaus van depositie sulfaat verzurend werkt en veel van de stikstof alleen (ver)mestend werkt. De bijdrage van stikstof aan de verzuring is niet zondermeer te verwaarlozen. Zij varieert volgens Figuur 3.6 van 3% tot 16%. Meer informatie is gegeven in De Vries et al. (2001) en De Vries (2007).



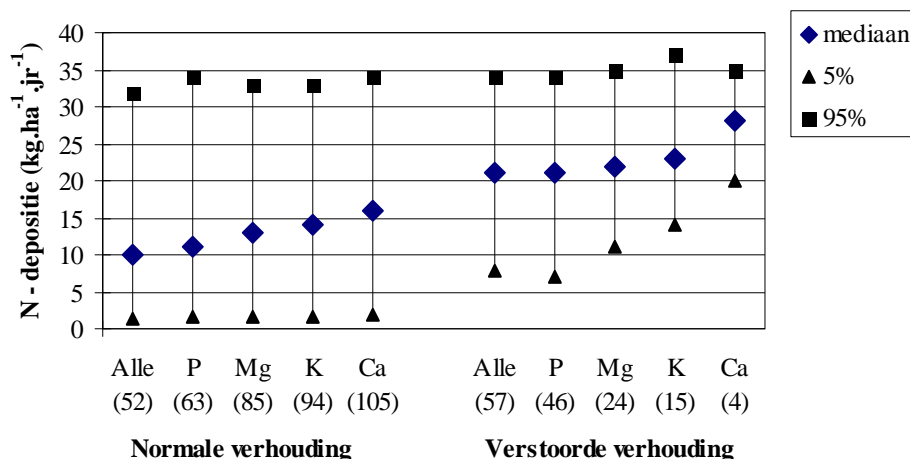
Figuur 3.6 Mediaanwaarden van de totale atmosferische depositie en uitspoeling van sulfaat en stikstof in de periode 1995-1998 op basis van 121 meetopstellingen in Europese bossen

3.3.2 Effecten op de voedingshuishouding

Onder natuurlijke omstandigheden komen voedingsstoffen zoals stikstof, fosfor, calcium, magnesium en kalium in een vaste verhouding tot elkaar voor. Verhoogde stikstofdepositie kan resulteren in een verstoring in de verhouding tussen stikstof en de andere voedingsstoffen. De N-depositie op en de chemische samenstelling van bladeren voor meer dan 100 bosopstanden verspreid over heel Europa zijn geanalyseerd (De Vries et al., 2003; De Vries, 2007). De N-depositie op deze plots met een normale en een verstoorde verhouding aan K, Ca of Mg ten opzichte van N zijn gegeven in Figuur 3.7. Informatie over de criteria voor het onderscheid tussen normale en verstoorde (afgenomen) verhoudingen zijn gegeven in Fluckiger & Braun (2003).

Op plots waar de verhouding tussen de voedingsstoffen normaal is, varieert de N-depositie tussen de 1 en 34 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ met een mediane waarde van 10. Op plots met een verstoorde verhouding tussen de voedingsstoffen daarentegen is de mediane N-depositie meer dan twee keer zo hoog. De mediane waarde (50% van alle plots) bedraagt 21 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. De resultaten laten ook zien dat een verstoorde verhouding vrijwel alleen voorkomt bij een hoge N-depositie. Slechts 5% van de plots met een verstoorde verhouding heeft een N-depositie kleiner dan 8 kg.ha⁻¹.jr⁻¹.

De calcium:stikstof verhouding blijkt relatief ongevoelig voor een toename van stikstof (slechts 4 van de 109 plots geeft een calcium verstoring). De fosfor: stikstof verhouding is het gevoeligst voor stikstofdepositie. In 46 van de 109 plots wordt minder fosfor in de bladeren gevonden dan normaal.

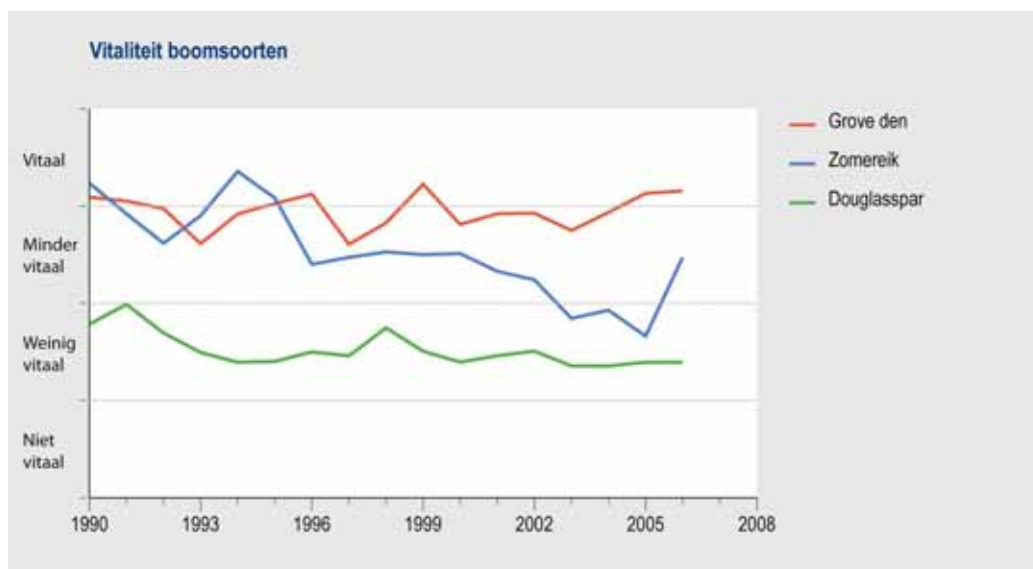


Figuur 3.7 Mediane waarde en 90% incidentie-interval van stikstofdepositie op 109 bosopstanden in Europa met een normale en een verstoorde verhouding van K, Ca of Mg ten opzichte van N. Aantal bosopstanden tussen haakjes (n)

3.3.3 Effecten op bosvitaliteit

In bossen, waar de stikstofbeschikbaarheid een beperkende factor is voor groei, zal een toegenomen beschikbaarheid van stikstof allereerst tot een toename van houtproductie leiden (Spiecker et al., 1996). Verder zijn er gehalten en verhoudingen afgeleid voor een optimale boomgroei (Van den Burg, 1988). Voor de vitaliteit van bomen hoeven deze gehalten echter niet optimaal te zijn.

Het belangrijkste doel van het onderzoek naar de effecten van zure depositie in het begin van de jaren tachtig, was de bevestiging van de relatie met de afname van de vitaliteit van bomen, uitgedrukt in termen van naald- of bladbezetting en naald- of bladverkleuring. Tot 1998 werden de resultaten van het vitaliteitmeetnet nog jaarlijks gerapporteerd. Het betrof de waarnemingen van 3000 plots (1500 het ene jaar en 1500 andere het volgende) tussen 1984 en 1994 en 150 – 200 plots tussen 1990 en 2000. De resultaten hiervan voor drie boomsoorten zijn gegeven in Figuur 3.8. De resultaten hebben betrekking op het verloop van de spreiding in de vitaliteit van de bodopstanden. (ingedeeld in de klassen: vitaal; minder vitaal: licht bladverlies; weinig vitaal; en niet vitaal of dood). De vitaliteit van grove den, zomereik en beuk wisselt per jaar, maar er lijkt sprake te zijn van een lichte achteruitgang van de vitaliteit. De grove den lijkt zich de laatste jaren wat te herstellen. De aangeplante exoot Douglasspar en de eik gaan nog steeds in vitaliteit achteruit, hoewel in de laatste jaren sprake lijkt van enige stabilisatie (Figuur 3.8).



Figuur 3.8 Het verloop van de vitaliteit in bossen met Zomereiken, Grove dennen en Douglassparren gemeten tussen 1987 en 2006. Uitgezet is het verloop van het gemiddelde van de geobserveerde vitaliteit (Leeters et al., 2007)

Bij de start van de metingen in 1984 werd verondersteld dat de vitaliteit van de Nederlandse bossen door verzuring, vermisting en verdroging ernstig aangetast werd. Het blijkt echter niet gemakkelijk om de oorzaken van veranderingen in bosvitaliteit precies aan te wijzen. Naast het N-depositieniveau kunnen natuurlijke factoren zoals weer en klimaat, ziekten en plagen een negatieve invloed op de gezondheidstoestand van bomen hebben. Het Nederlandse bos is minder vitaal dan tijdens het begin van de metingen, waarbij de Douglasspar er het slechts aan toe is.

3.3.4 Effecten op de diversiteit van de ondergroei

Een belangrijk doel van Nederlandse bossen is tegenwoordig het behoud van de karakteristieke soorten en de aanwezige (of potentiële) diversiteit. Aangezien de bomen veelal aangeplant zijn, is de diversiteit in bossen vooral te vinden in de ondergroei. Toch is er maar heel weinig onderzoek uitgevoerd naar de gevolgen van N-depositie op dit onderdeel van het ecosysteem. In correlatief veldonderzoek, waarin aandacht werd besteed aan trends in ruimte of in tijd, is in vele landen (o.a. Zwitserland, Duitsland, Zweden, Frankrijk) gevonden dat zogenaamde nitrofiële (stikstofminnende) plantensoorten sterk toenemen en de kenmerkende soorten van N-arme condities achteruitgaan. Voor referenties en verdere informatie wordt verwezen naar Bobbink et al. (2003).

Ook in Nederland is dit het geval. De ondergroei van de Nederlandse bossen op voedselarme bodems is steeds meer op elkaar gaan lijken. Grassen, braam en enkele andere ruigtekruiden en -struiken overheersen tegenwoordig op vele plaatsen in de ondergroei van onze bossen. Hoewel deze veranderingen veelal niet precies gekwantificeerd zijn, zijn toch wel enige concrete gegevens over deze veranderingen

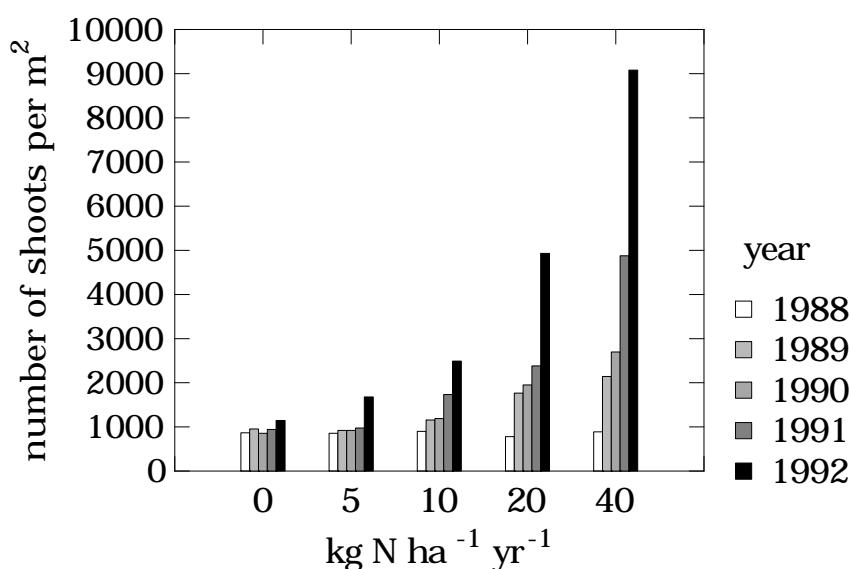
in de tijd beschikbaar. Zo bleek uit een vergelijking van de samenstelling van de ondergroei van een bos in centrum van het land dat, vergeleken met 1958 (depositie ca. 20 kg N ha⁻¹ jr⁻¹), in 1981 (met een depositie van ca. 40 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) alle korstmossen verdwenen waren en een sterke toename van het gras bochtige smele (zie Figuur 3.9) en Rankende helmblom (*Corydalis claviculata*) werd gevonden (Dirkse & Van Dobben, 1989). Vergelijkbare gegevens werden gevonden door Quené Boterenbrood (1988) in bossen in natuurgebied van SBB, en in de nationale Bosstatistiek in de jaren tachtig van de vorige eeuw. Bij dit onderzoek bleek dat onder de meest algemene soorten in Nederlandse bossen vooral nitrofiële soorten werden aangetroffen (bochtige smele, brede stekelvaren, pijpenstrootje, Ruw beemdgras (*Poa trivialis*), braam en grote brandnetel (*Urtica dioica*)) (Dirkse & Van Dobben, 1989). Dat nu ook Engels raaigras (*Lolium perenne*) in de bossen wordt gevonden, geeft een sterke aanwijzing dat de toegenomen beschikbaarheid van stikstof voor deze verandering een verklaring geeft. Engels raaigras is immers de dominante soort van hoog bemeste graslanden. Al deze gegevens suggereren dat de toegenomen N-depositie van doorslaggevende betekenis is voor deze veranderingen van de ondergroei in Nederlandse bossen. Helaas is in ons land geen experimenteel onderzoek uitgevoerd naar de effecten van N-verrijking op de biodiversiteit van de ondergroei.



Figuur 3.9 Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*)

Vooral in Zweden (met veel lagere N-depositie dan in Nederland) is ook experimenteel onderzoek uitgevoerd naar verhoogde N-toevoer en de samenstelling van de bosondergroei. De oorspronkelijke ondergroei bestond uit heideachtigen (struikheide, bosbes), korstmossen en mossen en lijkt daarmee sterk op de voormalige ondergroei in voedselarme tot zeer voedselarme bossen in Nederland. Na een periode van 20 jaar met een N-toevoer van 20 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ of meer, bleken genoemde soorten te zijn vervangen door bochtige smele, brede stekelvaren; braam, Harig wilgeroosje en een zeer algemene mossoort (*Brachythecium oedipodium*) (Dirkse et al., 1991; Van Dobben, 1993; Van Dobben & ter Braak, 1998). In dit bosbemestingsexperiment werd de N-bemesting maximaal eenmaal per jaar gegeven, zodat de toediening weinig realistisch is vergeleken met atmosferische N-depositie.

In een naaldbos in Midden-Zweden zijn de gevolgen van N-toevoer op een meer realistische wijze gedurende vijf jaar gevolgd door (Kellner & Redbo Torstensson, 1995) (Figuur 3.10). Zij vonden een significante toename van dit gras, nu sterk overheersend in Nederland, bij giften boven 10 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Ook in Finland en Zuid-Zweden zijn enkele experimenten met N-toevoegingen uitgevoerd in de ondergroei van bossen, die bij verhoogde N-gift een vergelijkbare toename van nitrofiële soorten en een afname van de kenmerkende soorten lieten zien (Falkengren-Grerup, 1993; Mäkipää, 1995). Dit alles wijst erop dat N-verrijking ook een grote rol heeft gespeeld bij de nivellering van de bosondergroei in Nederland. De verminderde groei van de nitrofiële soorten (braam, brede stekelvaren) in het sinds 1989 tot op dit moment lopende experiment met verminderde N-toevoer door een dakconstructie in het bos (schoon-proefveld) in Ysselstein (De Peel), is een sterke aanwijzing dat N (met name ammoniak en ammonium) hierbij ook daadwerkelijk is betrokken. Voor een recent overzicht van de effecten van verhoogde N-toevoer op de ondergroei in bossen, zie verder Bobbink et al. (2003) voor Europa en Gilliam (2006) voor de USA.



Figuur 3.10 Aantallen spruiten van *Boschtige smele* (*Deschampsia flexuosa*) bij toenemende N-gift gedurende vijf jaar in een naaldbos in Zweden (Kellner & Redbo Torstensson, 1995)

Naast de verschuiving in vaatplanten, mossen en korstmossen, is ook de paddenstoelensamenstelling flink veranderd. Zo is er een opmerkelijke verschuiving van mycorrhiza-paddenstoelen, die in symbiose met boomwortels leven (zoals de cantharel), naar soorten die van bladeren en “dood hout” leven waargenomen. Dat stikstof hierbij een grote rol speelt, wordt wederom bevestigd door het schone proefveld onder het dak te Ysselstein, dit is de enige locatie van het hele bos waar nu weer mycorrhiza-paddenstoelen aanwezig zijn (Boxman, 2002).

3.4 Effecten op heiden

Heidevelden hebben gedurende lange tijd deel uitgemaakt van het West-Europese landschap. Sinds 1880 is het oppervlak aan heiden in Nederland gedaald van ruim 800.000 tot minder dan 60.000 ha in 1970. Vanwege hun kenmerkende natuurwaarden zijn de overgebleven heiden vrijwel allemaal aangewezen als natuurreservaat. In de periode 1980 – 1995 is in de Nederlandse heidevelden een grote toename waargenomen van een aantal grassoorten (met name bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*, zie Figuur 3.9) en pijpenstrootje (*Molinia caerulea*, zie Figuur 3.11) ten koste van de oorspronkelijke heidevegetatie. Over de oorzaken van deze vergrassing van zowel droge als natte heidevegetaties is in de periode 1982-1995 uitgebreid onderzoek gedaan. Een uitgebreide samenvatting is hierover gerapporteerd in het eindrapport van het Additioneel Programma Verzuring-II (Van Dobben, 1991), in Aerts en Heil (1993) en in het overzicht in Bobbink en Lamers (1999). Hier wordt alleen een korte samenvatting van de resultaten van dat onderzoek naar effecten van atmosferische N-depositie in heidevegetaties gegeven. Eerst wordt droge heiden behandeld, waarna de natte heidevegetaties aanbod komen.



Figuur 3.11 *Molinia Caerulea* (pippenstrootje)

3.4.1 Droge heide

In de laatste decennia van de vorige eeuw is de balans tussen N-toevoer en -afvoer in Nederlandse droge heiden ernstig verstoord. Zo is eind jaren tachtig gevonden dat zelfs midden op de Veluwe jaarlijks totaal 30-40 kg N per ha uit de atmosfeer in de heidevegetatie terecht kwam, waarbij de bijdrage van ammoniak gemiddeld 70-75% bedroeg. Uit hierboven genoemd onderzoek is geconcludeerd dat veel droge heidevegetaties vergrast zijn door een combinatie van processen (concurrentie, N-accumulatie en heidekeverplagen) die allen beïnvloed worden door een toename van de N-depositie. Veld- en laboratoriumexperimenten bevestigden de rol van N-beschikbaarheid op de concurrentiepositie van struikheide t.o.v. de grassen, vooral in de eerste fase van heide-ontwikkeling. Toch kunnen struikheideplanten zelfs bij hoge N-giften succesvol concurreren met de aanwezige grassen, als de vegetatie (*canopy*)

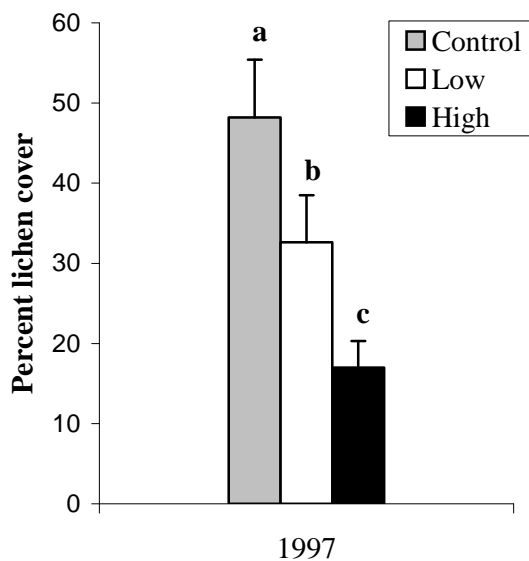
tenminste gesloten blijft. In droge heide nemen de grassen (vooral bochtige smele) pas massaal toe als de hoge dwergstruiklaag door secundaire stressfactoren wordt geopend. Vooral de heidekeverplagen en in mindere mate vorst- en droogteschade spelen hierbij een doorslaggevende rol.

De heidekever (*Lochmaea saturalis*) is een kever die monofaag leeft van de groene delen van struikheide en daarbij in plaagjaren hele heidevelden volledig kan aantasten. Doordat er dan veel meer licht kan doordringen tot de grassen die onder struikheideplanten groeien, kan de vegetatie in enkele jaren totaal in aanzien veranderen en volledig vergrassen. Vroeger werden plagen van de heidekever met een interval van ca. 20 jaar waargenomen, terwijl in de periode 1960-2000 heidekeverplagen steeds frequenter (6-8 jaar) en heviger zijn geworden. Verondersteld wordt dat deze toename van de heidekeverplagen veroorzaakt wordt door de toegenomen N-gehalten in de struikheideplanten. De N-gehalten in de bladeren stegen inderdaad significant in experimenten met realistische N-giften. Deze trend is ook in historische datasets en vergelijkend veldonderzoek in Groot Brittannië gevonden (Pitcairn et al., 1995). Met verschillende technieken is aangetoond dat de groei en ontwikkeling van de larven van de heidekever verhoogd wordt bij extra toevoer van N-verbindingen, zowel in beregenings- als begassingsexperimenten. Ook winter- en droogteschade kunnen een rol spelen bij het 'openen' van gesloten heidevegetatie. Recent is in Engeland in een lange-termijn experiment gevonden dat winterschade bij struikheideplanten sterk toenam met oplopende N-gift ($40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ of meer gedurende 7 jaar) (Carroll et al., 1999). Ook het relatief kleine wortelstelsel van struikheideplanten bij verhoogde N-beschikbaarheid kan aanleiding zijn tot verhoogde gevoeligheid voor droogteperioden. Hoewel de relatie tussen de hoeveelheid atmosferische N-depositie en de ernst en frequentie van heidekeverplagen niet precies bekend is, is wel duidelijk dat dit proces een doorslaggevende rol speelt bij de vergrassing van droge heiden en sterk beïnvloed wordt door verhoogde N-niveaus.

Wanneer de 'gesloten' vegetatie van struikheide wordt aangetast, dan kunnen grassen profiteren van het verhoogde lichtniveau nabij de bodem. De groei van deze grassen wordt extra hoog, doordat de atmosferische N-depositie in hoge mate accumuleert in het heide-ecosysteem, zoals aangetoond door Berendse (1990). Hij onderzocht de hoeveelheid organisch materiaal en N gedurende de secundaire successie na plaggen. In de eerste 20-30 jaar na plaggen werd in deze studie een grote toename in biomassa, organische stof in de bodem en in de totale hoeveelheid N in het systeem gevonden. De jaarlijkse N-accumulatiesnelheid bedroeg ca. $33 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ in deze periode van dertig jaar. Deze waarde is in goede overeenkomst met de in 1988-'89 gemeten depositie in Nederlandse heidevegetaties (Bobbink & Heil, 1993). Dit betekent dat vrijwel alle toegevoerde N in deze heide-ecosystemen accumuleert, en de nitraatuitspoeling naar het grondwater zeer gering is. Dit laatste is ook aangetoond in een hydrologische veldstudie in droge heide. Verder bleek de mineralisatiesnelheid van N in de eerste 5-10 jaar na plaggen laag te zijn (ca. $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$), maar in de volgende 20 jaren sterk op te lopen tot $50-110 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. Dit houdt in dat de N-beschikbaarheid voor de grassen hoog is en dus zeer snel kunnen uitgroeien, indien er opeens licht aanwezig is. Dit is het geval wanneer de gesloten heidevegetatie wordt aangetast en daardoor opeens zeer snel kan vergrassen. Het moge duidelijk zijn dat

verhoogde N-depositie de ‘trigger’ is voor de vergrassing van droge heidevegetaties, maar dat er veel complexe interacties en traaglopende processen daarbij een rol spelen.

Onlangs is het duidelijk geworden dat typische korstmos- en mossoorten al negatief beïnvloed kunnen worden voor dat vergrassing van droge heide optreedt. Na 7 jaar behandeling met 7,7 of 15,4 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ in een droge heide in Zuid-Engeland (achtergronddepositie ca. 10 kg N ha⁻¹ jr⁻¹), is gevonden dat de bedekking met kostmossen en de korstmosdiversiteit (*Cladonia*-soorten; *Parmelia*) significant is verminderd door deze behandeling (Figuur 3.12, (Barker, 2001). Deze afname is zeker niet veroorzaakt door directe toxische effecten (er vond wekelijkse beregening plaats), maar waarschijnlijk wel door de toegenomen overschaduwing van de grotere “canopy” van struikheide, en mogelijk ook door langetermijneffecten van gereduceerd N (ammonium) op het functioneren van korstmossen. Ook zijn significante verschuivingen in de moslaag gevonden in droge heidevegetatie in Cheshire (Noordwest-Engeland) na 4 of 5 jaar additie van stikstof (> 40 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) (Lee & Caporn, 2001). Verder is na drie en een half jaar behandeling met N in een struikheidevegetatie bij Clara (Ierland; achtergronddepositie 8 – 10 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) gevonden dat de bedekking van korstmossen bij een gift van 20 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ al verminderd is tot ongeveer 10 %, vergeleken met 30 % in de controleproefvelden (Tomassen et al., 2002).



Figuur 3.12 Bedekkingspercentage (%) met korstmos na 7 jaar N-additie in een droge heide in Surrey (VK) met lage (7,7 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) of hoge (15,4 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) N-beregening (naar Barker, 2001)

Er kan geconcludeerd worden dat in de meeste droge heiden de groei van struikheide beperkt is door N, en dan ook toeneemt na N-gift. Echter, de vergrassing van heide is zeker in verband te brengen met de toegenomen N-depositie, maar alleen via een complex netwerk van ecosysteemprocessen (N-accumulatie, heidekever etc). De soortenrijkdom aan vaatplanten is laag in droge heidevegetaties en nauwelijks of niet

beïnvloed door verhoogde N-toevoer. Wel wordt de diversiteit aan korstmossen en mossen duidelijk negatief beïnvloed door al geringe verhogingen van de N-depositie ($> 10 - 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$).

3.4.2 Natte heide

De natte heidevegetaties van het Europese laagland worden gedomineerd door gewone dopheide (*Erica tetralix*). In het algemeen zijn deze natte heiden wat soortenrijker dan de droge heidevegetaties. Ook natte heidevegetaties worden vooral aangetroffen op de pleistocene zandgronden, maar in tegenstelling tot in droge heide staat in de wintermaanden het grondwater tot in maaiveld.

Concurrentie-experimenten met plaggen van natte heidevegetaties hebben laten zien dat pijpenstrootje (*Molina caerulea*) bij hoge N-beschikbaarheid ($150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) een concurrentie-krachtiger soort is dan gewone dopheide. Ook verlaging van de grondwaterstand bevoordeelde pijpentrootje significant ten opzichte van gewone dopheide. Uit een driejarig bemestingsexperiment in een natuurterrein met natte heide nabij Putten is eveneens gevonden dat pijpenstrootje ten kostte van gewone dopheide ging overheersen bij hoge N-toevoeren (ca. $160 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$). Echter, ook is een sterke stimulans van pijpentrootje gevonden bij behandeling met fosfor. Dit is te verklaren door de al jarenlange hoge depositie van N-verbindingen in de Gelderse Vallei, waardoor op den duur een relatief tekort van P ontstaat. Een opmerkelijk verschil met droge heiden is het gegeven dat pijpentrootje zonder “opening” van de dwergstruikvegetatie gewone dopheide kan overgroeien. Dit verschil wordt veroorzaakt doordat de groeivorm van gewone dopheide aanzienlijk lager is (25-35 cm), dan die van struikheide. De invloed van N-beschikbaarheid op de concurrentie tussen pijpentrootje en gewone dopheide is daarmee waarschijnlijk van doorslaggevende betekenis, aangezien heidekeverplagen in natte heiden niet voorkomen en winterschade in deze ecosystemen een onbekend fenomeen is.

Uit experimenten is duidelijk geworden dat gewone dopheide bij N-beschikbaarheden boven $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ weggeconcurrereerd wordt door pijpenstrootje. Deze hoeveelheid komt natuurlijk niet jaarlijks in Nederlandse natte heidevegetaties terecht, maar per jaar accumuleerde wel enkele tientallen kg N per ha in deze ecosystemen, waaruit nauwelijks N-verbindingen uitspoelen. Door de gestegen accumulatie van organisch materiaal en N in het systeem neemt ook in deze terreinen, na een periode met lage N-beschikbaarheid, de N-mineralisatie toe tot hoge waarden ($100-130 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) waarbij pijpenstrootje de heide helemaal kan verdringen (Berendse, 1990). Hoewel lange-termijn veldexperimenten met meer realistische N-giften in natte heiden ontbreken, is uit simulatiemodellen duidelijk geworden dat vergassing van niet-verdroogde natte heidevegetatie al optreedt bij deposities rond de $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$.

3.5 Effecten op soortenrijke graslanden

Halfnatuurlijke graslanden met traditioneel agrarisch gebruik zijn tot ver in de twintigste eeuw een belangrijk onderdeel van het landschap in West- en Midden-Europa geweest. Deze graslanden werden gekenmerkt door een hoge rijkdom aan planten- en diersoorten. Door de intensivering van de landbouw en het veranderde landgebruik zijn helaas veel van deze soortenrijke graslanden verdwenen en nu grotendeels beperkt tot natuurresevaten. Een groot scala aan graslanden komt voor, met grote verschillen in flora en fauna door verschil in abiotiek (pH en buffercapaciteit; vochttoestand; nutriënten). Deze soortenrijke graslanden zijn in het algemeen arm aan nutriënten door het langdurige agrarische gebruik met weinig mest en met verwijdering van plantenmateriaal door hooien of begrazing. Ook in Nederland komen of kwamen veel verschillende typen soortenrijke graslanden voor. In deze sectie wordt een overzicht gegeven van die soortenrijke graslanden waarin de effecten van verhoogde toevoer van N-verbindingen in Nederland (of nabije omstreken) is onderzocht. De volgende graslanden worden achtereenvolgend behandeld:

- droge kalkrijke graslanden;
- droge zure tot matig zure graslanden;
- vochtige tot natte graslanden.

3.5.1 Kalkgrasland

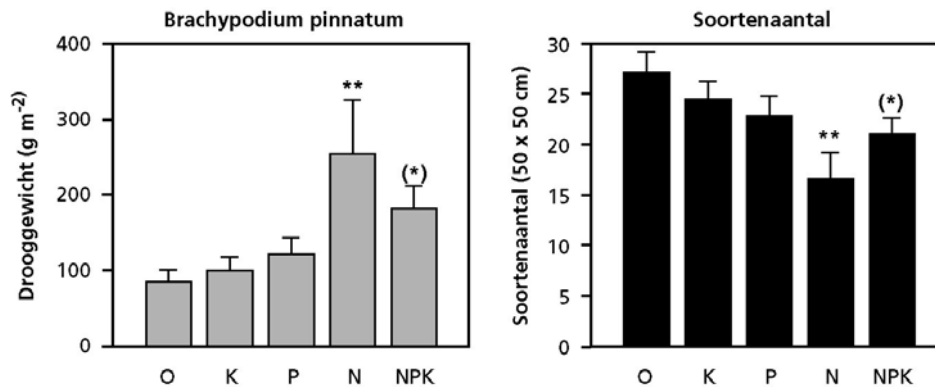
Ook ecosystemen in goed gebufferde, kalkrijke situaties kunnen aangetast worden door N-depositie. Deze systemen zijn met name gevoelig voor de eutrofiërende effecten van N-depositie. Een goed gedocumenteerd voorbeeld hiervan is het effect van een overmaat aan N in Nederlandse kalkgraslanden. Kalkgraslanden zijn vegetaties op kalkgesteente dat wijd verspreid is in de heuvels en middelgebergtes van West- en Centraal-Europa. In Nederland worden zij op de hellingen van Zuid-Limburg aangetroffen. De vegetatie van deze onbemeste graslanden was tot voor kort zeer soortenrijk, met veel zowel nationaal als internationaal bedreigde planten- en diersoorten. Vooral de rijkdom aan orchideeën en vlinders is vermaard. Uit veldwaarnemingen in de tachtiger jaren van de vorige eeuw is gebleken dat, ondanks een constant beheer, de soortenrijkdom toen toch geleidelijk achteruitging doordat één grassoort (gevinde kortsteel, *Brachypodium pinnatum*, zie Figuur 3.11) toenam. Er is toen geuit dat deze verandering veroorzaakt werd door verhoogde N-depositie.



Figuur 3.13 *Gevinde kortsteel* (*Brachypodium Pinnatum*)

Daarom zijn de effecten van verhoogde N-toevoer op Zuid-Limburgse kalkgraslanden onderzocht in enkele meerjarige veldstudies (Bobbink, 1991). Bij toepassing van nutriënten afzonderlijk (N of P of K) nam de totale biomassa-productie alleen enigszins toe na N-toediening. De samenstelling van de vegetatie werd daarentegen sterk beïnvloed. In de met N-behandelde proefvlakken werd de vegetatie na 3 jaar volledig gedomineerd door gevinde kortsteel, terwijl de massa aan overige soorten sterk verminderde. De soortenrijkdom was sterk verminderd na N toepassing. Vooral veel Rode-lijst plantensoorten gingen in deze proefvelden sterk achteruit of verdwenen helemaal door overschaduwning door gevinde kortsteel (Figuur 3.14). Ook is gebleken dat gevinde kortsteel zeer efficiënt N opneemt, ook bij heel lage P-waarden, en aan het eind van de zomer het N terugtrekt uit de afstervende spruiten en opslaat in zijn zeer uitgebreid wortelstoksysteem. Op deze wijze kan dit gras ook het volgende seizoen profiteren van deze extra N met verhoogde groei. Gevinde kortsteel bleek de mogelijkheden te bezitten om zo vrijwel alle (extra) N in de vegetatie (> 75%) binnen 3 jaar te monopoliseren.

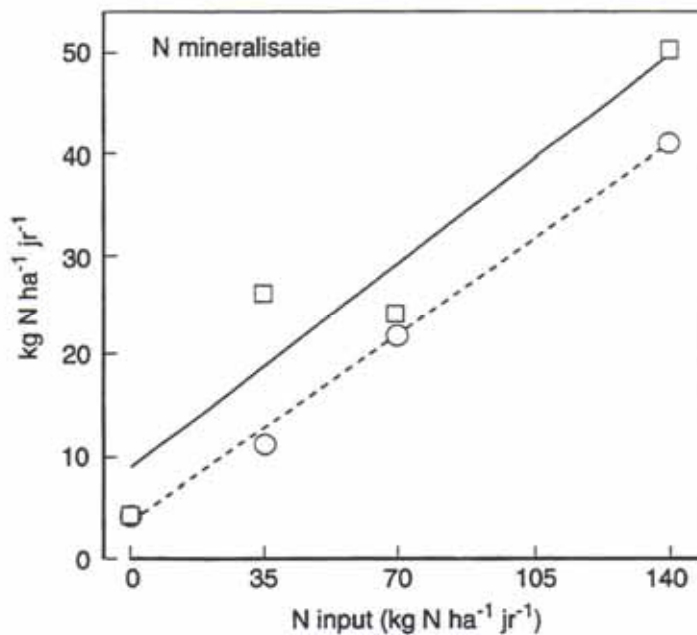
De balans van N in kalkgraslanden kan alleen significant beïnvloed worden door: (i) uitspoeling uit de bodem en/of (ii) verwijdering van plantenmateriaal door beheer, aangezien denitrificatie in deze droge kalkgraslanden zeer laag is. Eind jaren tachtig van de vorige eeuw zijn water- en nutriëntenfluxen gemeten in de bodem van kalkgraslandvegetaties die al of niet beregend werden met ammoniumsulfaat ($50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$). Hierbij is gebleken dat bijna alle N die extra in deze natuurterreinen terecht komt, in het systeem blijft en vrijwel niet uitspoelt. De jaarlijkse uitspoeling bleef, zelfs in de met ammoniumsulfaat beregende vegetatie, minder dan 4% van de totale toevoer aan N. Het is dus duidelijk dat kalkgraslanden vrijwel alle toevoer van N vasthouden in het systeem, wat veroorzaakt wordt door verhoogde opname en opslag van N in de vegetatie en door verhoogde immobilisatie in de bodem. De kwantitatief gezien belangrijkste afvoer van N uit het kalkgrasland wordt dan bijna volledig bepaald door welk beheer wordt toegepast (Bobbink & Willems, 1991).



Figuur 3.14 Bovengrondse biomassa van gevinde kortsteel (*Brachypodium pinnatum*) (g m⁻²) (links) en het aantal hogere plantensoorten (per 50 × 50 cm) na 3 jaar toepassing van verschillende nutriënten (O=onbemest, **= $p < 0.01$; *)= $p < 0.10$) (rechts) (Bobbink, 1991)

Er is in Nederland geen lange-termijn onderzoek uitgevoerd naar de gevolgen van N-depositie in deze graslanden. Wel is er een lange-termijn experiment opgezet in een kalkgrasland in Noord-Engeland, waar nu al meer dan 15 jaar de gevolgen van verhoogde N-toevoer (35 – 140 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) worden gevolgd (Morecroft et al., 1994). Uit de resultaten van dit onderzoek komt naar voren dat, in tegenstelling tot de situatie in Zuid-Limburg, de biomassaproductie van dit kalkgrasland niet veranderd door N-additie. Deze Noord-Engelse kalkgraslanden zijn sterk P-gelimiteerd, wat vooral te maken heeft met de dunne bodem op hard kalkgesteente uit het Carboon. In de eerste 3-4 jaar van het experiment zijn geen verschuivingen in de vegetatie waargenomen, wel is de N-mineralisatie en nitrificatie in de bodem significant verhoogd door de N-giften (Figuur 3.15).

Vanaf het zesde jaar van het experiment is er wel een verandering in de soortensamenstelling waargenomen vanaf het zesde jaar van het experiment. De grasbedekking nam, gerelateerd aan de dosis, geleidelijk toe, terwijl de bedekking van typische kruiden, vlinderbloemigen en kortlevende soorten verminderde. Ook zijn enkele meer gewone graslandsoorten in de N-behandelde proefvelden verschenen (o.a. Carroll et al., 2003). Tevens is vastgesteld dat de nitraatuitspoeling uit de proefvelden naar het grondwater significant verhoogd is en gerelateerd aan de gegeven belasting. Na 12 jaar is recent aangetoond dat ook de eens rijke moslaag van dit kalkgrasland sterk beïnvloed is door N: met toenemende dosis nemen kenmerkende kalkminnende mossoorten sterk af, terwijl bij de hoogste giften kalkmijdende mossoorten de proefvelden in bezit nemen. Dit heeft waarschijnlijk in hoge mate te maken met de waargenomen bodemverzuring door de N-behandelingen. Na 12 jaar is de bodem pH negatief gerelateerd met de hoeveelheid gegeven NH₄NO₃ en tot 1,6 pH-eenheden lager dan in de controle situatie. Bij toediening in de vorm van ammoniumsulfaat bleek deze daling nog eens 1 pH eenheid lager uit te komen (Haworth et al., 2007).



Figuur 3.15 Verband tussen de N-mineralisatie in de bodem en experimenteel toegediende hoeveelheid N ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) in een Borstelgras-vegetatie (vierkantjes) en een kalkrijk grasland (rondjes) in Derbyshire (Engeland) (Morecroft et al., 1994)

3.5.2 Duingraslanden

Tot voor kort is er weinig aandacht besteed aan de effecten van N-depositie op vegetaties in de Nederlandse kustduinen, ondanks hun hoge natuurwaarden. Toch zijn er in de laatste decennia grote veranderingen waargenomen in de droge duinecosystemen, zoals (i) een afname van zeldzame plantensoorten (kruiden en vooral korstmossen); (ii) een toename van nitrofiële plantensoorten en (iii) een versnelde toename van struweel. Door de aard en de schaal van de waargenomen lijkt het aannemelijk dat de verzuring en eutrofiëring ten gevolge van atmosferische depositie hierbij een (grote) rol heeft gespeeld. Het Nederlandse duingebied wordt gekenmerkt door het voorkomen de “zure” duinen ten noorden van Bergen (het Waddendistrict) en de kalkrijke duinen ten zuiden van Bergen.

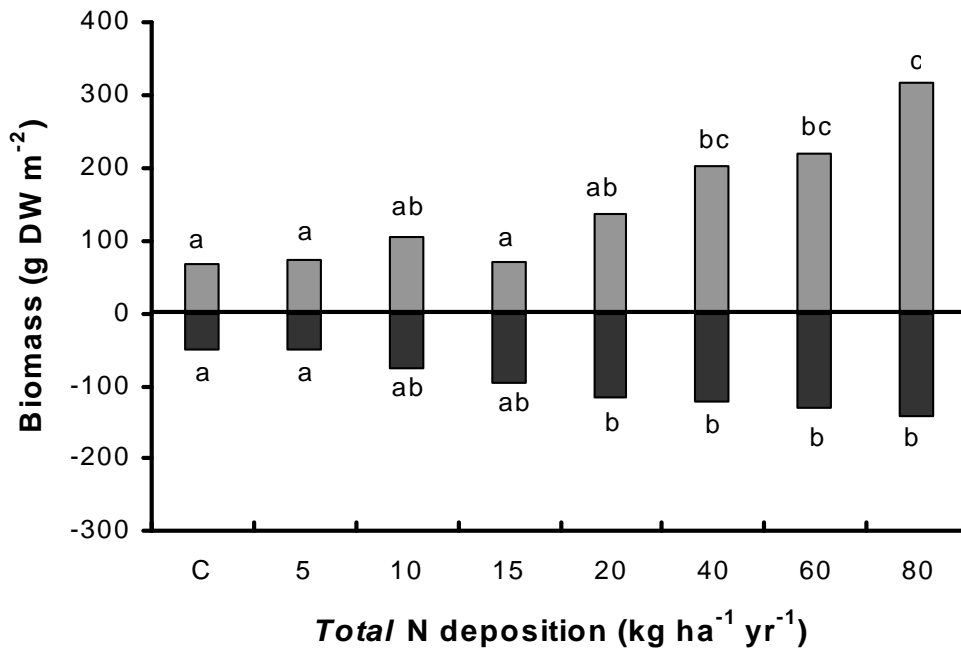
Deze waargenomen veranderingen in de droge duinen vielen samen met de toegenomen deposities van zwavel- en stikstofverbindingen, maar ook een aantal andere factoren (zoals beheer en konijnenstand) zijn in deze periode veranderd. Door de aard en de schaal van de waargenomen veranderingen in droge duinecosystemen lijkt het toch aannemelijk dat de verzuring en eutrofiëring ten gevolge van atmosferische depositie hierbij een (grote) rol heeft gespeeld. De effecten van verhoogde N-toevoer en van begrazing door konijnen op de vegetatie is alleen in het veld bestudeerd in kalkrijke duingraslanden in Meijendel bij Den Haag (Ten Harkel & van der Meulen, 1996). In dit experiment werd na 4 jaar toediening van N ($25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) geen significant effect op de vegetatie-ontwikkeling en soortensamenstelling van de onderzochte droge duingraslanden gevonden.

Uitsluiting van begrazing door konijnen leidde daarentegen tot een sterke toename van hoogopgroeiende grassen. Deze resultaten maken duidelijk dat begrazing door konijnen dominantie van grassen kan verkomen, wat veroorzaakt zou kunnen zijn door een overgang naar P-limitatie in deze duingraslanden door de al jarenlange hoge N-depositie (ca. 20-30 N kg ha⁻¹ jr⁻¹) in Nederland.

Gelukkig zijn er recent ook gegevens beschikbaar gekomen vanuit situaties waar de achtergrond depositie van N laag is. Zo is in een veld overzicht in de duinen van Engeland en Wales over een gradiënt van N-depositie (10 – 30 N kg ha⁻¹ jr⁻¹) in stabiele duingraslanden een significant negatief verband gevonden tussen soortenrijkdom aan vaatplanten, mossen en korstmossen en de N-depositie (Jones et al., 2002; Jones et al., 2003). Boven de 10 – 15 kg N kg ha⁻¹ jr⁻¹ is deze dalende trend duidelijk aanwezig. Aangezien het in de Nederlandse situatie niet mogelijk is veldstudies uit te voeren bij lage tot zeer lage N-depositie (< 15 N kg ha⁻¹ jr⁻¹), is er ook gedurende 3 jaar een N-additie experiment uitgevoerd in mini-ecosystemen met een duinvegetatie op kalkrijk zand (1 x 1 m), zodat er experimenteel van heel laag tot sterk verhoogde N-toevoer kon worden toegepast (Tomassen et al., 1999; Van den Berg et al., 2005). De uitkomsten van dit experiment laten zien dat binnen 1 jaar bij een N-toevoer van meer dan 10 – 15 kg N kg ha⁻¹ jr⁻¹ er een sterke toename van de groenalg in de bovenste millimeters van de zandlaag optreedt. Verder nam de bedekkingsgraad van de vegetatie sterk toe met de N-gift. Deze toename is in hoge mate veroorzaakt door Duinriet (*Calamagrostis epigejos*), een soort die ook in het veld als één van de belangrijkste vergrassers van de kalkrijke duinen wordt genoemd. De spruit- en wortelbiomassa van dit hoogopgroeiende gras was significant hoger boven respectievelijk 20 of 15 kg N kg ha⁻¹ jr⁻¹, en nam tot 3-4 maal de waarde in de laagste behandelingen toe (Figuur 3.16). In het derde jaar van het experiment bleek de biomassa van twee kenmerkende kruiden (Geel walstro (*Galium verum*) en Driedistel (*Carlina vulgaris*)) duidelijk verminderd in de hoogste behandelingen. Ook in een studie in Engeland met vegetatieplaggen werd een vergelijkbare toename van grassen gevonden boven 10-15 kg N kg ha⁻¹ jr⁻¹ (Mohd-Said, 1999).

Gebaseerd op de resultaten is daarom in een duingebied met lage N-depositie in 2004 een 5-jarig N berekeningsexperiment gestart om de effecten op de plantendiversiteit te onderzoeken, maar op dit moment zijn hier nog geen resultaten van bekend. Het is inmiddels wel duidelijk geworden dat (kalkrijke) duingraslanden gevoelig tot zeer gevoelig zijn voor zowel eutrofiërende als verzurende effecten van N-depositie.

Calamagrostis epigejos



Figuur 3.16 Bovengrondse en ondergrondse biomassa van Duinriet (*Calamagrostis epigejos*) na 2 jaar berekening met 8 N-niveaus in mini-ecosystemen (Tomassen et al., 1999). In de controle behandeling (c) was de N-toevoer ongeveer 1 kg N kg ha⁻¹ jr⁻¹

3.5.3 Heischrale graslanden

In het Nederlandse heidelandschap kwamen tot voor kort op veel plaatsen zogenoemde heischrale graslanden voor. Deze meer grazige/graslandachtige vegetaties kunnen aanwezig van zeer droge tot natte omstandigheden en zijn de “hotspots” van biodiversiteit in het pleistocene zandlandschap. De bodem van deze heischrale vegetatie is, evenals bij heiden, erg arm aan nutriënten als N en P, maar daarentegen wel zeer zwak tot zwak gebufferd (pH 4,5-6,0). In soortenarme heide is de zuurgraad ook onder normale condities al lager (ca. 4,0-4,5). De achteruitgang van deze heischrale vegetaties in Nederland is dramatisch. Er komen nu op voormalige groeiplaatsen vrijwel alleen nog grassen en wat heide voor, terwijl bijna alle kenmerkende soorten verdwenen zijn.

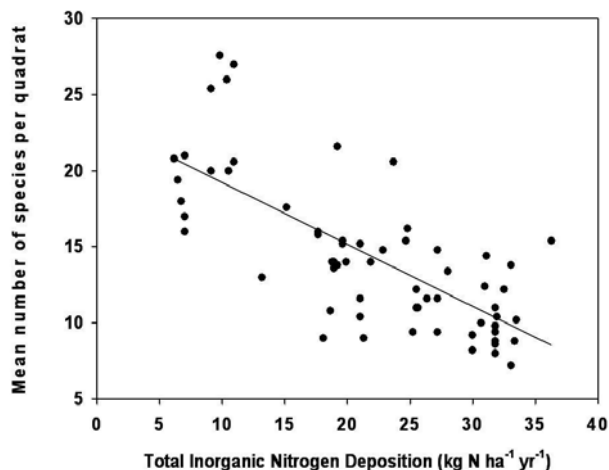
In de periode 1985 tot 1999 is veel standplaatsonderzoek en ecofysiologisch onderzoek uitgevoerd naar de oorzaak van dit verschijnsel (zie Bobbink & Lamers, 1999 en de daarin genoemde referenties). Dit onderzoek heeft aannemelijk gemaakt dat verhoogde Al/Ca- en mogelijk ook verhoogde ammoniumconcentraties en hoge NH₄/NO₃-verhoudingen aanleiding zijn tot het verdwijnen van veel van deze, nu bedreigde, heischrale soorten. Later is in twee proefschriften vastgesteld dat de nitrificatie hierbij één van de meest doorslaggevende processen is en dat verhoogd ammonium en verhoogde NH₄/NO₃-verhoudingen de groei en ontwikkeling van meerdere heischrale graslandsoorten sterkt negatief beïnvloeden (Dorland, 2004; Van

den Berg, 2006). Kortom, verhoogde beschikbaarheid van gereduceerd N (ammonium, NH_4) werkt in deze heischrale vegetaties veel negatiever uit dan geoxideerd N (nitraat, NO_3). Dit blijkt eveneens uit een nadere analyse van bijna 300 vegetatie-opnames met bodemgegevens uit het heischrale milieu (van nat tot droog, inclusief blauwgrasland). Rode-lijst soorten komen bijna alleen nog voor als de NH_4/NO_3 -verhouding laag is (Kleijn et al., 2008, zie sectie over Vochtige en natte graslanden). Wel moet opgemerkt worden dat de achteruitgang van heischrale soorten nog versneld kan worden door de overwoekering met snelgroeïende, N-minnende grassen als pijpenstrootje, bochtige smele of struisgras (*Agrostis*, zie Figuur 3.17) (zie sectie over heiden).



Figuur 3.17 Gewoon struisgras (*Agrostis Capillaris*)

Dat niet alleen in Nederland heischrale graslanden gevoelig zijn voor N-depositie, is recent aangetoond in de studie van Stevens et al. (2004). Zij onderzochten de relatie tussen de atmosferische N-depositie en de soortenrijkdom van 68 heischrale graslanden verspreid over geheel Groot-Brittannië. Er bleek een zeer significante negatief verband te bestaan tussen de soortenrijkdom aan vaatplanten en mossen en de N-depositie (Figuur 3.18). Zij lieten zien dat wanneer de N-depositie met 2,5 kg toeneemt, er één plantensoort minder aanwezig is in een proefvlak van 2x2 m. Uit een nadere analyse van deze gegevens is ook naar voren gekomen dat hierbij gereduceerd N (NH_4) meer van belang is dan geoxideerd N (NO_3) (Stevens et al., 2004). Op dit moment wordt in het ESF-BEGIN programma (zie www.esf.org/activities/eurocores/programmes/eurodiversity/projects/begin) uitgezocht of dit verschijnsel opgaat voor het hele Atlantische verspreidingsgebied van heischrale graslanden.



Figuur 3.18 Relatie tussen N toevoer en soortenrijkdom in Groot Brittannië voor 68 heischrale graslanden in de zomer van 2002 en 2003 (Stevens et al., 2004)

Al deze gegevens maken aannemelijk dat N-depositie (vooral NH_x) zeer negatief is voor deze heischrale graslanden, maar er zijn geen meerjarige N-toedienings-experimenten in het veld in Nederland uitgevoerd. Dit is begrijpelijk aangezien de N-deposities al sinds 1970 (te) hoog zijn in Nederland. Uitkomsten van N-beregeningsexperimenten met mini-ecosystemen zijn dan ook de enige mogelijkheid om nu in Nederland dit verschijnsel op vegetatieniveau te onderzoeken. Dit is gebeurd in een tweetal experimenten met heischraal grasland in mini-ecosystemen: (i) op een bodem met een relatief hoge pH (ca. 5,5) en (ii) op een bodem die al meer verzuurd was (pH 4,3) (Tomassen et al., 1999; Van den Berg et al., 2008). In het eerste genoemde experiment bleek er na 3 jaar een significante toename te zijn van grassen, maar geen of bijna geen afname van gevoelige kruiden, ook niet als er de NH_4/NO_3 -verhouding sterk verhoogd was. In het tweede experiment nam de groei en ontwikkeling van alle aanwezige doelsoorten sterk af bij verhoogde NH_4/NO_3 -verhouding (totale depositie $40 \text{ kg N kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$). Kortom, depositie met een hoog aandeel van gereduceerd N werkt veel negatiever uit dan met veel geoxideerd N, vooral als ook nog eens de nitrificatie laag of geremd is. Dit bleek veroorzaakt te zijn doordat in deze verzuurde bodems van heischrale graslanden vrijwel geen nitrificatie optreedt en daardoor blijft alle beschikbare N in de vorm van ammonium (Dorland et al., 2004).

In Noord-Engeland wordt wel in een heischraal grasland de effecten van verhoogde N-toevoer ($35\text{-}70\text{-}140 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ als ammoniumnitraat of 140 kg N als ammoniumsulfaat) sinds 1989 tot heden bestudeerd (Morecroft et al., 1994; Carroll et al., 1999). Na drie jaar onderzoek werd geen significant verschil in soortensamenstelling t.g.v. verhoogde N-toevoer gevonden. Alleen één mossoort nam in bedekking af na toediening van ammoniumsulfaat in vergelijking tot de controle. Wel werden verhoogde N-gehalten in de vegetatie, en verhoogde mineralisatie- en nitrificatiesnelheid in de bodem gemeten bij alle N-behandelingen (Figuur 3.15). Na zes jaar toediening bleken deze veranderingen in de stikstofhuishouding nog steeds duidelijk aanwezig. Er beginnen dan veranderingen in de vegetatiesamenstelling op te treden. De bedekking en diversiteit van de moslaag is sindsdien aanzienlijk

verminderd in de met N-behandelde proefvlakken. Ook werd een dalende trend waargenomen in de abundantie van een aantal vaatplanten, en een stijging in de hoeveelheid Borstelgras (*Nardus stricta*) en bochtige smele bij toenemende N-gift (Carroll et al., 2003). In dit experiment is ook duidelijk geworden dat de effecten van ammoniumtoediening ernstiger zijn dan bij de toediening van ammoniumnitraat. Dit kan worden toegeschreven aan de verhoogde bodemverzuring door ammonium en toxische gevolgen van verhoogde ammoniumgehalten in de bodem (zie ook sectie over kalkrijke graslanden).

3.5.4 Vochtige en natte graslanden

Blauwgraslanden zijn natte graslanden die hun bestaan danken aan jarenlang extensief hooilandbeheer op vochtige, licht-zure tot neutrale bodems. Van dit botanisch, faunistisch en cultuurhistorisch waardevolle halfnatuurlijke landschap zijn tegenwoordig nog hooguit enkele tientallen hectaren gespaard gebleven. Het vegetatietype komt alleen voor op vochtige locaties, waar de grondwaterstand periodiek fluctueert. In de zomer droogt de bovenlaag uit en in de winter is de grondwaterstand lang genoeg hoog om de basenvoorraad in de bovenste bodemlaag aan te vullen. Het blauwgrasland staat dan enige weken tot enige maanden plas-dras. Zowel de omvang van het kationuitwisselingscomplex als de basenbezetting zijn belangrijke karakteristieken van deze bodems. Daarnaast mag de beschikbaarheid aan voedingsstoffen niet te hoog worden, iets wat deels in stand gehouden wordt door het jaarlijks hooien. Het lijkt erop dat zowel P als N, en soms ook K beperkend kunnen zijn voor de vegetatiegroei. Uit bemestingsexperimenten met hoge dosis is in de jaren tachtig gebleken dat een toename van de N-beschikbaarheid kan leiden tot een sterke uitbreiding van pijpenstrootje, ten koste van de overige soorten. Ook leidde in een verdroogd blauwgrasland extra N niet tot een grotere totale opbrengst van de vegetatie, maar wel tot een drastische verschuiving in de samenstelling ervan. Kenmerkende zeggens verdwenen en grassen als gestreepte witbol (*Holcus lanatus*) en Moerasstruisgras (*Agrostis canina*) namen toe (Grootjans et al., 1986).

De atmosferische N-depositie is nog steeds een belangrijke bron voor extra N-aanvoer in Nederlandse blauwgraslanden. Deze systemen zijn echter minder gevoelig voor deze depositie dan bijvoorbeeld zwakgebufferde wateren, intact hoogveen of heiden, doordat ze van nature minder nutriëntenarm zijn en doordat een deel van de N jaarlijks via het hooien afgevoerd wordt. Bovendien zijn er waarschijnlijk vrij grote gasvormige stikstofverliezen, doordat in de nazomer de licht uitgedroogde bodem opnieuw natter wordt en nitraat gedenitrificeerd wordt. Hierover is echter geen kwantitatieve informatie beschikbaar. Door de relatief hoge basenbezetting van de bodem, die iedere winter hersteld wordt, leidt verhoogde N-depositie in intacte blauwgraslanden waarschijnlijk nauwelijks tot extra verzuring. In verdrogende en daardoor verzurende blauwgraslanden kan verzuring door atmosferische depositie echter wel bijdragen aan de achteruitgang van de vegetatie. Naast de totale hoeveelheid aan stikstof, speelt ook de verhouding tussen ammonium en nitraat een belangrijke rol. Door de verzuring van blauwgraslanden wordt het aandeel nitraatstikstof kleiner ten gunste van ammoniumstikstof (als gevolg van geremde

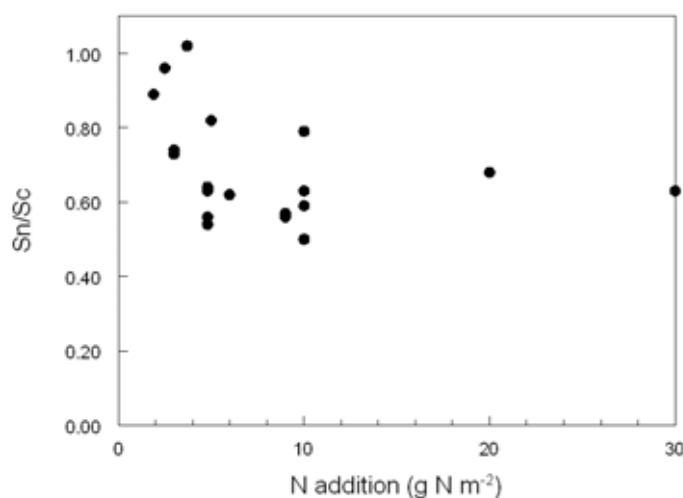
nitrificatie). Hierdoor kan er ophoping van ammonium plaats vinden. Dit proces wordt versterkt door de hoge atmosferische ammoniumdepositie. De verhouding tussen ammonium en nitraat neemt daardoor toe. Dit kan leiden tot een verminderde groei van planten die afhankelijk zijn van nitraat, waaronder veel bijzondere blauwgraslandsoorten (zoals de Spaanse ruiter). Dit verschijnsel is recent nog eens duidelijk bevestigd in een overzicht van het voorkomen van Rode-lijst soorten in heischrale milieus (inclusief blauwgrasland): bijna alle Rode-lijst soorten kwamen niet meer voor in terreinen in Nederland met verhoogde ammonium/nitraat ratio's in de bodem (Kleijn et al., 2008).

In Nederland zijn geen meerjarige experimenten met realistische N-giften ($< 150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) in dit type nat grasland (of andere typen nat grasland) uitgevoerd. Het effect van verhoogde N-toevoer op de soortenrijkdom is echter wel in een zesjarig experiment gekwantificeerd in bloemrijke natte hooilanden in Somerset (Engeland) (Mountford et al., 1994; Tallwin & Smith, 1994). Dit vegetatietype is goed vergelijkbaar met onze blauwgraslandvegetaties. Toediening van $25 \text{ kg N kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ of meer leidde in deze studie tot een significante reductie in het aantal plantensoorten, waarbij enkele grassen (o.a. Gestreepte witbol) sterk gingen overheersen. Het aantal bloeiende kruiden (o.a. Spaanse ruiter en echte koekoeksbloem (*Lychnis flos-cuculi*)), kenmerkend voor deze natte hooilanden, verminderde sterk door de extra N-gift. Wel moet bij dit experiment worden opgemerkt dat er bij de N-behandelingen een vervangingsbemesting met P+K plaatsvond, iets dat bij verhoogde atmosferische depositie natuurlijk niet optreedt. Van wegen de hierboven genoemde reden behoren blauwgraslanden zeker niet tot de meest gevoelige niet-bos ecosystemen, maar bij Nederlandse depositieniveaus zijn effecten zeker niet uit te sluiten.

Wel is recent de uitkomst van een lange-termijnstudie naar de gevolgen van N of P in een vochtig uitwaardengrasland (soortenrijk glanshavervegetatie) beschikbaar gekomen (Beltman et al., 2007). Uit hun gegevens van meer dan 20 jaar bleek dat zelfs in uiterwaarden de biomassa-productie gelimiteerd was door N ($100 \text{ kg N kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) en vrijwel niet door P. Ook de soortenrijkdom was negatief beïnvloed door N-gift, al werd dit effect overheerst door twee zeer grote en langdurige overstomingen in het voorjaar van 1993 en 1995 waardoor (i) het soortenaantal in de vegetatie behoorlijk daalde en (ii) het verschil in soortenaantal tussen N en controle veel minder aanwezig was.

Recent is een meta-analyse uitgevoerd van de effecten van N op de soortenrijkdom van de vegetatie in N-additie experimenten in soortenrijke graslanden in Europa (Bobbink, 2004). Hierbij zijn experimenten betrokken die 2 jaar of langer zijn uitgevoerd en waarbij ook behandeling met alleen N is toegepast. Het betrof zowel droge als natte graslanden, en in zowel zure als gebufferde omstandigheden. Als maat voor de verandering is de soortenrijkdomratio (in de met N-behandelde situatie en de controle) berekend, dat is de waarde van de gemiddelde soortenrijkdom in de N-behandelde situatie gedeeld door die in de controleproefvelden. Zodra deze waarde kleiner dan 1 is, dan zijn er minder soorten in de N-behandelde proefvelden aanwezig dan in de controle. Uit deze compacte samenvatting van de effecten van N

in soortenrijke graslanden blijkt dat boven de 10 – 20 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ een snelle reductie van de gemiddelde soortenrijkdom is gevonden, die bij hogere N-toevoer afvlakt zodat er dan ca. de helft van de oorspronkelijke soortenrijkdom over is (Figuur 3.14).



Figuur 3.19 Verband tussen de soortenrijkdomratio van de met N behandelde situatie (S_n) en de controle (S_c) in Europese N-additie experimenten in soortenrijke graslanden (naar Bobbink, 2004)

3.6 Effecten op venen

3.6.1 Hoogveen

Hoogvenen zijn natte, in de bovenlaag zure en ongebufferde systemen, die gekarakteriseerd worden door een grotendeels gesloten dek van veenmossen (sphagnum) en van nature soortenarm zijn. De decompositie verloopt zeer traag, waardoor er veenvorming optreedt. Door de lage pH en het gebrek aan zuurstof in het veen ligt de nitrificatiesnelheid laag. Van de Nederlandse hoogvenen, die behoren tot de zogenaamde plateauhoogvenen (“raised bogs”), zijn nog maar enkele restanten over. Dit type hoogvenen wordt gekenmerkt door een patroon van bulten en slenken. Behalve in deze hoogveenrestanten, komen hoogveenvegetaties ook voor in heidevennen en op trilveenkraggen. In het Nederlandse type hoogvenen spelen grassen in ongestoorde situatie een ondergeschikte rol.

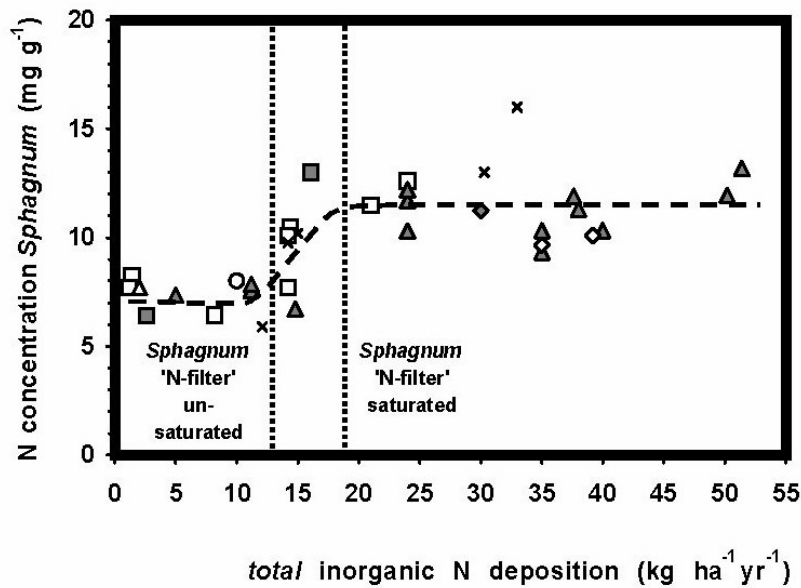
De naam hoogveen duidt op de ligging van de toplaag van het veen; deze bevindt zich boven het mineraalrijke grond- of oppervlaktewater. Ongestoorde hoogvenen zijn voor hun stikstofaanvoer voor een groot deel afhankelijk van atmosferische depositie, inclusief het inwaaien van stof vanuit omliggende delen. In kleinere hoogveenvegetaties, zoals in komveentjes in heidegebieden, zal bovendien de toestroom van water vanuit het omliggende gebied een bijdrage leveren. Naast deze bronnen kan de binding van stikstof uit de lucht (stikstoffixatie), door cyanobacteriën in veenmossen, een bijdrage leveren. Voor hoogveenvegetaties zijn hiervoor waarden van 0.7- 5 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ geschat. In gebieden met een zeer lage stikstofdepositie kan stikstoffixatie derhalve een minstens even belangrijke bron voor N zijn als atmosferische depositie. De stikstofverliezen via

denitrificatie zijn laag ($< 1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) door nitraat in deze zure en natte omgeving (bijna) niet aanwezig is.

De veenmossen in hoogvenen zijn voor hun groei voor een belangrijk deel aangewezen op N uit de depositie. Uit onderzoek in Zweedse hoogvenen bleek dat in een gebied met een lage natte N-depositie ($0,6 - 2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) stikstof beperkend was voor de groei van veenmossen (Aerts et al., 1992). In gebied met een hogere N-depositie ($7 - 9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) was N niet langer beperkend, maar P was hier de limiterende voedingsstof. Het is dus aannemelijk dat de huidige toename van de stikstofdepositie tot veranderingen leidt. Uit onderzoek in Britse hoogveengebieden waar verschillende karakteristieke veenmossoorten sterk achteruitgegaan waren, bleek dat de verhoogde N-depositie (van ongeveer $35 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ in de bulk-depositie) een negatieve invloed had op de ontwikkeling van verschillende hoogveenmossoorten. Bij transplantatie van waterveenmos (*Sphagnum cuspidatum*) uit gebieden met een lagere depositie van $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ (bulk) was er een snelle toename van het N-gehalte in de planten, terwijl de groei geremd werd (Press & Lee, 1982; Press et al., 1986).

Veenmossoorten reageren echter niet allemaal hetzelfde op een verhoging van de N-depositie. Bij veldexperimenten in een Duits hoogveen werd een deel van de vegetatie tijdens twee opeenvolgende groeiseizoenen overdekt (Lütke Twenhöven, 1992a, b). De proefvlakken werden behandeld met kunstmatig regenwater dat verschillende concentraties aan ammonium en nitraat bevatte. Bij een N-gift van ongeveer 30 kg N ha^{-1} in het groeiseizoen (8 maanden) nam de groei van slank veenmos (*S. recurvum*) in de slenken toe. Hierdoor kon deze soort het karakteristieke bultvormende hoogveen-veenmos (*S. magellanicum*) verdringen. Op de bulten werd de groei van beide soorten geremd door extra N, met name door nitraat. De toename van slank veenmos in slenken en andere laagten, ten koste van bultvormende soorten, wordt algemeen geconstateerd in West-Europese hoogvenen met een hoge N-depositie. De successie naar de karakteristieke hoogveen-bultvegetaties kan hierdoor stagneren (o.a. Ferguson & Lee, 1983; Lütke Twenhöven, 1992b).

Bij een lage N-depositie zijn de vaatplanten in hoogvenen voor hun N-voorziening vrijwel geheel aangewezen op mineralisatie van het veen, doordat het veenmosdek de N uit de atmosferische depositie zeer effectief wegvangt. Bij hoge N-depositie raakt het veenmos echter verzadigd en vindt er nauwelijks meer interceptie plaats. Hierdoor komt er in de wortelzone voor hogere planten meer N beschikbaar. Het omslag punt van dit doorslaan van het systeem ligt rond de $10 - 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ (Figuur 3.20, (Lamers et al., 2000).

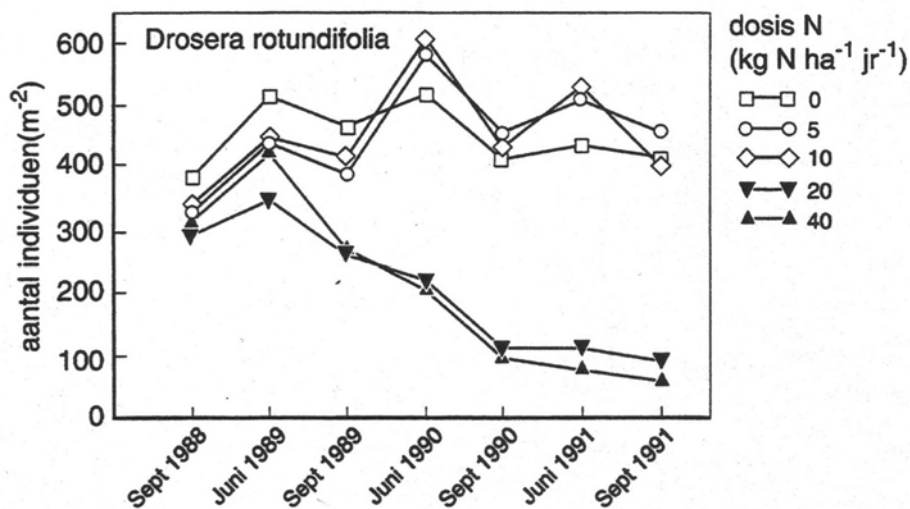


Figuur 3.20 Verband tussen de N concentratie in hoogveenmossen in hoog- en laag belaste gebieden in Europa en Noord Amerika en de totale N-depositie (Lamers et al., 2000)

Bij een toegenomen N-depositie neemt het N-aanbod voor de wortelende planten dus toe. De groei van deze planten, die voorheen geremd werd door N-interceptie in de veenmoslaag, kan daardoor gestimuleerd worden. Dit is inderdaad aangetoond in Duitsland en Zweden voor Kleine veenbes (*Vaccinium oxycoccus*) en veenpluis (*Eriophorum angustifolium*). Recent is dit ook aannemelijk gemaakt voor de invasie en sterke toename van pijpenstrootje en zachte berk (*Betula pubescens*) in Nederlandse hoogveen via mini-ecosysteemstudies en veldexperimenten met N-gift (Limpens & Berendse, 2003; Limpens et al., 2003; Tomassen et al., 2003; Tomassen et al., 2004). Door de verhoogde groei van vaatplanten wordt ook nog eens de droge depositiesnelheid van N-verbindingen verhoogd aangezien de ruwheid van de vegetatie aanzienlijk toeneemt. De toegenomen dominantie van verschillende vaatplantensoorten in het hoogveen kan ten koste van verscheidene karakteristieke hoogveensoorten. Uit experimenten met N-bemesting in een Zweeds hoogveen bleek bijvoorbeeld dat ronde zonnedauw (*Drosera rotundifolia*) (zie Figuur 3.21) bij waarden hoger dan 10 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ achteruitging, waarschijnlijk door overschaduwing door veenpluis (Figuur 3.22).



Figuur 3.21 Ronde zonnedaauw (*Drosera rotundifolia*)



Figuur 3.22 Aantal individuen van ronde zonnedaauw (*Drosera rotundifolia*) per vierkante meter in een Zweeds hoogveen bij Stockholm gedurende vier jaar stikstofadditie (als ammoniumnitraat) (Redbo-Torstenson, 1994)

Het is mogelijk dat het aanbod aan N voor snelgroeiende vaatplanten op lange termijn verder verhoogd wordt door een toename van de mineralisatiesnelheid, onder invloed van een verhoogd N-gehalte van het veen en de veranderde strooiselsamenstelling (meer bladmateriaal van grasachtigen). Op dit moment zijn de uitkomsten met veranderingen in decompositiesnelheid of mineralisatiesnelheid door

langdurig verhoogde N-depositie nog niet éénduidig, maar een risico voor verhoogde veenafbraak is mogelijk wel aanwezig. Ook kan hierbij een interactie optreden met het warmer worden van het klimaat, waardoor dit proces nog een extra verhoogd wordt (Breeuwer, 2008).

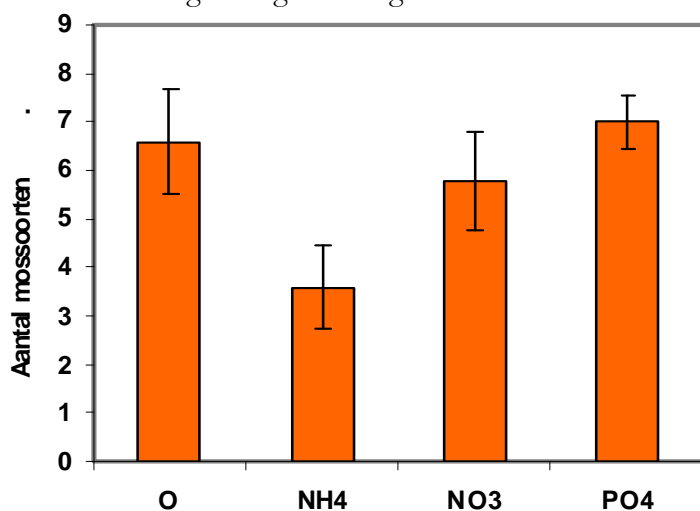
3.6.2 Mesotrofe venen

Trilvenen zijn ecosystemen die kenmerkend zijn voor natte, matig voedselrijke standplaatsen, die redelijk tot goed gebufferd (pH 5,0 – 7,0) zijn door de aanvoer van kwel- of oppervlaktewater (vooral in het verleden). Deze soortenrijke vegetaties met hun drijvende kragge worden gekenmerkt door veel, relatief laagblijvende zegge-soorten en zijn rijk aan kruiden en bijzondere mossoorten. Door het gevoerde beheer (maaien en afvoeren in de zomer) van deze letterlijk ‘trillende’ venen kan dit vegetatietype grote oppervlakten beslaan en vele tientallen jaren voortbestaan. Tegenwoordig zijn trilvenen sterk beperkt tot natuurgebieden en zowel in Nederland als daarbuiten ernstig bedreigd. Met name sinds de jaren tachtig van de vorige eeuw lijkt er een versnelde verzuring in de nog aanwezige trilvenen op te treden; de basenminnende mossoorten verdwijnen in een hoog tempo en zijn vervangen door een dik dek van veenmos en haarmos (*Polytrichum commune*).

Uit eenjarige bemestingsexperimenten met hoge giften is eind jaren tachtig duidelijk geworden dat Nederlandse trilvenen gelimiteerd worden door N of P (of een combinatie) (Vermeer & Verhoeven, 1986; Verhoeven & Bobbink, 1988; Verhoeven & Schmitz, 1991). Ook in het buitenland bleken de biomassa-productie soms door N of soms door P gelimiteerd. Het verschil in beperking door N of P kon in Nederland gerelateerd worden aan de ouderdom van het desbetreffende trilveen. In jonge trilvenen wordt de productie van de planten in het algemeen beperkt door de N, in oude trilvenen door de P. Van belang is nog om op te merken dat de bestudeerde trilvenen niet door eutroof oppervlaktewater werden beïnvloed. Uit gedetailleerde studies van de nutriëntenhuishouding van trilvenen is gebleken dat in Nederland N accumuleert in het systeem, ondanks het uitgevoerde maaibeheer. De afvoer van P daarentegen overtreft in de bestudeerde venen in hoge mate de erg geringe toevoer in het ecosysteem, waardoor met toenemende ouderdom de N-beperking overgaat in een P-beperking. Of dit onder ‘natuurlijke’ niveaus van N-toevoer ook zo snel het geval is, is minder waarschijnlijk, aangezien dan ook de N-toevoer zeer laag is.

De genoemde experimenten maken duidelijk dat trilvenen, met hun voor natte systemen relatief gesloten N-huishouding, zeker niet ongevoelig zijn voor N, maar hun precieze gevoeligheid is nog niet vastgesteld. In Zwitserse montane trilvenen bleek na twee jaar N-toevoeging (100 kg N kg N ha⁻¹ jr⁻¹) dat de biomassa van de hogere planten met 30 % toenam, maar die van de moslaag juist met bijna 40 % afnam (Bergamini & Pauli, 2001). Door de korte experimentele periode bleek de afname in mosmassa nog niet geresulteerd te hebben in een afname van de mosdiversiteit. Langjarige experimenten met N-toevoegingen in gebieden met lage atmosferische depositie zijn daarom essentieel, maar tot heden niet uitgevoerd.

In de loop van de jaren tachtig is in Nederland een drastische verandering in de samenstelling van de soortenrijke moslaag van trilvenen opgetreden, waarbij de kenmerkende “bruinmos”-soorten vrijwel volledig zijn vervangen door veenmossen en gewoon haarmos. Dit verschijnsel lijkt gecorreleerd te zijn de periode van de hoogste N-deposities in Nederland (Paulissen, 2004). Met name de depositie van NH_4 , in deze terreinen in de jaren tachtig zo'n $20\text{-}35 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$, kon daarbij wel eens van doorslaggevende betekenis zijn geweest door zijn toxische en verzurende werking. Bekend is namelijk dat een overgang van nitraat-N naar ammonium-N voor planten uit meer gebufferde habitats veelal problematisch is en tot sterk gereduceerde ontwikkeling leidt (o.a. Bobbink et al., 2003). De moslaag van deze mesotrofe venen lijkt daarbij het meest gevoelige onderdeel van het ecosysteem te zijn. Zo is in ecofysiologische experimenten duidelijk geworden dat de kenmerkende trilveenmossen niet tegen verhoogde ammoniumgehalten in het veenwater konden (Paulissen, 2004; 2005). Daarom is medio 2003 een meerjarig experiment opgezet in een trilveen in Ierland (achtergronddepositie $6 - 8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) met twee vormen van N (ammonium of nitraat) en twee giften (35 of $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$). Na $4 \frac{1}{2}$ jaar toediening bleek de biomassa van de moslaag sterk gereduceerd in beide ammoniumbehandelingen, maar nauwelijks in de nitraatproefvelden. Bij gift van P bleek dit in het geheel niet het geval te zijn. Ook de soortenrijkdom van de moslaag was sterk beïnvloed in beide ammoniumbehandelingen en bijna gehalveerd vergeleken met de controlesituatie, zie Figuur 3.23 (Bobbink et al., submitted). Kortom, het wordt steeds waarschijnlijker dat veel van de eens zo rijke mosflora van trilvenen relatief gevoelig is voor gereduceerd N.



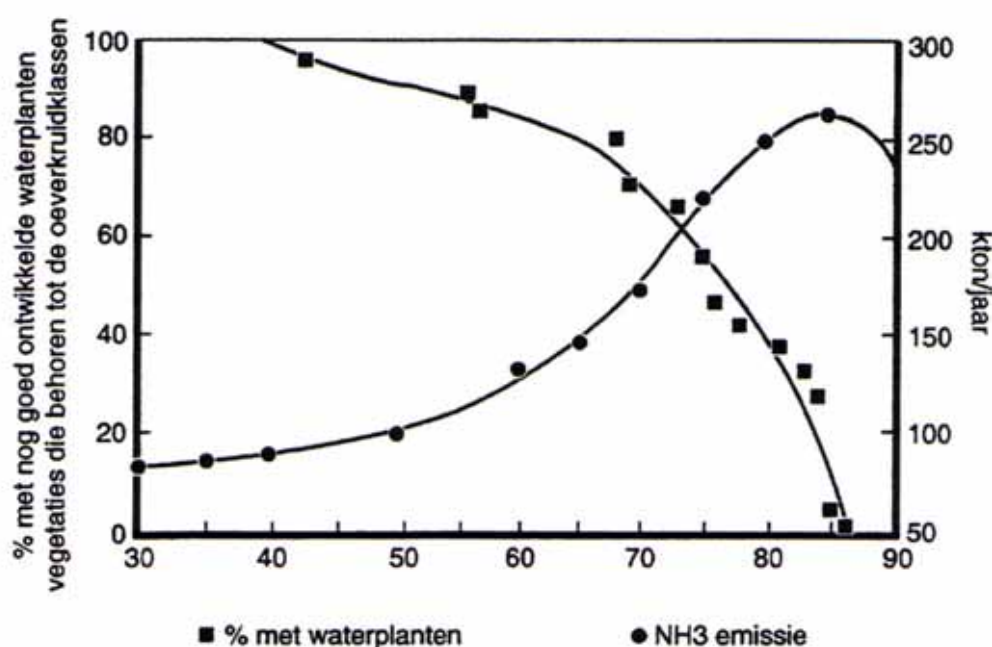
Figuur 3.23 Soortenrijkdom van de moslaag ($20 \times 20 \text{ cm}$) in proefvelden in een mesotroof trilveen in Ierland die $4 \frac{1}{2}$ jaar zijn behandeld met ammonium, nitraat (beiden $35 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) of fosfaat ($10 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) (Bobbink et al., submitted)

3.7 Effecten op vennen en zwakgebufferde wateren

In Nederland bevindt het merendeel van deze wateren zich in het midden, zuiden en oosten van ons land, en in de duinen ten noorden van Bergen. Kenmerkend voor deze wateren, waaronder vennen, wielen, plassen, en poelen, zijn littorelletea-

vegetaties met veel waterplanten die alleen voorkomen onder voedselarme omstandigheden, zoals Oeverkruid (*Littorella uniflora*), waterlobelia (*Lobelia dortmanna*), drijvende waterweegbree (*Luronium natans*), en biesvaren-soorten (*Isoetes*) (o.a. Roelofs, 1986; Arts et al., 1990; Schaminée et al., 1992). Deze zachte (licht zuur) wateren zijn in West-Europa tegenwoordig vrijwel alleen nog aan te treffen in natuurgebieden en zijn zeer zeldzaam geworden. Meer dan 70% van deze kenmerkende waterplanten staat nu dan ook op de rode lijst van bedreigde soorten. Deze achteruitgang kan geïllustreerd worden door het feit dat Oeverkruid tussen 1900-1950 op meer ca. 400 plaatsen in Nederland voorkwam, en in de jaren tachtig op nog maar ca. 60 (Arts, 1990; Otte & van Dam, 1996).

Er bestaat een correlatief verband tussen de afname van goed ontwikkelde waterplantenvegetaties van zwak gebufferde wateren en de toename van de ammoniakemissies in Nederland (Figuur 3.24). Dit alles suggereert dat atmosferische depositie van N van belang is bij de waargenomen achteruitgang.



Figuur 3.24 De afname van goed ontwikkelde waterplantenvegetaties van zwakgebufferde wateren welke in 1986 verzuurd waren en het verloop van de ammoniakemissies in Nederland in de periode 1930-1990 (naar Arts, 1987)

Gebaseerd op een inventarisatie in de periode 1990-2000 (Arts et al., 2002) is verder gevonden dat 70% van de vennen in Nederland NH_4 -concentraties (maar ook sulfaat) hebben die liggen boven de normen volgens de Europese Kaderrichtlijn water. Deze norm is gebaseerd op zowel chemische kwaliteit als op ecologische kwaliteit gerelateerd aan het voorkomen van diatomeeën en de vegetatiesamenstelling. In 44% van de vennen is sprake van het ontbreken van karakteristieke

plantensoorten. De situatie is het slechts in Zuid Nederland, waar sprake is van de hoogste ammoniakdepositie.

De effecten van atmosferische N-depositie op zwak gebufferde wateren zijn in Nederland intensief bestudeerd via veldwaarnemingen en experimenten. In het begin van de tachtiger jaren zijn ongeveer 70 wateren onderzocht, waarvan bekend was dat er in de vijftiger jaren nog een goed ontwikkelde vegetatie van ondergedoken waterplanten aanwezig was. In wateren waar deze planten nog steeds groeiden, was de waterlaag zwak gebufferd (alkaliniteit 50-500 $\mu\text{mol}_e \text{ l}^{-1}$), circumneutraal (pH 5-6) en zeer arm aan N (Roelofs, 1983; Arts et al., 1990). Uit 53 van de 70 onderzochte wateren waren rond 1990 de karakteristieke plantensoorten verdwenen. In 12 van deze wateren bleek er eutrofiëring te zijn opgetreden door toevoer van voedselrijk water en bestond de vegetatie nog slechts uit algen en enkele waterplanten zoals Klein kroos (*Lemna minor*). In 41 van de 53 locaties waar de karakteristieke plantensoorten waren verdwenen, bleek er een geheel andere ontwikkeling te hebben plaatsgevonden: vrijwel alle karakteristieke ondergedoken waterplanten waren vervangen door dichte vegetaties van knolrus (*Juncus bulbosus*, zie Figuur 3.25), Sikkelmos (*Drepanocladus spec.*) en veenmos (*Sphagnum spec.*). Dit alles wijst duidelijk op verzuring en eutrofiëring van deze zwak gebufferde wateren in de laatste decennia, veroorzaakt door ammoniakdepositie. In dezelfde veldstudie is ook gevonden dat de N-niveaus in het water hoger waren op locaties waar de plantensoorten verdwenen waren, vergeleken met situaties waar de karakteristieke vegetatie nog werd aangetroffen (Roelofs, 1983).



Figuur 3.25 Knolrus (*Juncus bulbosus*)

Aan de effecten voor stromende wateren in Nederland is weinig aandacht besteed, hoewel een aantal van deze wateren juist gelegen is op en langs de hogere zandgronden van Nederland, die zeer gevoelig zijn voor verzuring en eutrofiëring. Om hierover inzicht te verkrijgen is eind jaren tachtig - begin jaren negentig onderzoek gedaan naar vooral op de Veluwe gelegen sprengbeken en bronnetjes (Meinardi, 1988; Van Dam et al., 1993). Beide onderzoeken zijn uitgevoerd in de bovenloop van permanent watervoerende (spreng)beken op de zuid- en ooststrand van de Veluwe. De meeste van deze beken zijn in de 17e eeuw gegraven en sindsdien heeft zich een kenmerkende en nu zeldzame flora en fauna gevestigd met grote natuurwaarde. Het invanggebied van de onderzochte sprengbeken is gelegen in bos- of heideterreinen. Dit betekent dat directe invloed van uitgespoelde meststoffen

uit landbouwgebied vrijwel is uitgesloten en de enige bron van vervuiling in de genoemde natuurterreinen atmosferische depositie is.

Er kan geconcludeerd worden dat de abiotische omstandigheden in deze sprengenbeken en bronnen in de laatste 20 jaar duidelijk verslechterd is: het water is zuurder en minder gebufferd en de nitraatgehalten zijn sterk gestegen. Dit is iets wat overigens op veel plaatsen in ondiep grondwater onder natuurterreinen ook wordt gevonden (o.a. Boumans & Beltman, 1991). Alles wijst erop dat deze veranderingen veroorzaakt worden door de toegenomen N-depositie op de bossen en heiden van de infiltratiegebieden. De samenstelling van de zeldzame kiezelwieren is enigszins beïnvloed, maar nog niet drastisch veranderd. Gezien de stijgende nitraatconcentraties in het water moet gevreesd worden dat N-gelimiteerde bronvegetaties en de oever- en ondiepe watervegetaties stroomafwaarts in deze wateren steeds meer gaan verzuigen. Een aanwijzing voor deze N-verrijking is al te zien bij vergelijking van oude (voor 1960) en recente vegetatieopnames in deze brongebiedjes. In recent materiaal worden steeds meer N-indicerende planten (o.a. grote brandnetel (*Urtica dioica*) en Ruw beemdgras (*Poa trivialis*)) genoemd, die vroeger vrijwel nooit in deze vegetaties aanwezig waren (Siebum et al., 1995). Gezien het verschil in grootte en aard van de infiltratiegebieden, en het gebrek aan experimentele gegevens, is op dit moment nog geen kritische N-depositiewaarde voor dit type stromend water vastgesteld. Ongevoelig zijn ze echter zeker niet.

3.8 Overige effecten

3.8.1 Invloed ammoniak op klimaat

Een verstoring van de N cyclus, door onder andere een verhoogde toevoer van ammoniak, heeft ook klimaatgerelateerde effecten. Het gaat hierbij om zowel de rol die ammoniak in de atmosfeer kan spelen bij het terugkaatsen van zonlicht als de beïnvloeding via de stikstofcyclus van de emissie van lachgas (N_2O), methaan (CH_4) en koolzuurgas (CO_2). Lachgas is één van de belangrijkste niet- CO_2 broeikasgassen. De bijdrage van lachgasemissie aan de totale broeikasgasemissie (uitgedrukt in CO_2 -equivalenten) bedraagt in Nederland 6%. Hiervan wordt ongeveer de helft geëmitteerd door de landbouw, zowel direct uit de als indirect na de depositie van ammoniak op bossen en natuurgebieden (Olivier et al., 2003). Daarnaast leidt verhoogde N-depositie op bossen en natuurgebieden tot een toename van de CO_2 vastlegging als gevolg van een toename van de groei (biomassaproductie).

Uit een modelstudie naar het netto effect van een verhoogde toevoer van N-depositie op de totale broeikasgasemissie (De Vries et al., 2007) vanuit Europese bossen blijkt dat de verhoogde emissie van N_2O emissies ruimschoots wordt gecompenseerd door de toename van CO_2 vastlegging, terwijl het effect op de CH_4 vastlegging verwaarloosbaar is.

3.8.2 Invloed ammoniak op gezondheid

Het gasvormige ammoniak kan in de atmosfeer omgezet worden in fijn stof zoals ammoniumsulfaat en ammoniumnitraat. Op deze wijze draagt ammoniak bij aan het fijn stof probleem. Fijn stof deeltjes kunnen diverse gezondheidseffecten veroorzaken waaronder vermindering van de longfunctie, verergering van astma (vooral bij kinderen), lagere luchtwegklachten (hoesten door irritatie van de luchtwegen) en klachten gerelateerd aan hart- en vaatziekten (vaatvernauwing, verhoogde bloedstolling en verhoogde hartslag). De mate waarin stofdeeltjes kunnen doordringen in longen en luchtwegen is afhankelijk van de grootte van de deeltjes. Het grovere deel van het PM₁₀ stof (dat is het stof met een diameter tussen de 2,5 en 10 µm) bereikt het bovenste deel van de longen. De fijnere deeltjes, gekarakteriseerd als PM_{2,5} of PM₁ dringen dieper in de longen door tot in de longblaasjes. De dagnorm, waarvan overschrijding is toegestaan op minder dan 35 dagen per jaar, bedraagt 50 µg m⁻³ voor PM₁₀. Met uitzondering van noord west Nederland wordt deze norm in geheel Nederland overschreden. Overschrijdingen van de jaargemiddelde norm voor fijn stof (40 µg m⁻³ voor PM₁₀) komen nauwelijks voor. De relatieve bijdrage van totaal atmosferische N (met name NH₃ en NO_x) is op wereldschaal erg variabel (Malm et al., 2000). In dicht bevolkte gebieden zoals Nederland bestaat 60-90% van de PM_{2,5} deeltjes opgebouwd uit ammoniumsulfaat en ammoniumnitraat.

Welke chemische bestanddelen van fijn stof gezondheidskundig het meest relevant zijn, is nog tamelijk onbegrepen. Het lijkt wel duidelijk dat het zeezoutaërosol en de secundaire anorganische fracties als sulfaat- en nitraataërosol voor de directe gezondheidseffecten van fijn stof waarschijnlijk van weinig belang zijn (Schlesinger & Cassee, 2003; Buijsman et al., 2005).

3.8.3 Invloed ammoniak op kustwateren

In tegenstelling tot binnenwateren, waar veelal sprake is van een fosforprobleem, wordt in mariene systemen de algengroei veelal gelimiteerd door stikstof. Verhoogde N-toevoer kan daardoor leiden tot overmatige algengroei in kustwateren. Daarnaast kan de toevoer van overmaat N leiden tot zuurstofloze zones in mariene systemen welke door vissen worden gemeden (zie Diaz & Rosenberg, 1995; Boesch, 2002; Rabalais, 2002). Het aandeel zuurstofloze zones in kustwateren is op wereldschaal sinds de jaren 1960 behoorlijk uitgebreid (UNEP, 2003).

De bijdrage van ammoniak aan dit probleem is echter niet zo groot. Voor de gehele Noordzee geldt dat in de periode 1999-2001 ca 35% van de stikstofbelasting via de atmosfeer wordt aangevoerd (OSPAR, 2005). Het aandeel van de ammoniakdepositie aan de totale N-depositie op de Noordzee ten gevolge van Nederlandse emissies bedraagt weliswaar 56%. Van de totale stikstofdepositie (NO_x + NH₃) op de Noordzee is slechts 4% afkomstig van ammoniak vanuit Nederland.

3.9 Synthese

In Tabel 3.1 wordt per ecosysteem een overzicht gegeven van de belangrijkste effecten die op kunnen treden.

Tabel 3.1 *Overzicht met per ecosysteem de belangrijkste effecten, de zekerheid dat de effecten zich manifesteren en de mate waarin de effecten voorkomen*

| Ecosysteem | | Belangrijkste effecten |
|--------------------------------|----------------------------|---|
| <i>Bossen</i> | Bossen op arme zandgronden | Afname diversiteit in de ondergroei Afname van paddenstoelen (zoals cantharel) Verhoogde uitspoeling van voedingsstoffen |
| | Bossen op rijke gronden | Afname diversiteit in de ondergroei |
| <i>Heiden</i> | Droge heide | Vergrassing (zoals bochtige smele) Ophoping van stikstof |
| | Natte heide en hoogveen | Achteruitgang kenmerkende mossen Toename van grassen (zoals pijpenstrootje) Ophoping van stikstof |
| <i>Soortenrijke graslanden</i> | Nat schraalgrasland | Achteruitgang gevoelige soorten Verzuring |
| | Droog schraal grasland | Vergrassing (zoals gewoon struisgras) Achteruitgang gevoelige soorten Verzuring |
| | Kalk grasland | Verhoogde mineralisatie Ophoping van stikstof Toename hoge grassen (zoals gevinde kortstrel) Achteruitgang gevoelige soorten |
| <i>Oppervlakte-water</i> | Meren, beken en bronnen | Bijdrage aan verzuring Afname diversiteit in onderwaterplanten Verzuring; ammoniumtoxiciteit |
| | Kustwateren | Eutrofiëring Ophoping van stikstof |
| | Vennen en Moerassen | Achteruitgang gevoelige soorten (overheersing door knolrus) Verzuring Ophoping van stikstof |

4 Kritische stikstofbelastingen

4.1 Achtergrond en Doel

Nederland heeft zich tot doel gesteld om voor het jaar 2010 de depositie tot 2300 mol_c.ha⁻¹.jr⁻¹ voor zuur en 1650 mol.ha⁻¹.jr⁻¹ ofwel 23 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ voor stikstof te reduceren. Bij deze depositieniveaus zullen veel bossen en natuurgebieden negatieve effecten van depositie ondervinden en zal vergrassing van heide niet worden voorkomen.

Bij de genoemde depositieniveaus worden daarom ook de zgn. kritische depositieniveaus ("Critical loads") ruimschoots overschreden. Deze zijn gedefinieerd als: 'de grens waar beneden de kwaliteit van de natuur, volgens de huidige kennis, niet significant wordt aangetast als gevolg van de verzurende en/of vermestende invloed van de atmosferische depositie'. Dit hoofdstuk verschaft duidelijkheid over deze kritische depositieniveaus voor verschillende ecosystemen. Tevens wordt aangegeven wat de vereiste terugdringing van de stikstofbelasting is om ecosystemen adequaat te beschermen. Omdat de optredende effecten in het ecosysteem vooral gerelateerd zijn aan de totale belasting met stikstof, dus zowel NO_x als NH₃, zijn er geen aparte kritische depositieniveaus voor ammoniak afgeleid.

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op zowel de gemodelleerde als de empirische kritische stikstofbelasting. Daarnaast worden de per ecosysteem afgeleide kritische niveaus depositieniveaus van stikstof besproken alsmede de mate van overschrijding. Verder wordt aangegeven waar de kansen liggen om aan de kritische stikstofdepositie te voldoen en waar niet.

4.2 Kritische depositieniveaus

De depositiedoelstellingen voor stikstof en zuur die tot circa 2000 werden gebruikt in het natuur- en milieubeleid waren gebaseerd op kritische depositieniveaus zoals vastgesteld in de eerste fase van het Nationaal Programma Verzuringsonderzoek (Schneider & Bresser, 1988; De Vries, 1993). Deze generieke kritische depositieniveaus waren beperkt bruikbaar omdat ze gebaseerd waren op waarden voor ecosystemen op droge zandgronden. Karakteristieke vegetaties op andere grondsoorten werden nog niet in beschouwing genomen (De Vries, 1993).

Het probleem van het vaststellen van de kritische belasting is dat vegetaties of plantensoorten in de praktijk niet door een overmaat van stikstof alleen worden aangetast, maar door een combinatie van te veel stikstof en droogte, vorst, en of insectenplagen. De absolute grens aan stikstof, die op proefvelden wordt gemeten, is dus hoger dan wat planten in de praktijk kunnen tolereren. Het afleiden van praktische grenzen is een zaak van lange adem. In het afgelopen decennium is de kennis met betrekking tot effecten van atmosferische depositie sterk toegenomen.

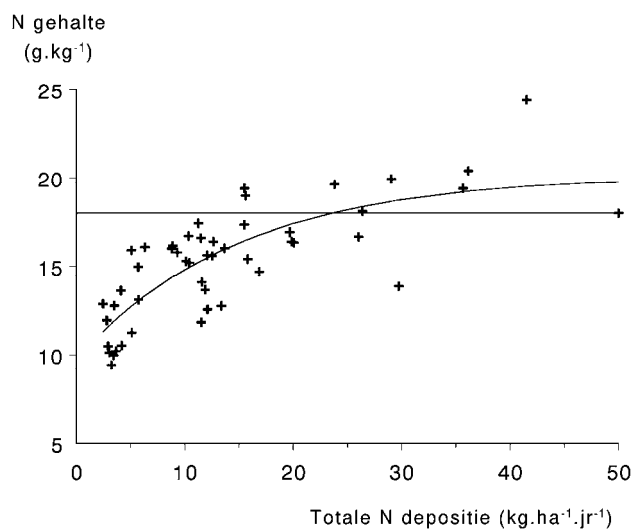
Eenzijds zijn de berekeningsmethoden voor het vaststellen van kritische depositieniveaus voor bos- en grondwaterkwaliteit op grond van gedetailleerdere databestanden in internationaal verband verder ontwikkeld. Anderzijds is de empirische informatie over de effecten van stikstof toegenomen. In het nu volgende wordt achtereenvolgens ingegaan op (i) empirische kritische N-belasting (4.2.1), gemodelleerde kritische N-belasting (4.2.2) gevolgd door een synthese (4.2.3).

4.2.1 Empirische kritische N-belasting

Resultaten van experimenten onder gecontroleerde omstandigheden en van veldsituaties, zowel in ruimte als in tijd, zijn gebruikt om de belasting waarbij ecosystemen veranderen, vast te stellen (Bobbink et al., 1996a; Bobbink et al., 2003). Deze empirische kritische niveaus zijn vastgesteld onder internationale groepen werkend onder de paraplu van de UN/ECE en WHO. De niveaus worden gebruikt in de EU-richtlijn voor de bescherming van boomgroei en grondwater.

Deze experimenten waarop de empirische kritische N-belasting is gebaseerd, zijn uitgevoerd in zogenaamde mesocosmos-experimenten in gebieden waar de huidige N-depositie al te hoog is. Dit betreft een uitgegraven deel (ca. 1 m²) van het ecosysteem (bodem met vegetatie) dat in een kas of onder een afdak wordt ondergebracht. Bij deze experimenten is de kritische belasting de hoogste toevoeging van N die niet tot ongunstige fysiologische veranderingen (op het individuele niveau) of verlies in biodiversiteit (op het ecosysteemniveau) leidt. Meestal is de waarde van empirische kritische N-belasting opgesteld naar aanleiding van de uitkomsten van veldexperimenten waarbij 2 jaar of meer N-verbindingen zijn toegediend aan proefvelden in niet-aangetaste vegetaties. Daarnaast is gebruik gemaakt van resultaten van *in situ* manipulatie experimenten zoals zijn uitgevoerd in een Grovedennenbos nabij Ysselsteyn in De Peel (zie o.a. Boxman et al., 1995; Boxman et al., 1998). Op deze locatie wordt een verminderde aanvoer van stikstof nagebootst door de natuurlijke neerslag op te vangen middels een dak onder de boomkronen. In plaats van de natuurlijke neerslag met daarin de hoge concentraties aan stikstof (en zwavel), is onder het dak met behulp van sproeiers schone neerslag verspreid, met daarin dezelfde voedingstoffen behalve N (en S).

Op basis van veldwaarnemingen is het effect van verhoogde stikstofdepositie op verhoogde stikstofgehalten samenhangen met een is in verscheidene onderzoeken vastgelegd. Als voorbeeld is in Figuur 4.1 een empirisch relatie gegeven tussen stikstofdepositie en stikstofgehalte in de naalden van grove den op 68 intensief doorgemeten bosopstanden in Europa (De Vries et al., 2003; De Vries, 2007). In de figuur is ook een lijn met stikstofgehalte van 1.8% (18 g.kg⁻¹) in de naalden gegeven wat in de literatuur soms als kritisch wordt aangemerkt (Aronsson, 1980).



Figuur 4.1 Relatie tussen het stikstofgehalte in de naalden van grove den en de stikstofdepositie (gecorrigeerd voor bladopname) op 68 bosopstanden in Europa.

Uit de figuur blijkt dat die waarde bij deposities boven 23 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ vrijwel altijd wordt overschreden. Deze waarde zou dan als kritische depositie voor de vitaliteit van de groveden worden aangemerkt.

4.2.2 Gemodelleerde kritische N-depositie

Anderzijds is een methode ontwikkeld waarmee kritische waarden in relatie tot de bescherming van de soortensamenstelling van de vegetatie kunnen worden berekend met gecombineerde bodem- en vegetatiemodellen (Van Hinsberg & Kros, 1999). Sinds 2000 zijn deze nieuwe inzichten verwerkt in het opnieuw doorrekenen van kritische depositieniveaus ten behoeve van beleidsdoelstellingen. Voor elke vegetatie – natuurdoeltype – met bijbehorende grondwatertrap en bodemsoort zijn kritische niveaus afgeleid.

Op basis van aanwezige bestanden zijn de kritische stikstof- en zuurbelasting voor verschillende onderscheiden effecten berekend voor 250 × 250 m² roosterzellen waarbinnen bos of natuur het dominante landgebruik is. Daarbij is onderscheid gemaakt in zeven bodemtypen en vijf grondwatertrapklassen, gebaseerd op de digitale 1:50.000 bodemkaart en in vijf verschillende vegetatietypen (loofbos, den, spar, gras en heide), op basis van het bestand van Landelijk Grondgebruik Nederland (Kros et al., 1995).

Monitoring van de vegetatie heeft laten zien dat bij overschrijding van de kritische niveaus karakteristieke plantensoorten inderdaad verdwijnen. Na overschrijding kunnen al na korte termijn de eerste effecten optreden. De plausibiliteit van de gemodelleerde kritische niveaus worden ondersteund door onafhankelijke modelberekeningen, experimenten en monitoring-gegevens.

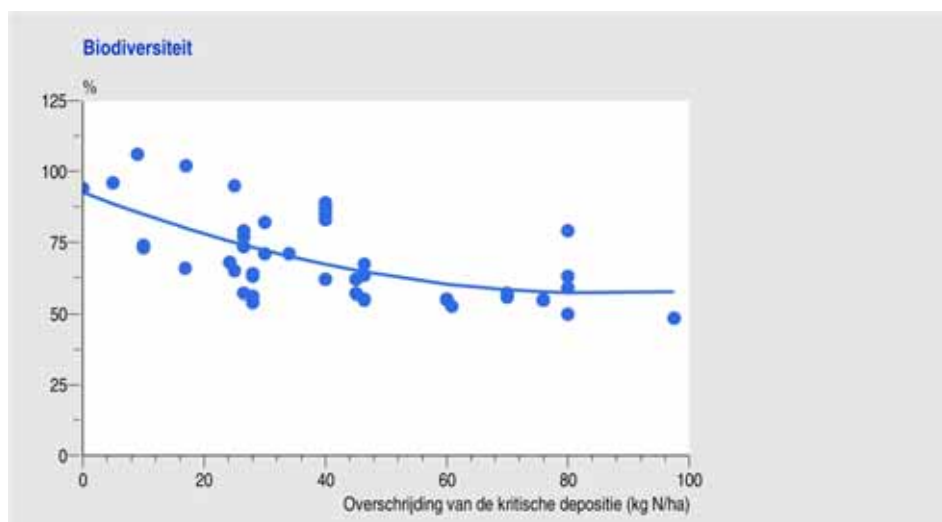
Een vergelijking tussen de empirische en de gemodelleerde kritische belastingen voor belangrijke ecosystemen in Europa (Van Dobben et al., 2006) leert dat voor de Nederlandse bossen de empirische kritische belastingen iets lager uitvallen en er is ook sprake is van een geringere spreiding (zie Tabel 4.1). In het buitenland worden kritische niveaus veelal gebaseerd op de op lange termijn maximaal toelaatbare uitspoeling van stikstof uit beïnvloede bodems. Zij zijn over het algemeen hoger dan in Nederland.

Tabel 4.1 Range in kritische N belasting ($\text{kg N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$) voor bossen volgens de gemodelleerde methode (gerelateerd aan vegetatie en bodemeffecten) (Van Dobben et al., 2006) en volgens de empirische methode Bobbink et al. (2003)

| Effect | Gemodelleerde waarde | | Empirische waarde | |
|--|--------------------------------------|---------------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|
| | $\text{kg N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$ | $\text{mol N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$ | $\text{kg N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$ | $\text{mol N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$ |
| Toename mineralisatie, nitrificatie en stikstofuitspoeling | 10-20 | 700-1400 | 10-15 | 700-1000 |
| Toename gevoeligheid voor vorst, droogte, ziekteverwekkers en insectenplagen | 15-25 | 1000-1800 | 15-20 | 1000-1400 |
| Afname verhoudingen tussen P, K en Mg en N in bladeren | 10-20 | 700-1400 | 15-20 | 1000-1400 |

4.2.3 Gevolgen van overschrijding van de kritische depositie

Omdat de kritische depositie vooral is gerelateerd aan vegetatieveranderingen, zou je ook kunnen zeggen: Kritische depositie is de depositiewaarde waarboven de biodiversiteit zo zeer afneemt, dat een natuurgebied een – significant – deel van zijn natuurwaarde verliest.



Figuur 4.2 Vergelijking van het verlies aan biodiversiteit (% soortenrijkdom) met de overschrijding van de kritische depositie ($\text{kg stikstof per ha per jaar}$). Resultaten van 44 veldexperimenten in tien Europese landen, waarbij gedurende meer dan twee jaar de stikstofdepositie is gevarieerd (Bobbink et al., *subm.*).

Bij overschrijding van de kritische depositie verandert de samenstelling van de natuur. Er kunnen soorten verdwijnen maar er kunnen ook soorten bij komen. Uit Figuur 4.2 blijkt dat in de praktijk een actuele depositie even hoog als de kritische depositie (geen overschrijding) al tot een soortenverlies kan leiden. Bij lage overschrijdingen kan het aantal soorten zowel afnemen als toenemen, maar bij hoge overschrijding neemt het aantal soorten tot 50% af.

4.2.4 Synthese kritische N- belastingen voor de Natuurdoeltypen

In deze paragraaf wordt ingegaan op de uiteindelijk voor Nederland vastgestelde kritische belastingen voor Natuurdoeltypen. In Tabel 4.2 wordt een samenvattend overzicht gegeven van de recente door LNV vastgestelde kritische depositieniveaus per natuurdoeltype (zie Bal et al., 2007). Aangezien er nationaal en internationaal nog steeds onderzoek plaatsvindt dat relevant is voor het vaststellen van kritische deposities, mag verwacht worden dat er in de toekomst weer bijstellingen mogelijk zijn. In bijlage 1 is de volledige tabel gegeven met voor ieder natuurdoeltype een kritisch depositie-niveau. Als zodanig kunnen deze kritische depositieniveaus worden beschouwd als een bijstelling van de kritische deposities voor stikstof zoals gepubliceerd in het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001). Aan deze bijstelling liggen nieuwe wetenschappelijke inzichten ten grondslag, namelijk:

- Internationaal gebruikte *empirische* kritische deposities uit Achermann & Bobbink (2003), gepubliceerd op basis van een workshop van de UN-ECE (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution of the United Nations Economic Commission for Europe), inclusief een voorstel voor een nadere precisering voor bossen (zie paragraaf 4.2.1).
- *Modeluitkomsten*, gepubliceerd in: (Van Dobben et al., 2004; Van Dobben et al., 2006)(zie paragraaf 4.2.2).
- *Expert-oordelen* van deskundigen.

Alle voor Nederland beschreven natuurdoeltypen van hoofdgroep 3 (de typen van de half-natuurlijke landschappen) zijn beoordeeld en in het overzicht opgenomen. De kritische deposities voor de natuurdoeltypen van hoofdgroepen 1 en 2 (de typen van de nagenoeg- en begeleid-natuurlijke landschappen) kunnen samengesteld worden uit dit overzicht, op basis van de ecotopen van het natuurdoeltype (zie bijlage 5 van het Handboek Natuurdoeltypen). De kritische deposities voor multifunctionele afgeleiden van de natuurdoeltypen (hoofdgroep 4) zijn gelijkgesteld aan die van de natuurdoeltypen waarvan ze zijn afgeleid.

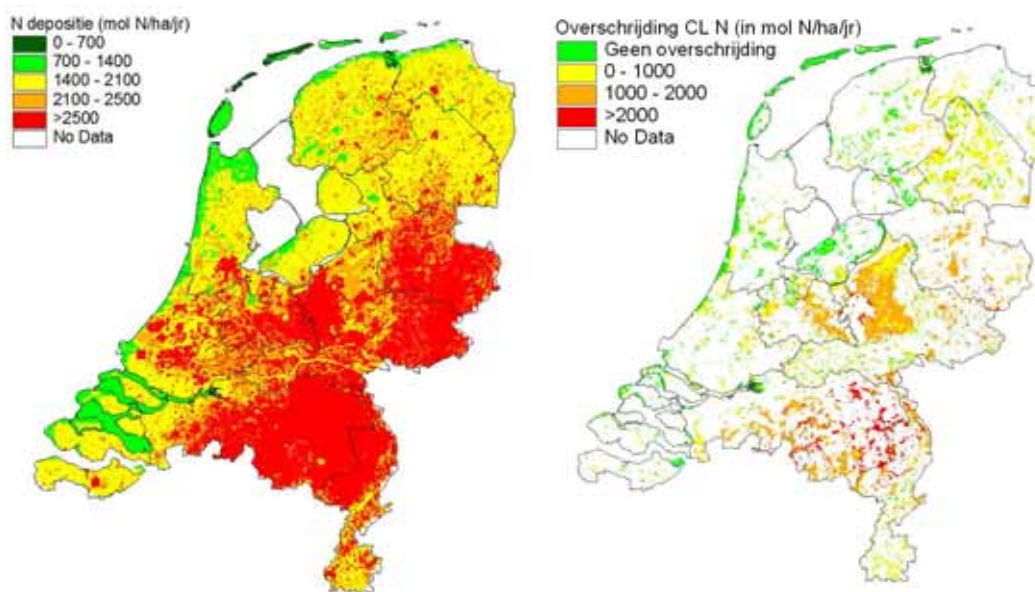
Tabel 4.2 Samenvatting van de kritische belastingen voor N-verbindingen op (half-)natuurlijke ecosystemen in Nederland (Bal et al., 2007)

| Naam van het natuurdoeltype | Gevoeligheidsklasse (beoordeling 2006) ¹⁾ | Kritische depositie | |
|---|---|------------------------|-----------------------|
| | | mol N ha ⁻¹ | kg N ha ⁻¹ |
| Bossen | | | |
| Bos van arme zandgronden | zeer gevoelig | 1300 | 18 |
| (gemengd) Eikenbos | gevoelig | 1400 | 20 |
| Hoogveenbos | gevoelig | 1800 | 25 |
| Bos van bron en beek | gevoelig | 1900 | 26 |
| Bos van voedselrijke, vochtige gronden | gevoelig | 2000 | 28 |
| Elzen-essenhakhout en –middenbos (indien op niet-venige bodem) | gevoelig | 2100 | 29 |
| Wilgenstruweel | mogelijk gevoelig | 2400 | 34 |
| Laagveenbos | minder/niet gevoelig | 2400 | 34 |
| Ooibos | minder/niet gevoelig | 2500 | 35 |
| Struweel en akker | | | |
| Zoom, mantel en droog struweel | gevoelig | 1800 | 25 |
| Akker | minder/niet gevoelig | 2400 | 35 |
| Heiden | | | |
| Levend hoogveen | zeer gevoelig | 400 | 6 |
| Droge heide; Droge duinheide | zeer gevoelig | 1100 | 15 |
| Natte heide; Natte duinheide | zeer gevoelig | 1400 | 20 |
| Zandverstuiving en strand | | | |
| Zandverstuiving | zeer gevoelig | 700 | 10 |
| Strand en stuivend duin; Rivierduin en -strand | gevoelig | 1400 | 20 |
| Graslanden | | | |
| Droog kalkarm duingrasland | zeer gevoelig | 900 | 13 |
| Droog schraalgrasland van de hogere gronden | zeer gevoelig | 1000 | 14 |
| Kalkgrasland | zeer gevoelig | 1200 | 17 |
| Nat schraalgrasland (indien niet P-gelimiteerd) | zeer gevoelig | 1100 | 15 |
| Droog kalkrijk duingrasland | zeer gevoelig | 1300 | 18 |
| Bloemrijk grasland van het heuvelland; zand- en veengebied; rivieren- en zeekleigebied; | gevoelig | 1400 | 20 |
| Dotterbloemgrasland van beekdalen | | | |
| Dotterbloemgrasland van veen en klei | gevoelig | 1400 | 20 |
| Nat, matig voedselrijk grasland | gevoelig | 1600 | 22 |
| Kwelder, slufte en groen strand | minder/niet gevoelig | 2500 | 35 |
| Moerassen en venen | | | |
| Veenmosrietland | zeer gevoelig | 700 | 10 |
| Trilveen | zeer gevoelig | 1100 | 15 |
| Natte duinvallei | zeer gevoelig | 1300 | 18 |
| Moeras; Natte strooiselruigte | minder/niet gevoelig | > 2400 | > 35 |
| Oppervlaktewater | | | |
| Zwakgebufferd ven | zeer gevoelig | 400 | 6 |
| Zuur ven | zeer gevoelig | 700 | 10 |
| Duinplas | zeer gevoelig | 1000 | 14 |
| Droogvallende bron en beek; Permanente bron; | mogelijk gevoelig | < 2400 | < 35 |
| Langzaam stromende bovenloop; Geïsoleerde meander en Petgat; Zwakgebufferde sloot | | | |
| Snelstromende midden- en benedenloop | minder/niet gevoelig | > 2400 | > 35 |

¹⁾ Zeer gevoelig: <1400 gevoelig: 1400-2400, mogelijk gevoelig: < 2400, minder/niet gevoelig > 2400 mol N ha⁻¹,

4.3 Overschrijdingen van kritische N-belasting

De landelijk gemiddelde stikstofdepositie bedroeg in 2004, 2110 mol N ha⁻¹ jr⁻¹ op natuur (30 kg N ha⁻¹ jr⁻¹; zie Figuur 4.3). Door de sterke lokale variaties in de ammoniak-emissies (aanwezigheid van grote stallen) is er een sterke ruimtelijke variatie in de stikstofdepositie. In gebieden met intensieve veehouderij, komen op grote schaal deposities voor van boven de 60 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. In de duinen en het noorden is daarentegen de depositie relatief laag. In de periode 2003 – 2006 is er weinig veranderd in de N emissies; er is sprake van een lichte daling (<5%, (MNC, 2005)). Dit betekent dat er in deze periode in de ook weinig veranderd is in de depositie en daarmee in de overschrijdingen van de kritische depositie.



Figuur 4.3 N-depositieniveau op natuur per 250 cel in 2003 (links) en de kritische depositieniveaus van de natuurdoeltypen per 250 cel (rechts)

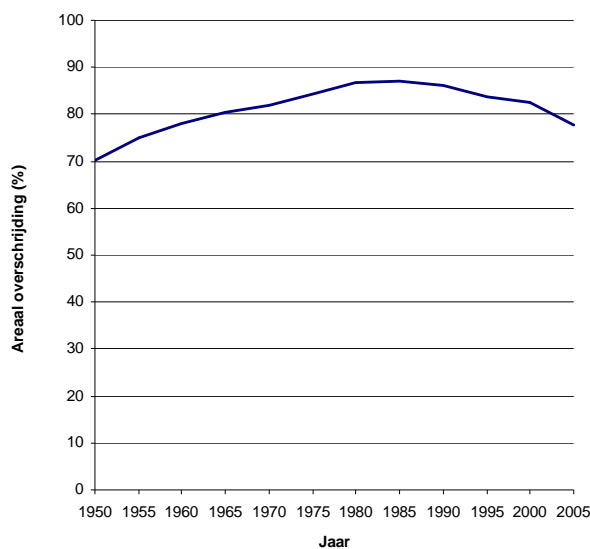
Op basis van natuurdoeltypenkaarten en kritische depositieniveaus van natuurdoeltypen kan een ruimtelijk beeld gemaakt worden van de overschrijding. Daarnaast kan op basis van de natuurdoelenkaart een inschatting gemaakt worden van de knelpunten ten aanzien van overschrijding van kritische depositieniveaus. In de tabel hieronder is daartoe het areaal per natuurdoeltype berekend waar sprake is van overschrijding van de kritische depositie. Tevens is aangegeven wat de gemiddelde depositie is voor het betreffende natuurdoeltype en wat het gemiddelde is van waarmee de kritische depositie wordt overschreden.

Tabel 4.3 Arealen en overschrijdingen natuurdoeltypes. Per natuurdoeltype is het areaal gegeven, het percentage van het areaal waar de kritische depositie wordt overschreden, de gemiddelde N-depositie en het gemiddelde van de overschrijding van de kritische depositie

| Naam van het natuurdoeltype | Areaal (ha) | Het areaal met overschrijding (%) | Gemiddelde depositie (mol N ha ⁻¹ jr ⁻¹) | Gemiddelde overschrijding (mol N ha ⁻¹ jr ⁻¹) |
|---|-------------|-----------------------------------|---|--|
| <i>Bossen</i> | | | | |
| Bos van arme zandgronden | 193813 | 99 | 2792 | 1506 |
| Eikenhakhout en -middenbos | 427 | 100 | 2559 | 1159 |
| Eiken-haagbeukenhakhout en -middenbos van het heuvelland; van zandgronden | 7529 | 100 | 2747 | 1355 |
| Eiken- en beukenbos van lemige zandgronden | 38497 | 88 | 2530 | 1307 |
| Eiken-haagbeukenbos van het heuvelland; van zandgronden | 20100 | 98 | 2620 | 1254 |
| Hoogveenbos | 3624 | 88 | 2561 | 881 |
| Bos van bron en beek | 12603 | 86 | 2655 | 900 |
| Bos van voedselrijke, vochtige gronden | 8529 | 78 | 2595 | 879 |
| Elzen-essenhakhout en -middenbos | 14369 | 35 | 1995 | 300 |
| Wilgenstruweel | 1131 | 14 | 1974 | 480 |
| Laagveenbos | 11916 | 42 | 2429 | 728 |
| Ooibos | 15484 | 31 | 2239 | 424 |
| <i>Struweel en akker</i> | | | | |
| Zoom, mantel en droog struweel van de hogere gronden; - van het rivieren- en zeekleigebied; - van de duiden | 18032 | 83 | 2542 | 990 |
| Akker van basenrijke gronden; Akker van basenarme gronden | 10276 | 0.02 | 2401 | 3726 |
| <i>Heiden</i> | | | | |
| Levend hoogveen | 6475 | 100 | 2295 | 1895 |
| Droge heide; Droge duinheide | 37584 | 99 | 2353 | 1265 |
| Natte heide; Natte duinheide | 14148 | 100 | 2338 | 1040 |
| <i>Zandverstuiving en strand</i> | | | | |
| Zandverstuiving | 2416 | 100 | 2275 | 1575 |
| Strand en stuivend duin; Rivierduin en -strand | 193 | 100 | 2347 | 947 |
| <i>Moerassen en venen</i> | | | | |
| Veenmosrietland | | | | |
| Trilveen | | | | |
| Natte duinvallei | 7120 | 19 | 1154 | 179 |
| Moeras; Natte strooiselruigte | 39776 | 0.02 | 1930 | 2408 |
| <i>Graslanden</i> | | | | |
| Droog kalkarm duingrasland | 7181 | 42 | 904 | 255 |
| Droog schraalgrasland van de hogere gronden | 13870 | 100 | 2622 | 1622 |
| Nat schraalgrasland | 49343 | 99 | 2177 | 1095 |
| Kalkgrasland | 945 | 100 | 2071 | 871 |
| Droog kalkrijk duingrasland | 22714 | 15 | 962 | 217 |
| Bloemrijk grasland van het heuvelland; zand- en veengebied; rivieren- en zeekleigebied; Dotterbloemgrasland van beekdalen; Dotterbloemgrasland van veen en klei | 69036 | 92 | 2087 | 761 |

| Naam van het natuurdoeltype | Areaal (ha) | Het areaal met overschrijding (%) | Gemiddelde depositie (mol N ha ⁻¹ jr ⁻¹) | Gemiddelde overschrijding (mol N ha ⁻¹ jr ⁻¹) |
|---|-------------|-----------------------------------|---|--|
| Nat, matig voedselrijk grasland | 68804 | 89 | 2121 | 631 |
| Kwelder, slufteer en groen strand | 17085 | 0.08 | 1199 | 578 |
| <i>Oppervlakte water</i> | | | | |
| Zwakgebufferd ven | 7215 | 100 | 2529 | 2129 |
| Zuur ven | | | | |
| Duinplas | 171 | 99 | 2453 | 1472 |
| Droogvallende bron en beek; Permanente bron; Langzaam stromende bovenloop; Geïsoleerde meander en petgat; Zwakgebufferde sloot | 7187 | 20 | 2070 | 616 |
| Snelstromende midden- en benedenloop | 4624 | 0 | 2812 | 3922 |
| Totaal | 732215 | 78 | 2323 | 1175 |

In Figuur 4.4 is het verloop van de areale overschrijding van de kritische depositie voor de natuurdoeltypen gegeven. Hieruit blijkt dat de overschrijding van de kritische depositie weliswaar hoog is (> 70%), maar dat ten gevolge van het beleid er in deze periode sprake is van een continue daling. Dat de daling in overschrijding is niet zo sterk als de daling in depositie in deze periode (zie Figuur 1.1) omdat het gat tussen depositie en kritische depositie vrij groot is (zie Tabel 4.3). Anno 2005 zitten we op het niveau van overschrijding van het jaar 1960, die toen uitgaande van de huidige natuurdoelen ook 78% bedroeg.



Figuur 4.4 Verloop van de areale overschrijding van de CL voor natuurdoeltypen in de periode 1950-2005

5 Effectgerichte maatregelen

5.1 Achtergrond en doel

De negatieve invloed van verzuring en vermesting door atmosferische stikstofdepositie op gevoelige ecosystemen is groot, en dit gegeven is (al) onderkend in de jaren tachtig van de vorige eeuw. In 1989 is daarom begonnen, in aanvulling op het brongerichte beleid, met twee regelingen: de regeling Effectgerichte Maatregelen in natuurterreinen (EGM-natuur) en de regeling Effectgerichte Maatregelen in bossen (EGM-bos). Het doel van de regeling EGM-natuur was het herstellen van gemeenschappen die verarmd waren onder invloed van luchtverontreiniging, met name door verzuring en vermesting. Ook konden maatregelen getroffen worden om te voorkomen dat bedreigde populaties van zeldzame soorten (lokaal) zouden verdwijnen. Dit alles was bedoeld als tijdelijk maatregelen, totdat door brongerichte maatregelen de atmosferische depositie voldoende was gereduceerd. Het accent van de regeling EGM-natuur lag op het herstellen van de natuurwaarden, het accent bij de regeling EGM-bos lag op het verbeteren van de bosvitaliteit. In 1995 zijn beide EGM-regelingen geïntegreerd opgenomen in het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) en is ook verdroging of verlaging van de grondwaterstand als belangrijke degraderende invloed erbij betrokken. Per september 2006 is dit geheel opgegaan in het kennisnetwerk “Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit” (OBN).

In dit hoofdstuk zijn per groep van ecosystemen aangegeven wat de mogelijkheden (én onmogelijkheden) voor herstel (via EGM/OBN) van abiotiek en biodiversiteit in aangetaste ecosystemen. Hierbij wordt ook beschreven of effectgerichte maatregelen in betreffend ecosysteemtype noodzakelijk zijn om eerst weer in de originele toestand van het milieu te komen, of dat effectgerichte maatregelen ook kunnen bijdragen aan verminderde gevoeligheid van betreffende systemen voor N-depositie. Daarbij worden ook mogelijke risico's voor het systeem gegeven. Tevens wordt, voor zover mogelijk, kort ingegaan op de duurzaamheid van EGM. Gezien de aard van deze publicatie wordt geen aandacht besteed aan EGM/OBN tegen verdroging. Voor achtergronddocumentatie, zie de drie EGM/OBN symposiumboeken die 4-jaarlijks verschijnen, en de betreffende eindrapporten van het EGM/OBN-onderzoek in beschreven terreintypen (zie OBN-website LNV: www.minlnv.nl 'Beheer van Natuur en landschap').

5.2 Bossen

Eutrofiëring en verzuring hebben geleid tot een groot aantal veranderingen in de Nederlandse bossen gedurende de laatste decennia. Droge, voedselarme dennen- of eikenbossen (bijvoorbeeld het korstmos-dennenbos, kussentjesmos-dennenbos, kraaihei-dennenbos of het gaffeltandmos-eikenbos) zijn in dat opzicht bijzonder kwetsbare bostypen. Vermesting en verzuring hebben invloed op de vitaliteit en productiviteit van bomen en op bodemkundige eigenschappen, die beide op hun

beurt weer effecten hebben op de karakteristieke levensgemeenschappen van deze bossen, vooral gekenmerkt door bijzondere paddenstoelen, korstmossen en mossen. In OBN-kader is onderzoek gedaan naar maatregelen die in deze bossen kunnen worden uitgevoerd om de negatieve effecten van eutrofiëring en verzuring op de bijzondere natuurwaarden tegen te gaan. Daartoe zijn in de periode 1994-1999 effecten van "plaggen-en-dunnen", alleen "dunnen" en "niets doen" op een aantal ecosysteemkenmerken onderzocht. Plaggen is het verwijderen van de toplaag, inclusief begroeiing, van de bodem. Dunnen is het kappen en verwijderen van bomen uit een bosopstand. Verondersteld werd dat deze maatregelen zouden leiden tot een terugzetten van de successie naar het korstmosrijke stadium en een herstel van de ectomycorrhiza-paddenstoelen.

In de dennenbossen bleek de combinatie van plaggen-en-dunnen succesvol voor de bodem, vegetatie en paddenstoelenflora. Deze ingreep leidde tot een terugzetting van de vegetatiesuccessie. Op de ectomycorrhizapaddenstoelen had deze ingreep tot gevolg dat zowel aantallen (Rode Lijst) soorten als vruchtlichamen waren toegenomen. De maatregel dunnen alleen had niet of nauwelijks effect. Vermindering van de strooiselval op zich is derhalve onvoldoende voor herstel van de natuurwaarden. De belangrijkste maatregel betreft de verlaging van de strooisel- en humusvoorraad door plaggen. Wel lijkt er sprake van een aanvullend positief effect door dunnen, doordat daardoor de opbouw van een nieuwe strooisel- en humuslaag wordt vertraagd. De maatregelen in de dennenbossen hebben de eerste 4-5 jaar geleid tot een positieve ontwikkeling. Er is echter sprake van een duidelijke tendens in de richting van de vegetatiesamenstelling zoals die bestond vóór de ingrepen en de - eenmalige - maatregel lijkt daarom nog weinig duurzaam. Om permanente verbetering te krijgen van de conditie van de ondergroei is aanvullend onderzoek noodzakelijk.

In de onderzochte voedselarme eikenbossen is na uitvoering van de maatregelen sprake van ofwel een snelle terugkeer naar de - ongewenste - uitgangssituatie, ofwel van een niet-gewenste ontwikkeling. Hier hebben de behandelingen slechts zeer beperkt geresulteerd in soorten uit niet-gedegradeerde stadia. De behandelingen waren derhalve niet succesvol en het herstel van de biodiversiteit van de ondergroei in deze bossen is moeilijk. Hierbij kan een rol spelen dat (veel) te weinig organisch materiaal is verwijderd, waardoor de N-beschikbaarheid hoog is gebleven. Het achterwege blijven van natuurherstel roept hier de vraag op of meer drastische ingrepen nodig zijn, of dat de kenmerkende ondergroei van het gaffeltandmos-eikenbos voor Nederland als verloren beschouwd moet worden.

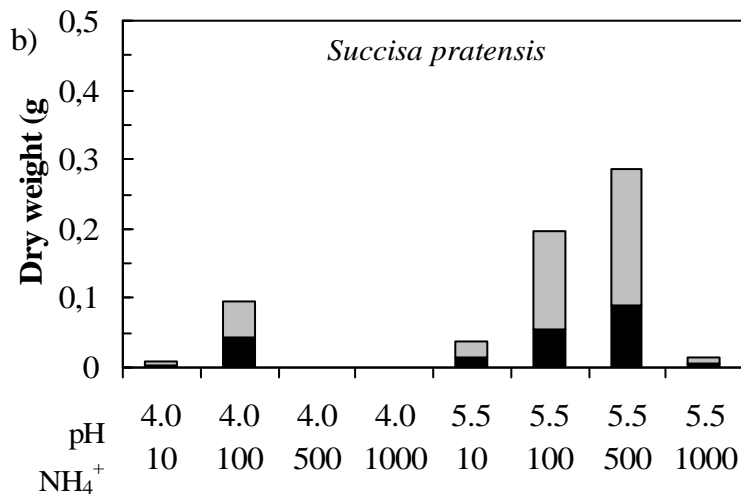
5.3 Heiden en heischrale graslanden

De beste manier om de vergrassing van zure, soortenrijke droge of natte heide terug te dringen, is het afvoeren van de organische toplaag (het zogenaamde plaggen). In deze toplaag bevindt zich namelijk het overgrote deel van de geaccumuleerde voedingsstoffen. Op deze wijze ontstaat weliswaar een vegetatie gedomineerd door dwergstruiken (heides), maar herstel van de meer soortenrijke delen van het

heidelandschap (soortenrijke natte en droge heide, heischrale graslanden) middels EGM/OBN is veel complexer.

Afhankelijk van de abiotische uitgangssituatie (nat of droog), de oorzaak van de achteruitgang (verzuring, eutrofiëring en/of verdroging) en de nog aanwezige plantensoorten is EGM/OBN tussen 1989 en 1996 op praktijkschaal getest. Bij het herstel van heischrale graslanden en voorheen soortenrijke heidevegetaties die gedegradeerd zijn door verzuring of vermisting, is gebleken dat kleinschalig plaggen in niet-verzuurde situaties of bekalking na plaggen onder verzuurde omstandigheden effectieve maatregelen zijn voor herstel van bodemchemie en de vegetatie. Belangrijk daarbij is dat wanneer in droge of natte heiden geplagd wordt, restpopulaties van doelsoorten worden gespaard. Ook is geconstateerd dat hervestiging van Rode-Lijst soorten problematisch is in (droge) terreinen waar al enkele jaren geen restpopulaties van deze bedreigde soorten meer aanwezig waren. Dit wordt veroorzaakt door de kortlevende zaadvoorraad en het geringe verspreidingsvermogen van de bedreigde soorten, en de geïsoleerde positie van de meeste Nederlandse natuurterreinen. Een aanvullende maatregel die dit knelpunt in de toekomst kan ondervangen, is herintroductie van plantensoorten uit het heischrale milieu op plekken waar de bodemchemie reeds voldoende hersteld is en de N-depositie voldoende laag is.

Hoewel plaggen heeft geleid tot de terugkeer van heidesoorten, is meestal een vegetatie ontstaan die relatief soortenarm is en gedomineerd wordt door gewone dopheide (*Erica tetralix*) of struikheide (*Calluna vulgaris*), terwijl vrijwel geen bedreigde doelsoorten zich definitief vestigden. Ophoping van ammonium, als gevolg aanhoudende hoge ammoniakdepositie, in de bodem na plaggen is hiervan mede de oorzaak. Deze ammoniumophoping duurt veelal anderhalf tot twee jaar en is aangetroffen in zowel droge als in natte heiden en heischrale graslanden. Van veel bedreigde plantensoorten uit het heischrale milieu is vastgesteld dat dergelijke verhoogde ammoniumconcentraties toxisch zijn, vooral in combinatie met lage pH (Figuur 5.1). Gedurende de periode met hoge ammoniumconcentraties is de bodemchemie weinig geschikt voor kieming en zeker niet voor definitieve vestiging van bedreigde plantensoorten, terwijl de meer algemene soorten zoals de grassen (bochtige smele & pijpenstrootje) en heides (struikheide en gewone dopheide) uitstekend bestand zijn tegen deze condities. Het gevolg is een soortenarme heidevegetatie, een zogenaamde “VVV”-heide, waarin vrijwel alle doelsoorten ontbreken. Het is daarom raadzaam om naast kleinschalig plaggen ook extra beheersmaatregelen uit te voeren die met name rond restpopulaties de extreme ophoping van ammonium kunnen voorkomen. De resultaten van het bekalken van geplagde (natte) heiden laten een veel geringere toename van ammonium zien, een hogere bodem-pH en nitraat als dominante stikstofvorm. Ook op de geplagde oevers van de Bergvennen die nu onder invloed zijn gekomen van licht gebufferd venwater, doen veel van de doelsoorten (o.a. klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*)) het nu opmerkelijk goed. Bekalking of een andere manier van het verhogen van de buffercapaciteit (hydrologische maatregelen) blijkt dus een belangrijke aanvulling te zijn op (kleinschalig) plaggen om het succes van EGM met betrekking tot vestiging van doelsoorten in voorheen soortenrijke natte heiden en heischrale graslanden te verhogen.



Figuur 5.1 Drooggewicht van spruit (licht) en wortel (donker) van blauwe knoop (*Succisa pratensis*) in relatie tot de ammoniumconcentratie ($\mu\text{mol/l}$) en pH van het groeimedium (watercultuurexperiment) (naar Van den Berg et al., 2005)

Een probleem bij het herstel van een heide-veen complex treedt op wanneer het lokale kwelwater verzuurd is en de lokale hydrologie niet te beïnvloeden is. Het bekalken van het inzigtgebied ("catchment liming") is dan een manier om op integrale wijze de buffering van zowel het eens zeer zwak gebufferde heideven als de omliggende verzuurde natte heide op te lossen om zo weer een hoogdiverse situatie mogelijk te maken. Door het bekalken van het inzigtgebied steeg de pH van 4,5 naar kenmerkende waarden voor zwak gebufferde heiden (5,0-5,5). Deze effecten vonden niet alleen plaats op de plek waar de kalk is uitgestrooid, maar via het grondwater en afstromend (regen)water juist ook in de lager gelegen terreindelen. Ook de hoeveelheid basische kationen (Ca, Mg en K) nam sterk toe na bekalking. Bovendien steeg de waterkwaliteit van de vennen na deze maatregel: zowel de pH als de buffercapaciteit van de waterlaag namen toe tot waarden die kenmerkend zijn voor zeer zwak gebufferde wateren. Al deze positieve effecten waren ruim 6 jaar na het toedienen van de kalk nog steeds duidelijk zichtbaar. De vegetatie van de vennetjes herstelde snel, terwijl dat proces in de natte heide wat trager maar wel positief lijkt te verlopen. Een aanzienlijke vermindering van de veenmos- en knolrusgroei werd waargenomen, terwijl ondermeer Vlottende bies (*Eleogeton fluitans*) en Duizendknoopfonteinkruid (*Potamogeton polygonifolius*) zich juist sterk hadden uitgebreid.



Figuur 5.2 Beeld van een verzuurd poeltje (links) met knolrus en waterveenmos (*Sphagnum cuspidatum*) voor bekalking van het inzijgebied en ca. 4 jaar er na (rechts) met veel Vlottende bies en Duizendknoopfonteinkruid (de Bieze). Deze laatste vegetatie kwam eerst nog maar in 5% van de poeltjes voor en na “catchment liming” in ca. 60% van de poeltjes

De duurzaamheid van EGM in de heide en heischrale graslanden is aanzienlijk: 10-15 jaar na uitvoering is de abiotiek in zowel natte als droge delen nog steeds duidelijk verbeterd, en ook zijn meer “volledige” plantengemeenschappen ontstaan. Vergeleken met de uitkomst 5-6 jaar na EGM, zijn de populaties van de bedreigde plantensoorten in vrijwel alle situaties groter geworden. Dit komt mede doordat de brongerichte maatregelen tegen verzuring en vermesting steeds meer vruchten beginnen af te werpen. Zo is de verzurende depositie in de periode 1980 tot 2000 met 55-60% afgenomen. Deze daling wordt vooral veroorzaakt door de sterke daling (70%) in de emissies van zwavel, maar ook van ammoniak en stikstofoxiden. Gemiddeld over Nederland is de stikstofdepositie in de periode 1990-2004 met ca. 25-30% gedaald, maar in hoogbelaste delen van Nederland is de afname waarschijnlijk groter (zie hoofdstuk 2). Dit blijkt ook zijn effect te hebben in het heidelandschap: de hervergrassing 10-15 jaar na EGM is opmerkelijk laag, en ook zijn de niveaus van beschikbaar stikstof in de bodem 10 jaar na plaggen zeer laag. Bovendien is gebleken uit de gegevens van 18 EGM referentiesituaties in het Nederlandse heidelandschap dat in periode van 1989 tot in 2001 er vrijwel nergens een dalende trend in de bodem-pH is vastgesteld.

5.4 Soortenrijke graslanden

5.4.1 Kalkgraslanden

Kalkgraslanden zijn zeer soortenrijke graslandvegetaties, die in Nederland alleen voorkomen in Zuid-Limburg op droge hellingen waar het kalkgesteente dicht bij het oppervlak komt. Gebleken is dat een grassoort, gevinde kortsteel (*Brachypodium pinnatum*) sterk toeneemt bij verhoogde N-toevoer en dat daardoor veel kenmerkende plantensoorten verdwenen zijn (zie hoofdstuk 3). Uit onderzoek is gebleken dat aanpassing van het graslandbeheer tot een aanzienlijk herstel van de vegetatie kan

leiden. Maaien van de vergraste vegetatie in de zomer (augustus) met afvoer van het hooi heeft na 4-5 jaar weer geleid tot een significante toename van de plantendiversiteit (Figuur 5.3). Ook adequate begrazing door mergellandschappen, een schapenras dat ook gevinde kortsteel niet versmaad, leidt op middellange termijn tot optimalisatie van de vegetatiesamenstelling (zie o.a. Bobbink et al., 1988). De duurzaamheid van de maatregel is hoog bij de huidige N-depositie van 20 – 25 kg N ha⁻¹ jr⁻¹, maar opgemerkt moet worden dat de volledigheid van het herstel sterk bepaald wordt door het nog voorkomen van plantensoorten in de directe omgeving. Zoals in zoveel aangetaste droge ecosystemen, is de terugkeer van uit het natuurgebied verdwenen soorten zeer moeizaam door het geringe verspreidingsvermogen van veel plantensoorten, in combinatie met de geïsoleerde ligging van veel natuur in Nederland. Kortom, met dit herstelbeheer is het mogelijk soortenrijke kalkgraslanden in Nederland te behouden, alhoewel er recent indicaties naar boven zijn gekomen dat de extra beheersdruk niet optimaal is voor de (voorheen) rijke fauna van deze graslanden (Smits et al., 2006; 2007).



Figuur 5.3 Beeld van de vergraste situatie (links), en 5 jaar na invoering van herstelbeheer middels maaien in augustus en afvoeren van hooi (rechts) in een Zuid-Limburgs kalkgrasland

5.4.2 Duingraslanden

Droge, voorheen soortenrijk duingrasland is een kenmerkend onderdeel van het Nederlandse duinlandschap. In het kalk- en ijzerarme Waddendistrict (de duinen ten noorden van Bergen en op de Waddeneilanden) is een relatief hoge beschikbaarheid van fosfor in duingraslanden. De hoeveelheid stikstof is de beperkende factor voor de plantengroei en deze vegetatie is zeer gevoelig voor N-depositie. In de duinen ten zuiden van Bergen (het Renodunaal district) hangt de beperkende factor voor de plantengroei vooral af van de afstand tot de kustlijn. Dicht bij de kust zijn fosfor en stikstof beide nauwelijks aanwezig. In de middenduinen is er zowel veel fosfor als veel stikstof beschikbaar. De neiging om te verruigen is hier van nature groot, al wordt die zeker versneld door verhoogde N-toevoer. In de achterduinen, dus 'ver' van de kust, is er genoeg stikstof aanwezig en is fosfor veelal de beperkende factor voor de plantengroei. Deze verscheidenheid maakt dat EGM/OBN hier afhankelijk is van de positie in het duinlandschap.

Begrazen als EGM heeft geleid tot een afname van de voedselbeschikbaarheid in de bodem en van de vergrassing. Ook keerden kenmerkende plantensoorten uit deze droge duingraslanden terug, waarbij het herstel groter (maar nog niet volledig) was in het Waddendistrict. Maaien van de vegetatie is in beide districten effectief omdat het leidt tot meer licht op de bodem, waardoor ook laaggroeiende plantensoorten weer een kans hebben gekregen. Maar voor beheerders is dit zelden een echte optie. Door het reliëf in het terrein, is maaien ofwel praktisch onhaalbaar ofwel veel te duur. Plaggen is een effectieve manier om pioniersituaties in duingrasland terug te krijgen. Maar ook hier geldt dat het lang niet overal tot het gewenste succes zal leiden. Is er bijvoorbeeld veel kalk in de bodem, dan zal er snel heel veel duindoornopslag kan ontstaan. Op diverse plaatsen in de duinen is de afgelopen jaren geëxperimenteerd met het weer laten stuiven van duinen. Daarvoor zijn oude, dichtgegroeide stuifkuilen geplagd tot aan het kale witte zand. Als de wind er vat op krijgt, gaat het zand stuiven en wordt de kuil langzaam dieper. Doordat het zand elders terecht komt, ontstaan ook daar weer nieuwe zandige plekken waar pioniersvegetatie weer kunnen beginnen. Het klinkt prachtig en in sommige gevallen zijn er ook echt weer levende kuilen gekomen, maar het ziet er niet naar uit dat op deze manier binnen twintig jaar weer een echt levend duinlandschap zal ontstaan. Verstuiving is vaak moeilijk op gang te houden door de algengroei (sterk verhoogd door N-depositie), ook in de nieuwe kuilen en valleien.

In natte duinvalleien, met name die met een kalkrijke bodem of met een sterke toevoer van kalkrijk grondwater, hebben maatregelen in de waterhuishouding (na verdroging) in combinatie met plaggen van de vermestte toplaag geleid tot (redelijk) volledig herstel van kenmerkende natte graslandvegetaties. Wanneer er niet werd geplagd, is er geen herstel van de vegetatie gevonden. In de situatie waar alleen vermessing was opgetreden, en geen verandering in de hydrologie, is gebleken dat plaggen alleen tot een sterke verbetering van de situatie heeft geleid. Begrazing als EGM in natte duingraslanden is weinig succesvol gebleken. Bij het nemen van herstelmaatregelen is het verder van groot belang dat de restpopulaties van zeldzame soorten worden gespaard, zodat vandaar uit hervestiging kan optreden. De duurzaamheid van het plaggen is tot nu als hoog te classificeren, ca. 10 jaar na uitvoering is de situatie nog (redelijk) goed ontwikkeld.

5.4.3 Overige graslanden

Tot nu toe is van de overige graslandtypen, EGM/OBN alleen bestudeerd in blauwgrasland (voor heischrale graslanden, zie de paragraaf over heide). Het herstel van blauwgraslanden is sterk afhankelijk van het landschapstype; alleen in blauwgraslanden met minerale bodem, veelal gelegen in de Pleistocene beekdalen, hebben maatregelen in de waterhuishouding in combinatie met plaggen geleid tot gedeeltelijk of vrijwel volledig herstel van de kenmerkende blauwgraslandvegetatie. Dit herstel was duidelijk het grootst in de situatie waar nog in de (directe) nabijheid goed ontwikkelde gemeenschappen aanwezig waren. Wanneer er niet is geplagd, is er geen herstel van de vegetatie gevonden. Bij het nemen van herstelmaatregelen is het

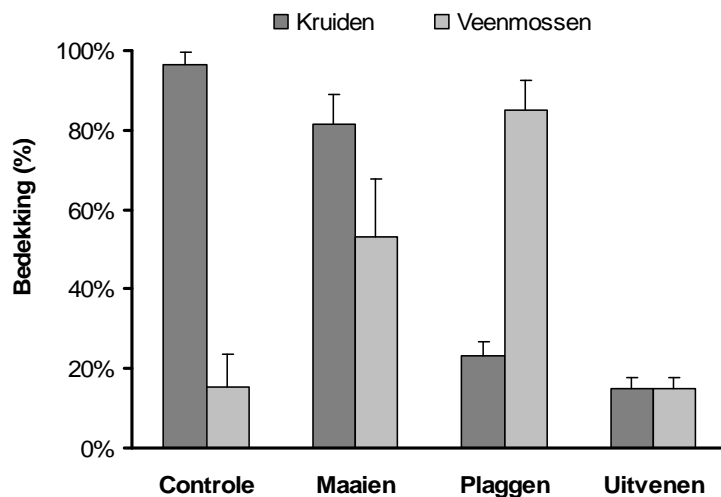
van groot belang dat de (laatste) groeiplaatsen van bedreigde soorten niet worden weggeplagd.

5.5 Hoogveen en mesotrofe venen

5.5.1 Hoogveen

Het hoogveenareaal in Nederland is door turfwinning, boekweitbrandcultuur en verdroging gedecimeerd en bestaat grotendeels uit ontwaterde en vergraven hoogveenrestanten, die het karakter van een intact hoogveensysteem nagenoeg geheel hebben verloren. In de hoogveenrestanten treedt een ongewenste dominantie op van pijpenstrootje, berk en slank veenmos. Al decennia lang worden vernattingsmaatregelen uitgevoerd om delen van het sterk gedegradeerde hoogveenlandschap te herstellen. Hoogveenvorming komt echter op slechts enkele locaties op gang. Daarom is in het kader van het OBN onderzoek gestart naar de perspectieven voor hoogveenherstel in Nederland. Centrale vragen daarbij zijn of bij de huidige atmosferische N-depositie hoogveenherstel mogelijk is en wat de randvoorwaarden zijn voor herstel van de karakteristieke flora en fauna.

Uit vele laboratorium- en veldexperimenten is gebleken dat bij de huidige N-depositieniveaus ontwikkeling van hoogveenmossen redelijk mogelijk is. Beheersmaatregelen in hoogvenen moeten zich richten op het optimaliseren van de groeicondities voor veenmossen. Onder optimale hydrologische omstandigheden kunnen veenmossen een groot deel van de atmosferische stikstofdepositie effectief vastleggen en daarmee de ongewenste verzuivering van de vegetatie beperken. Door de verzuivering met pijpenstrootje en berk is de lichtbeschikbaarheid voor veenmossen vaak een probleem. Bij de aanwezigheid van een dichte kruidlaag kan eenmalig maaien of ondiep plaggen van de vegetatie tot verbetering van de veenmosgroei leiden (Figuur 5.4). Het verdient wel aanbeveling deze maatregelen kleinschalig uit te voeren, zodat de aanwezige veenmossen en faunasoorten in het terrein behouden blijven. Uit het OBN-onderzoek blijkt dat, afhankelijk van de bestaande lokale en regionale hydrologische situatie van de terreinen en de kwaliteit van het aanwezige veen, herstelstrategieën (plas-dras vernatten; vernatten van witveen; drijftilvorming) mogelijk zijn, die relatief goede perspectieven bieden voor herstel van hoogveenvorming, zelfs bij de huidige N-deposities. Hierbij speelt de ontwikkeling van een dichte veenmosvegetatie, welke zorgt voor de uiteindelijke opbouw van nieuwe veenlagen met een hoog watervasthoudend vermogen, een essentiële rol.



Figuur 5.4 Bedekking van kruiden en veenmossen tien jaar na eenmalige uitvoering van beheersmaatregelen (maaieren, plaggen en uitvenen) op een hoogveendrijftil (bet Pikemeewenwater)

5.5.2 Mesotrofe venen

Grote delen van Zuid- en Noord-Holland, Friesland en Groningen hebben een bodem van laagveen. In die bodem liggen petgaten, sloten en plassen. Laagveengebieden ontstaan als open, kalkhoudend water dichtgroeit met water- en moerasplanten en afgestorven plantenmateriaal zich ophoopt. Tijdens de verlanding van open water ontstaan er eerst drijftillen, vervolgens trilveen en uiteindelijk struweel en bos. In een natuurlijke situatie komt het verlande veen weer regelmatig onder water te staan door overstroming of stijging van het grondwaterpeil. Op die plekken kan de successie weer van voren af aan beginnen. Deze cyclus van verlanden en open worden heeft een aantal hoogdiverse fasen, met name die van trilvenen met hun rijke mosflora. Overigens is deze laagveensuccessie vaak ontstaan door menselijk ingrijpen. Men gebruikte niet alleen het veen, of maaide trilveen en rietland, maar ook werd krabbescheer (die verlanding veroorzaakt) gebruikt als mest voor de akkers. Deze cultuurhistorische gebeurtenissen hebben lange tijd geleid tot een zeer hoge landschaps- en soortenbiodiversiteit. Kortom, in Nederland is het laagveen een sterk door de mens beïnvloed systeem. Zoals beschreven in hoofdstuk 3 zijn in deze successieserie vooral trilvenen ook gevoelig voor N-depositie en verzuring. Daarnaast kan de ophoping van ammonium ook leiden tot een achteruitgang van waterplanten waaronder krabbescheer.

In laagveengebieden die (nu) gekenmerkt zijn door inzijging, heeft de aanvoer van basenrijk oppervlaktewater als EGM in verzuurde trilvenen geen of wisselend succes gehad. Soms is de afgifte van basen aan de bodem langs sloten en greppels zeer lokaal hersteld door de aanvoer van gebufferd oppervlaktewater, maar dit heeft nauwelijks geleid tot terugkeer van kenmerkende plantensoorten. De aanvoer van oppervlaktewater in combinatie met plaggen heeft geleid tot een stijging van de bodem-pH met twee eenheden in een anderhalve meter brede trilveenzone langs de

aanvoersloten. Alleen in deze zone hebben zich weer enkele basenminnende soorten gevestigd. In situatie met wegzijging naar de omringende zeer diep ontwaterde polders is aanvoer van matig basenrijk oppervlaktewater in combinatie met plaggen niet succesvol geweest voor herstel van trilveen. Vaak is de sterkte van de kwelstroom met basenrijk grondwater verminderd, waardoor zuurvormende processen (veenaafbraak, nitrificatie, oxidatie van ijzer en sulfide) de overhand gekregen hebben en een N-rijke, zure waterlaag ontstaan is. Daardoor is de oorspronkelijke trilveenvegetatie over grote oppervlakte vervangen door ééntonige velden van veenmossen en haarmos. Wanneer greppels zijn gegraven voor de afvoer van neerslagwater, waardoor basenrijk grond- of oppervlaktewater weer meer invloed krijgt, en tegelijkertijd de veen- en haarmoslaag werd geplagd en daarna bekalkt, zijn kenmerkende soorten van trilveen teruggekomen. Helaas zijn de typische mossoorten uit trilvenen tot nu toe nog niet teruggekomen. Voor drijftillen worden ingrepen bemoeilijkt doordat na plaggen zeer snel opnieuw verzuring optreedt doordat het veen omhoog komt. Aanvoer van gebufferd water is dan ook niet mogelijk. Kortom, herstel via EGM van gedegradeerd trilveen is veelal moeizaam en afhankelijk van de hydrologie. De afvoer van neerslagwater in combinatie met plaggen van de verzuurde moslaag liefst met een geschikte dosis van bekalking is geschikt voor gedeeltelijk herstel van trilvenen van (zwakke) kwelgebieden in de laagvenen.

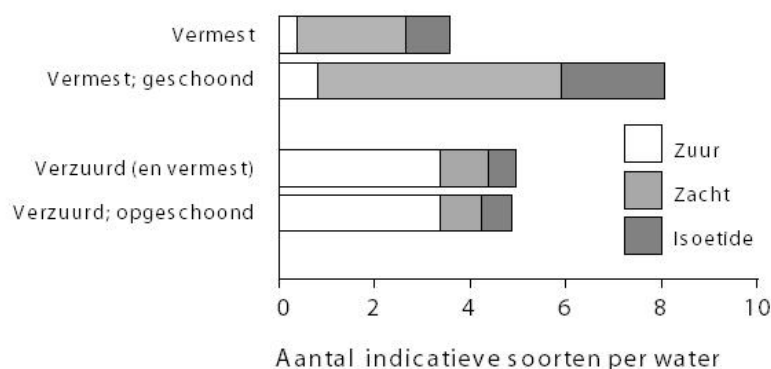
5.6 Vennen, zwakgebufferde wateren en duinplassen

In het Nederlandse (heide)landschap komen op veel plaatsen vennen voor. Deze wateren zijn van origine veelal hydrologisch geïsoleerd of gevoed door lokaal kwelwater, vaak ondiep (< 3 m) en relatief klein (< 100 ha). De waterlaag is voedselarm en niet of maar weinig gebufferd. Hierdoor zijn ze zeer gevoelig voor verzuring en vermesting; veel van deze wateren behoren wat dit betreft tot de meest gevoelige ecosystemen van Europa. Globaal kunnen de kenmerkende wateren van het (heide)landschap in een drietal hoofdgroepen worden ingedeeld: zure heidevennen (met of zonder hoogveenverlandings), zeer zwak gebufferde wateren en zwak tot matig gebufferde wateren. Tot deze laatste categorie horen ook de duinplassen. Uiteraard heeft ieder van deze hoofdgroepen een kenmerkende begroeiing met, veelal ernstig bedreigde, waterplanten en, soms sterk verschillende, sturende factoren en processen. Het aandeel bedreigde soorten waterplanten uit de twee laatst genoemde hoofdgroepen is zowel op nationale als Europese schaal erg hoog, namelijk respectievelijk 70 en 50 % van het totaal aantal soorten.

Uitgebreid EGM/OBN onderzoek uit de periode 1989 - 2006 heeft geleid tot een set van herstelmaatregelen die abiotiek en biodiversiteit in door verzuring en/of vermesting aangetaste systemen kunnen herstellen. Dit alles maakt het nu goed mogelijk de toestand van het ven of water vooraf vast te stellen ("diagnose") en dan de daarbij aansluitende herstelmaatregel te selecteren. Zo is gebleken dat in van nature al zure heidevennen die verder verzuurd zijn er nauwelijks herstelbeheer nodig is, uitgezonderd lokaal een lichte bekalking tegen de beschimmeling van amfibieëneieren (heikikker) en het kleinschalig plaggen van de oevers voor het herstel

van natte, zure heide. De hogere planten in van nature zure wateren zijn nauwelijks gevoelig voor verdere verzuring. In de waterlaag komen ook bijna alleen plantensoorten voor die resistent zijn tegen verhoging van de ammoniumconcentraties. Overigens is het verheugend dat er recent spontaan herstel van de pH van de waterlaag optreedt in deze vennen door de reductie van de toevoer van verzurende stoffen, met name van S-verbindingen. Was de pH van de waterlaag in de jaren tachtig van de vorige eeuw gemiddeld 3,8 in dit type vennen, nu is dat weer gestegen naar 4,4 - 4,6. Het licht bekalken van verzuurde vennetjes voor behoud van de heikikker is nu dan ook niet meer noodzakelijk.

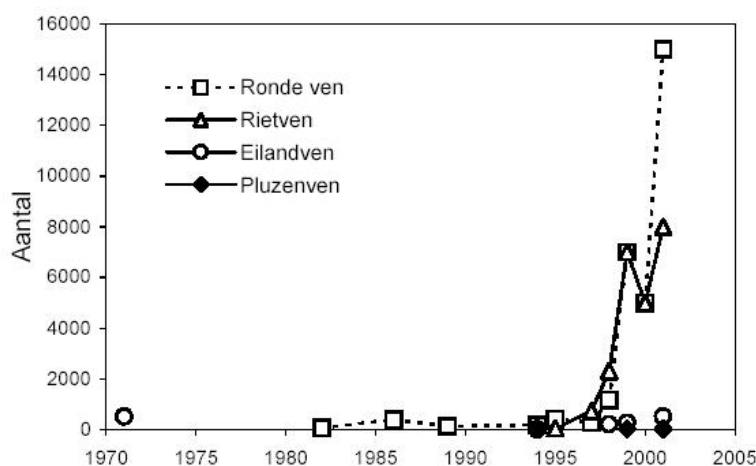
De soortenrijke waterplantenvegetatie van gedegradeerde, zwak tot matig gebufferde wateren (bijv. duinplassen of wielen), die alleen geëutrofeerd zijn, maar niet gevoelig zijn voor (her)verzuring, bleek daarentegen wel goed te herstellen door het verwijderen van de sliblaag en het plaggen en vrijstellen van de oevers. Ook is het inperken van de bron van nutriënten (bijvoorbeeld bemesting van naburige landbouwpercelen) veelal noodzakelijk. 5-6 jaar na uitvoering is de verbreiding en het aantal kenmerkende waterplanten uit het zwak gebufferd milieu in de onderzochte natuurgebieden van deze groep van zwak tot matig gebufferde vennen sterk toegenomen (Figuur 5.5).



Figuur 5.5 Gemiddeld aantal indicatorsoorten aangetroffen in vijf vermeste, niet verzuringsgevoelige en in zes verzuurde of verzuringsgevoelige wateren, voor en 5 jaar na uitvoering van EGM (verwijderen van de sliblaag) in referentieprojecten. Soorten van zuur water, isoëtide soorten (waterplanten die qua groeiwrm lijken op Isoetes) of overige zachtwatermacrofyten zijn apart aangegeven

Een knelpunt in het herstel van gedegradeerde (zeer) zwak gebufferde wateren zijn de maatregelen in verzuringsgevoelige wateren. Vele tientallen herstelprojecten waarbij de sliblaag verwijderd werd, leverden teleurstellende resultaten op als gevolg van het onvoldoende bestrijden van (her)verzuring, hoewel toen al uit het EGM-onderzoek duidelijk was geworden dat opschonen zonder aanvullende antiverzuringmaatregelen bij de toen heersende verzurende depositie geen duurzame toename van de kenmerkende waterplanten opleverde (Figuur 5.5). Toch zijn er in principe drie mogelijkheden om de buffercapaciteit van de waterlaag te herstellen: a) directe toevoer van bufferstoffen (“bekalking”), b) inlaat van schoon, maar gebufferd (grond)water en c) bekalking van het inzigtgebied, waardoor het verzuurde zeer lokale kwelwater weer licht gebufferd wordt.

Zoals aangetoond in binnen- en buitenland bleek directe bekalking van de waterlaag (a) geen optie te zijn, omdat een groot deel van de kalk niet oplost en na uitzakken op het sediment of op de opgeschoonde waterbodem terecht kwam, en daarmee zogenaamde interne eutrofiëring van het systeem veroorzaakte. Het verwijderen van het slib, gevolgd door gedoseerde inlaat van gebufferd (grond)water (optie b), is een prima maatregel gebleken om de oorspronkelijke water- en sedimentcondities te herstellen, met name de buffercapaciteit en de mate en vorm waarin stikstof (meer nitraat dan ammonium) en anorganisch koolstof beschikbaar zijn. Op aldus herstelde locaties keerden kenmerkende plantensoorten massaal terug; voor het eerst sinds decennia zijn er nu weer vennen in Nederland met een roze waas van tienduizenden waterlobelia's (Figuur 5.6). Meer problematisch is het herstel van voorheen zeer zwakgebufferde wateren, die zeer verzuringsgevoelig zijn en waar optie b geen mogelijkheid is. Herstel van de oorspronkelijke stikstofhuishouding en buffering zijn hier essentieel. Dit kan worden bereikt door bekalking van het verzuurde invanggebied (optie c; zie sectie heide).



Figuur 5.6 Aantallen individuen van waterlobelia (*Lobelia dortmanna*) in de verschillende vennen van het Bergvennencomplex sinds 1970 (gegevens Landschap Overijssel). De herstelmaatregelen (verwijderen van de sliblaag gevolgd door gedoseerde inlaat van gebufferd grondwater) zijn uitgevoerd in de winter van 1993-'94 (Brouwer et al., 1996). Gebufferd water stroomt van het Rietven naar het Eilandven en vervolgens naar het Pluzenvan. In het Ronde ven treedt kwelwater uit.

Al in de tachtiger jaren van de vorige eeuw zijn er (zelfs pre-EGM) herstelmaatregelen uitgevoerd tegen aantasting van de besproken wateren. In zwakgebufferde wateren, vermist door fosfaat, is de duurzaamheid hoog (zeker 15 jaar), terwijl over de duurzaamheid van de bestrijding van verzuring in zeer zwak gebufferde wateren op dit moment nog niet alles te zeggen is doordat de meeste maatregelen in de jaren 1994-'98 zijn uitgevoerd. Wel is nu al duidelijk dat het herstel van de buffering in verzuurde situaties zeker 8 - 14 jaar aanhoudt. Verder zijn er sterke aanwijzingen dat ook hier EGM op echt lange termijn duurzaam is. Zo is steeds minder (frequent) inlaatwater nodig om de buffercapaciteit op peil te houden. Dit heeft in verzuurde vennen te maken met het heropladen van de buffercapaciteit van de waterbodem, maar ook met de sterke afname van de verzurende atmosferische depositie (zie hoofdstuk 2). Door deze, zeer noodzakelijke, brongerichte maatregelen is de duurzaamheid van EGM in verzuringsgevoelige wateren steeds

groter geworden en het is nu zo dat in de meeste herstelde terreinen van dit type herhaling van de EGM, naast regulier beheer. (vrijwel) niet meer nodig is. Echter, deze aanzienlijke vermindering van atmosferische depositie betekent nog niet dat de vegetatie van verzuurde zeer (zwak) gebufferde wateren spontaan herstelt. Door de langdurige atmosferische depositie is een verzuurde organisch sedimentlaag opgehoopt op de oorspronkelijk minerale bodem. Daardoor blijft eenmalig herstel van de abiotische randvoorwaarden noodzakelijk, zelfs al is de huidige verzurende depositie veel lager dan 20 jaar geleden. Door dit alles is herstel op dit moment wel zeer kansrijk en duurzaam.

5.7 Synthese

In dit hoofdstuk is een overzicht gegeven van maatregelen die mogelijk zijn om de negatieve effecten van N-depositie te herstellen via EGM/OBN. Van groot belang is om te weten of EGM in de beschreven ecosysteemtypen noodzakelijk zijn om eerst weer in de originele toestand van het milieu te komen, of dat effectgerichte maatregelen ook kunnen bijdragen aan verminderde gevoeligheid van betreffende systemen voor N-depositie. In het algemeen moet gesteld worden dat herstelmaatregelen in de beschreven natuurterreinen noodzakelijk zijn om de erfenis van N-depositie uit het verleden te verwijderen. Door deze “erfenis” is in bijna alle gevallen ook geen spontaan herstel van de biodiversiteit op redelijke termijn (< 50 jaar) te verwachten; de N-ophoping in deze ecosystemen verdwijnt niet van zelf, uitgezonderd via denitrificatie in sommige moerassen of door N-uitspoeling naar het grondwater in bossen. Ook de gevolgen van bodemverzuring (afname van de buffercapaciteit) zijn niet zo maar 1-2-3 weg, heroplading van het bodemcomplex door natuurlijke bodemverwerking is een zeer traag proces, uitgezonderd in situaties met basenrijke kwel. In slechts enkele ecosystemen (droge en natte heide, kalkgraslanden) is het mogelijk de gevoeligheid van het systeem voor N-depositie door EGM/OBN wat te verlagen, dit betekent dat de kritische N-depositiewaarden voor genoemde systemen met maximaal $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ kunnen worden opgehoogd. Uiteraard worden hierdoor de kosten van het gevoerde beheer hoger voor de terreinbeherende organisaties, terwijl tegelijkertijd goed in de gaten moet worden gehouden of door deze verhoogde beheersactiviteit niet gevoelige elementen uit betreffende systemen verdwijnen.

6 Ammoniakbeleid

In de voorafgaande hoofdstukken is aangetoond dat de uitstoot en vervolgens de depositie van ammoniak – negatieve – gevolgen heeft voor de Nederlandse natuur. Er was allereerst zorg over de verzuring en vermisting van de bodem en daarmee de achteruitgang van gevoelige soorten. De getroffen maatregelen tegen verzuring zijn effectief gebleken, maar in de laatste jaren is men er zich van bewust geworden dat de soortensamenstelling in de Nederlandse natuur zich toch niet volledig heeft hersteld. Stikstofminnende soorten hebben zich kunnen ontwikkelen in doorgaans stikstofarme natuurgebieden.

Doordat een groot aantal regels in de Europese en Nederlandse milieu- en natuurbeschermingswetten is opgenomen, heeft het beleid een steeds grotere greep op de bedrijfsvoering gekregen. Vooral boeren in de buurt van natuurgebieden hebben met veel regels te maken gekregen die leiden tot extra kosten en beperkingen voor bedrijfs groei of aanpassing. Ook de politiek maakt zich zorgen over de manier waarop het natuurbeleid vorm wordt gegeven [CDA, Tweede Kamerfractie (2006), Natuurbeleid: een onnodig groeiend ongenoegen] en ook over de wetenschappelijke onderbouwing daarvan [“Boeren mogen niet uitbreiden omdat niet duidelijk is hoe nitraatdepositie in elkaar steekt (sic)”]. Het in 2007 voorgestelde Toetsingskader Ammoniak voor uitvoering van het ammoniakbeleid nabij natuurgebieden, waarbij de depositie toch nog kon toenemen, moest ondernemers toch de ruimte bieden om uit te breiden. De Raad van State heeft de invoering van dit toetsingskader onlangs ontraden, en het kabinet heeft dit daarom laten vervallen. Ondertussen zal alleen vergunning voor nieuwvestiging of uitbreiding worden verleend als de ammoniakdepositie daardoor niet toeneemt. Daarnaast geeft de beleidslijn “IPPC-omgevingstoetsing ammoniak en veehouderij” geeft aan wanneer uitbreidende varkens- en pluimveebedrijven luchtwassers moeten plaatsen. Dit ongeacht depositie op of afstand tot het natuurgebied.

Al sinds 1986 is er actief beleid gevoerd om de achteruitgang van de natuur tegen te gaan. Dit beleid wordt mede ingegeven door de afspraken die er in internationaal verband gemaakt zijn. Zonder internationale afspraken heeft het beleid ook weinig zin. Veel van de ammoniakstromen komen uit – en gaan naar – het buitenland. Alleen een gezamenlijke prestatie zal effect hebben. Nederland exporteert zeven keer zoveel ammoniak dan zij importeert.

Nederland is dichtbevolkt ook wat betreft landbouwdieren. De ammoniakemissie per hectare landoppervlak is dan ook het hoogst van Europa. Het beleid richtte zich in eerste instantie op het reduceren van de emissies uit de dierlijke mest. De ammoniak komt vooral vrij uit stallen en mestopslagen en bij het uitrijden van mest. Met het Besluit Ammoniakemissie huisvesting landbouwdieren, het Besluit Mestbassins milieubeheer en het Besluit Gebruik dierlijke meststoffen is beoogd de jaarlijkse emissie van ammoniak voor 2010 tot onder de 128 kiloton terug te brengen. Dit is het plafond waartoe Nederland zich verplicht heeft in de National Emission Ceiling

(NEC) richtlijn. Nederland heeft die verplichting in 2001 op zich genomen, de emissie bedroeg in het referentiejaar 1990 226 kiloton ammoniak, maar was in 2000 al tot 157 kiloton afgenomen (MNC, 2005). Het plafond in deze richtlijn van de Europese Unie is voor ammoniak even laag als dat van het Gothenborg Protocol, dat door de lidstaten van de UN/ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution is overeengekomen.

Het Besluit Mestbassins heeft bewerkstelligd dat alle mestopslagen worden afgedekt, zodat ammoniak niet meer uit de mest kan verdampen. Het Besluit Gebruik dierlijke meststoffen schrijft voor dat mest emissiearm moet worden uitgereden. Doordat de periode van uitrijden steeds is verkort, zijn de mestopslagen groter geworden. Het heeft geen zin om mest toe te dienen voordat het gewas daar behoefte aan heeft. Buiten het groeiseizoen is de kans op af- en uitspoeling van de meststoffen groot. Er mag nu vanaf 1 februari tot september mest worden uitgereden. Het Besluit Ammoniakemissie huisvesting landbouwdieren schrijft voor welke stalsystemen gebruikt mogen worden. In de Regeling Ammoniak en Veehouderij staat een lijst van stalsystemen en bij behorende emissie per dierplek. De huisvesting van de intensieve veehouderij moet voor 2010 zodanig zijn ingericht dat zij emissiearm is. Dit betekent dat de emissie uit de stallen ten opzichte van de gangbare stallen wordt gehalveerd. De melkveehouderij is in praktische zin buiten het Besluit Ammoniakemissie gehouden. Het emissiearm maken van melkveestallen is niet eenvoudig, omdat de stallen halfopen zijn. Open stallen ventileren goed en daardoor vervluchtigt de ammoniak snel. Daarnaast zijn emissiearme stallen ook niet effectief, omdat melkvee wordt geweid en daarmee gedurende de zomer niet in de stallen verblijft. De sector zegde in 2002 toe dat zij door het vee minder eiwitrijk voer te geven de emissie van ammoniak aanzienlijk zou reduceren. Inmiddels is gebleken dat die reductie niet gemakkelijk is te realiseren. Vooral veehouders op klei- en veengronden bieden hun vee onvoldoende maïs of andere eiwitarme producten aan.

De Meststoffenwet heeft indirect een gevolg voor de uitstoot van ammoniak. De MINAS wetgeving beperkte de uitstoot met circa 7 kiloton ammoniak door grenzen aan de overschotten aan N in de mest op te leggen. Hierdoor werd vooral het gebruik van kunstmest ontmoedigd. De per 2006 gewijzigde Meststoffenwet legt in het verlengde van de Nitraatrichtlijn op dat er niet meer bemest wordt dan het gewas kan opnemen, en dat er niet meer dan 170 kg N per ha aan dierlijke mest wordt aangewend. Dit heeft geleid tot een stelsel van grondsoort en gewasspecifieke mestnormen. Nederland heeft een tijdelijke derogatie van de dierlijke mestnorm gekregen. Op bedrijven met meer dan 70% grasland mag 250 kg N per ha aan dierlijke mest worden aangewend. De derogatie is verleend onder de voorwaarde dat in 2009 de nitraatconcentratie van het grondwater niet hoger is dan 50 mg nitraat per liter.

Naast deze generieke maatregelen is er ook beleid ontwikkeld dat zich specifiek op de bescherming van natuurgebieden richt. In Europees verband zijn dit de Vogel en Habitat Richtlijnen (VHR) en de Integrated Pollution Prevention and Control richtlijn (IPPC). De VHR schrijven voor dat er geen vergunning voor nieuwe economische activiteiten mag worden verleend die de abiotische randvoorwaarden –

dus ook de depositie van ammoniak – voor een aantal geselecteerde natuurgebieden – o.a. Natura 2000 gebieden, waar Nederlandse natuur uniek in Europa is – significant belasten. De IPPC richtlijn eist dat grote veehouderijbedrijven zgn. Best Beschikbare Technieken (BBT) gebruiken om vervuiling van lucht, bodem en water te voorkomen. In Nederland worden emissiearme stallen onder BBT verstaan. Daarnaast wordt geëist dat er geen vergunning aan een bedrijf wordt verleend als nabijgelegen gevoelige natuur significant wordt belast. Onder ongunstige omstandigheden, zoals zeer nabije ligging of zeer gevoelige natuur, kan het daarom voorkomen dat een vergunning geweigerd wordt ondanks het feit dat de stallen van een bedrijf aan BBT voldoen. Alleen nog schonere techniek zoals luchtwassers voldoen. De IPPC richtlijn geldt voor bedrijven met meer dierplaatsen dan 750 zeugen, 2.000 vleesvarkens of 40.000 stuks pluimvee.

Omdat in Nederland vrijwel overal de ammoniak depositie de voor de kritische belasting voor de ter plekke aanwezige ecosystemen (zie Hoofdstuk 4) overtreft, blokkeert de strikte naleving van de VHR en de IPPC richtlijn elke economische ontwikkeling die gepaard gaat met een toename van de ammoniakemissie rond natuurgebieden. De politiek vindt deze blokkering ongewenst, omdat zij de betrokken ondernemers bovenmatig belemmert, en stilstand van het platteland en verrommeling van het landschap in de hand werkt.

Box: De Raad van State heeft in de afgelopen jaren meerdere malen beoordeeld of een vergunning voor het houden van dieren in de nabijheid van een natuurgebied terecht is verleend.

Uitspraak van de Raad van State 14 maart 2007:

2.11 Het deel van het Habitatrichtlijn “Kampina “... bevindt zich op een afstand van circa 2.400 meter van de inrichting. Verweerder (*dwz het college van B&W dat de vergunning verleende*) heeft erkend dat ... de ammoniakdepositie op dit gebied toeneemt. Verweerder heeft niet onderzocht of op basis van objectieve gegevens kan worden uitgesloten dat de thans vergunde toename van de ammoniakdepositie significante gevolgen heeft voor het gebied “Kampina”, afgezet tegen de specifieke instandhoudingdoelen daarvan. Verder heeft hij niet onderzocht of de vergunde toename van de ammoniakdepositie andersoortige effecten voor het gebied inhouden en, zo deze effecten er zijn, of deze als significant moeten worden aangemerkt. enz.

2.12 Het beroep is gegrond. Nu de beoordeling volgens de Habitatrichtlijn bepalend is voor de beantwoording van de vraag of de gevraagde vergunning kan worden verleend, komt het bestreden besluit (*dwz de verleende vergunning*) in zijn geheel voor vernietiging in aanmerking.

De Wet Ammoniak en Veehouderij (WAV) bepaalt dat binnen een zone van 250 meter rond kwetsbare gebieden binnen de Ecologische Hoofdstructuur geen veehouderijen mogen worden opgericht of uitgebreid. De uitzondering hierop is dat zodanige maatregelen worden getroffen dat de ammoniakemissie na uitbreiding niet hoger is dan de uitstoot die het bedrijf volgens de oude vergunning zou hebben gehad als alle stallen emissiearm uitgevoerd zouden zijn geweest. Buiten de 250 meter zone bepaalt de WAV dat uitsluitend een vergunning kan worden geweigerd als het

bedrijf onder de IPPC valt. De IPPC richtlijn eist dat bedrijven de natuur niet significant mogen belasten. Feitelijk moet elke nieuwe situatie opnieuw beoordeeld worden. De beleidslijn toepassing IPPC richtlijn – brief Staatssecretaris VROM dd 27 oktober 2006, Kamer Stukken 22 343, nr 142 - geeft aan wanneer gemeentes vergunningen voor bedrijfsuitbreidingen mogen verstrekken.

Tabel 6.1 Beleidslijn toepassing IPPC richtlijn. Het bevoegd gezag is de gemeente (Be&W) waarin de onderneming is gelegen.

| | WAV | Beleidslijn toepassing IPPC richtlijn | |
|-----------------------------------|----------------------|---|---|
| Afstand tot natuurgebied | Binnen 250 m | Buiten 250 m, maar binnen 3000 m | |
| Nieuwvestiging | Niet mogelijk | Binnen reconstructie | Buiten reconstructie |
| Uitbreiding | Gecorrigeerd plafond | | |
| Uitbreiding tot 5000 kg | | Nieuwe dierplaatsen met systeem dat aan Besluit huisvesting voldoet | Nieuwe dierplaatsen met systeem dat aan Besluit huisvesting voldoet |
| Uitbreiding van 5000 tot 10000 kg | | Nieuwe dierplaatsen met systeem met 70% reductie | Alle dierplaatsen met systeem met 70% reductie |
| Uitbreiding boven 10000 kg | | Nieuwe dierplaatsen met systeem met 90% reductie | Alle dierplaatsen met systeem met 90% reductie |

De doelen van de Vogel- en Habitatrichtlijnen leiden tot een opgave om de leefomstandigheden van de te beschermen soorten en habitats te verbeteren. Ongeveer tweederde van de te beschermen soorten en habitats bevindt zich namelijk in een “ongunstige staat van instandhouding”. Voor deze soorten geven de Vogel- en Habitatrichtlijnen een expliciete verbeteropgave: de staat van instandhouding moet gunstig worden. De richtlijnen geven geen deadline wanneer de gunstige staat van instandhouding bereikt moet zijn, maar verplichten tot ‘behoud en herstel’ (Van Veen & Bouwma, 2007).

Ook in de Habitat richtlijn is opgenomen dat economische ontwikkelingen geen significante extra belasting van de aangewezen natuurgebieden tot gevolg mogen hebben. Het Toetsingskader Ammoniak en Natura 2000 (Ministerie LNV, 2007) - brief Minister LNV dd 27 november 2006, Kamer Stukken 30 654, nr 27 - bevat de rekenregels die gebruikt zouden worden bij het verlenen van vergunningen. Dit zijn vergunningen die de provincies (GS) afgeven in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998. Grondgebonden bedrijven – veebezetting met een bemesting minder dan 250 kg N per hectare – en bedrijven op meer dan 3 km afstand krijgen altijd een vergunning.

De kern van het toetsingskader is dat bedrijven in de buurt van Natura2000-gebieden kunnen uitbreiden zolang het geen significant negatief effect heeft op het natuurgebied. Recentelijk is het toetsingskader onder druk komen te staan. Ten eerste ligt er een uitspraak van de Raad van State (20 maart 2008) die een vergunning getoetst m.b.v. het toetsingskader heeft vernietigd. Ten tweede is de lijst met kritische depositiewaarden per gebied aangepast. Daarom heeft de minister van LNV geconcludeerd dat in de huidige vorm het toetsingskader niet bruikbaar is. Een door

de minister ingestelde taskforce moet binnen de kaders van de Europese regelgeving, werkbare en juridisch houdbare oplossingsrichtingen uitwerken.

Tabel 6.2 *Overzicht van het aantal te houden dieren bij een ammoniakemissie en dientengevolge depositie op een nabijgelegen Natura 2000 gebied, die nog juist niet significant bijdraagt aan de belasting. Een significante bijdrage is hier gelijkgesteld aan 5% van de kritische belasting van in dit voorbeeld 600 mol per hectare. De vergunning wordt verleend door de provincie waarin het natuurgebied is gelegen (GS)*

| | Emissie per dierplek kg NH ₃ /jaar | Aantal dieren ¹⁾ dat op afstand van een natuurgebied gehouden mag worden Bos (critical load 600 mol per ha) | | | |
|-------------------------------|---|--|-------|-------|--------|
| | | 100 m | 250 m | 500 m | 1000 m |
| Vleesvarken | | | | | |
| Gangbaar | 2.7 | 15 | 76 | 309 | 1389 |
| Emissiearm | 1.4 | 28 | 147 | 595 | 2679 |
| Biologische luchtwasser (70%) | 0.8 | 49 | 257 | 1042 | 4688 |
| Chemische luchtwasser (95%) | 0.18 | 219 | 1142 | 4630 | 20833 |
| Melkkoe | | | | | |
| Gangbaar | 11.0 | 4 | 19 | 76 | 341 |
| Emissiearm | 9.5 | 4 | 22 | 88 | 395 |
| Incl. jongvee | | | | | |
| Incl. weiden en aanwenden | | | | | |

¹⁾ Het aantal te houden dieren is rechtevenredig met de critical load. Met andere woorden bij een natuurgebied met een critical load van 1200 mol per ha mogen op dezelfde afstand twee keer zoveel dieren worden gehouden als er vermeld is in de tabel

De WAV geeft ruimte voor uitbreiding van melkveebedrijven tot 200 melkkoeien met bijbehorend jongvee. Bij de totstandkoming van de WAV is er steeds op gewezen dat in de nabijheid van een Natura 2000 gebied ook een vergunning in het kader van de Natuurbeschermingswet nodig is en dat uitbreiding tot 200 melkkoeien daarmee op gespannen voet kan staan. Bij melkvee dat jaarrond wordt opgesteld, laat het Besluit ammoniakemissies huisvesting een stalsysteem toe met een emissie van 9,5 kg ammoniak per jaar per dierplek. Op een afstand van 500 m van een gevoelig natuurgebied, aangewezen in het kader van Natura 2000, met een kritische belasting van 1200 mol per ha, wat nog niet eens zo heel gevoelig is, kunnen dan ‘slechts’ 176 dieren gehouden worden. Dit zijn er minder dan de 200 melkkoeien die volgens de WAV zelfs binnen een afstand van 250 m mogen worden gehouden. Bij deze vergelijking zijn het jongvee en de uitrijdemissies nog buiten beschouwing gelaten.

De Europese richtlijnen – IPPC en VHR – hebben hetzelfde doel: de natuur te beschermen, maar ze grijpen op een ander punt aan. De IPPC richt zich op grote intensieve veehouderijen en eist dat deze BBT technieken gebruiken én dat zij geen – enkel – natuurgebied significant belasten. De VHR richt zich op alle bedrijven en eist dat zij geen natuurgebieden – Natura 2000-gebieden - significant belasten. Daarbij is in het midden gelaten wat er precies onder significant moet worden verstaan. Europese wetgeving moet worden vertaald naar nationale wetgeving. Hierbij is de IPPC bij de Wet Milieubeheer terechtgekomen. De gemeenten verstrekken de vergunning. De VHR wordt in de Natuurbeschermingswet verankerd. De provincies verstrekken hier de vergunning.

Al met al is een complexe regelgeving – WAV, IPPC en Natura 2000 - ontstaan die veehouders in het ongewisse laat of zij op hun huidige locatie kunnen investeren. Aan deze situatie komt pas een einde wanneer duidelijk wordt wat onder significante belasting moet worden verstaan en wanneer de regelgeving op elkaar wordt afgestemd. Een motie daartoe bij het debat over het toetsingskader ammoniak natuurbeschermingsgebieden werd echter van de agenda afgevoerd (Kst. 30654 nr 31).

In de praktijk weert het gebiedsgerichte beleid alleen hokdierbedrijven uit de zones rond natuurgebieden. Dit scheelt een depositie van enkele tientallen (50) mol stikstof per hectare (Van Hinsberg et al., 2003; Van Pul et al., 2004). In lokale situaties kan de bijdrage uit een zone op een klein natuurgebied echter veel groter zijn (Gies et al., 2002; Van Hinsberg et al., 2003; Van Pul et al., 2004). Zolang de achtergrondbelasting door het nemen van generieke maatregelen – Besluiten Ammoniakemissie huisvesting landbouwdieren, Mestbassins milieubeheer en Gebruik dierlijke meststoffen - niet zodanig is gedaald dat de belasting in de buurt komt van de kritische belasting, bieden gebiedsgerichte maatregelen weinig soulaas en zullen effectgerichte maatregelen – Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (zie Hoofdstuk 5) – een tegenwicht moeten bieden.

7 **Synthese en conclusies**

De Nederlandse natuur is gedurende laatste eeuw sterk veranderd. Niet alleen is het areaal afgenomen. Ook is de vegetatie anders samengesteld. Deze verandering vindt zijn oorzaak in de toegenomen atmosferische depositie van stikstof, in het bijzonder door de emissie van ammoniak uit mest (75%). De landbouwsector levert de grootste bijdrage (90%) aan de uitstoot van ammoniak. Binnen de landbouwsector levert de melkveehouderij (50%) de grootste bijdrage. Sinds 1980 is de emissie van ammoniak gehalveerd. De laatste jaren is zij constant op een niveau van 120 kiloton in de landbouw en 14 kiloton in andere sectoren. Nederland is met de andere lidstaten van de Europese Unie overeengekomen de emissie te beperken tot minder dan 128 kiloton ammoniak. Ammoniak verspreidt zich door de lucht. De depositiesnelheid is groter dan voor andere luchtverontreinigende stoffen zoals zwavel en stikstofdioxide. Na een reisafstand van 50 km is circa 50% weer op de bodem neergeslagen. De gemiddelde depositie bedraagt 30 kg stikstof per ha, maar is in het Zuidoostelijk Nederland hoger vanwege de concentratie van de intensieve veehouderij daar. In dit gebied bevinden zich ook enkele zeer gevoelige natuurgebieden, die slechts een depositie van 5 tot 15 kg N per ha tolereren.

Depositie van ammoniak zal in eerste instantie een toename van de groei van alle bestaande natuur teweegbrengen. Bij hogere depositie kunnen stikstofminnende planten, met name enkele gewone grassen zoals bochtige smele, pijpenstrootje, gevinde kortsteel en struisgras, hier beter van profiteren en verandert de samenstelling van de vegetatie. In 1995 was meer dan 35% van de Nederlandse heide vergrast. Bij nog hogere depositie wordt de voedselhuishouding in de bodem verstoord. Bossen worden daardoor minder vitaal. Uiteindelijk treedt verzuring van de bodem op.

Conclusies

Ammoniak is nog steeds een probleem, omdat de depositie nog te hoog is voor gevoelige ecosystemen, met name die van de zandgronden.

De stikstofdepositie bedraagt nu 2100 mol per ha. Dit is meer dan zes maal zo hoog als de depositie in 1900 en 40% minder dan de piek in de depositie van 1988. Nederland streeft naar een stikstofdepositie van 1650 mol per ha in het jaar 2010.

Europees gezien is ammoniak een Nederlands probleem. De Nederlandse export van ammoniak verhoudt zich 7:1 tot de import.

Het brongerichte (emissie) beleid heeft de emissie in de periode 1988 tot 2005 teruggebracht van 240 tot 132 kiloton ammoniak. De melkveesector is nu met 50 kiloton ammoniak de sector met de grootste bijdrage aan de jaarlijkse emissies.

Het ammoniakgat, de onderschatting van modelberekeningen ten opzichte van metingen, is door de aanpassingen in het model gereduceerd tot minder dan 5%. Dit

is veel minder dan de afwijkingen (circa 17%), die worden veroorzaakt door variaties in het weer en in de bedrijfsvoering. Het verschil is even groot als de verschillen die in de berekening van andere luchtverontreinigende stoffen worden gevonden.

Bij het huidige niveau van atmosferische depositie (zwaveloxide, stikstofoxide, ammoniak) verdringen stikstofminnende plantensoorten, vooral grassen, geleidelijk de originele vegetatie. Deze verandering van de soortensamenstelling is op vrijwel alle ecosystemen te herkennen. Verzuring treedt nog op in schrale graslanden, vennen en moerassen.

Er is een nieuwe, complete lijst van kritische depositiewaarden. Voor elk natuurdoeltype is in een synthese van metingen en modelresultaten een eenduidige kritische depositiewaarde vastgelegd. Deze lijst geeft meer detail, maar door het nieuwe wetenschappelijke inzicht zijn de kritische depositiewaarden zelf - in de periode 1995-2007 - nauwelijks aangepast.

Dankzij effectgericht beleid in de vorm van onderhoud en beheer van bos en natuurgebieden kunnen verscheidene natuurdoeltypen de te hoge depositiedruk overleven. Dit beleid kan voor die typen structureel de kritische depositie waarde met maximaal 5 kg N per jaar verlichten.

Nederland heeft naast brongericht en effectgericht beleid ook gebiedgericht beleid in de wet opgenomen. Hierbij wordt de bedrijfsvoering nabij kwetsbare (= voor verzuring zeer gevoelige) natuurgebieden beperkt. Dit beleid is in regel – nog – niet effectief, omdat de achtergrondbelasting nog te hoog is. Het beleid is in toenemende mate complex: WAV, VHR, IPPC en Reconstructie Wet beogen de milieudruk op de natuur te verminderen, maar hanteren andere regels.

Onduidelijkheid

Over de rol van stikstof en ammoniak in de Nederlandse natuur in het bijzonder bestaat soms onduidelijkheid. Deze onduidelijkheid is op enkele punten terug te voeren:

- ammoniak is een base, maar werkt verzurend, versterkt het broeikas effect en bedreigt de gezondheid;
- met uitzondering van vennen, vallen de effecten van verzuring mee;
- ammoniak slaat dicht bij de bron neer, maar zonering is niet effectief;
- de kosten van het beleid zijn onduidelijk;
- het ammoniakgat is door recente ontwikkelingen teruggebracht tot minder dan 5%.

In water opgelost vormt ammoniak een base. In de atmosfeer kan het reageren met zwavel- en stikstofoxide. Er wordt dan aerosol of fijn stof gevormd. Hoge concentraties van fijn stof kunnen een gezondheidsprobleem veroorzaken. Eenmaal op de bodem gedeponerd wordt ammoniak door bacteriën omgezet in nitraat. Voor planten is nitraat een onmisbare voedingsstof. Het nitraat dat niet wordt opgenomen spoelt uit naar het grondwater. Daar kan het verzurend werken (zie hoofdstuk 3). Eenmaal in de lucht gebracht wordt ammoniak in een cascade van processen

afgebroken. Veel afbraakproducten hebben een - indirecte – effect op de opwarming van de aarde (zie paragraaf 3.8).

In de jaren negentig veroorzaakte zure regen veel onrust. De zure depositie is dankzij beleidsmaatregelen sterk afgenomen. Deze afname is nog niet voldoende. Stikstof depositie vermist het milieu. Met name op voorheen stikstofarme bodems is daardoor de samenstelling van de vegetatie veranderd. Stikstofminnende planten zijn er dominant geworden.

De gemiddelde depositie op de natuur bedroeg circa 32 kg N per ha (gemiddeld circa 1550 mol ha⁻¹ ammoniak en 750 mol ha⁻¹ stikstofoxide) in 2003, maar 22% van het Nederlandse natuurareaal heeft een belasting die lager is dan de kritische belasting. Gemiddeld is er sprake van een overschrijding van de kritische depositie met ca 16 kg N per ha (1175 mol N per ha) (zie Hoofdstuk 4, Tabel 4.3).

Veel luchtverontreinigende stoffen hebben een lange verblijftijd in de atmosfeer. Zij bereiken de bodem pas over een grote afstand. Dit geldt in mindere mate ook voor ammoniak. Na 1000 meter heeft 20% van de uitstoot weer de bodem bereikt. Deze notie heeft er toe geleid dat er gebiedsgericht beleid is ontstaan. In zones – van 250 meter of meer – rond natuurgebieden zijn er beperkende maatregelen voor de intensieve veehouderij afgekondigd. Over het algemeen zijn die maatregelen niet effectief voor de Nederlandse natuur, want de achtergrondconcentratie – en depositie – is op veel plaatsen hoger dan de kritische belasting toelaat. Het lokale effect van zonering is voor een natuurgebied van 50 ha circa 135 mol per jaar. Dit laat onverlet dat zonering rond natuurgebieden op zich de intensieve veehouderij afweert en op den duur de natuur extra bescherming biedt. Dit geldt ook voor de Wet Reconstructie.

Onder het ammoniakgat verstaat men het onverklaarde verschil tussen de metingen en de berekeningen van de ammoniakconcentratie (RIVM, 1998). Dit werd met name veroorzaakt door een onderschatting van de emissies. Op basis van nieuw onderzoek moet de depositie in het rekenmodel aangepast worden. Het ammoniakgat is door de aanpassingen in het model gereduceerd tot minder dan 5%. Dit is veel minder dan de afwijkingen (circa 17%), die worden veroorzaakt door variaties in het weer en in de bedrijfsvoering. Het verschil is even groot als de verschillen die in de berekening van andere luchtverontreinigende stoffen worden gevonden. De berekening van ammoniak neemt daardoor geen aparte positie meer in en het gat is daarmee gesloten (van Pul et al., 2008, zie hoofdstuk 2).

Literatuur

- Achermann, B. & R. Bobbink (Eds.), 2003. *Empirical critical loads for nitrogen: Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002*. Environmental Documentation 164, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape.
- Aerts, R., B. Wallén & N. Malmer, 1992. *Growth-limiting nutrients in Sphagnum-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply*. J. Ecol. 80 (1), 131-140.
- Aerts, R. & G.W. Heil, 1993. *Heathlands: patterns and processes in a changing environment*. Geobotany 20, Dordrecht, Kluwer.
- Al-Mufti, M.M., C.L. Sydes, S.B. Furness, J.P. Grime & S.R. Band, 1977. *A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation*. J. Ecol. 65 (3), 759-791.
- Albers, R., J. Beck, A. Bleeker, L. van Bree, J. van Dam, L. van der Eerden, J. Freijer, A. van Hinsberg, M. Marra, C. van der Salm, A. Tonneijck, W. de Vries, L. Wesselink & F. Woretelboer, 2001. *Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: de onderbouwing*. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. RIVM rapport 725501 001.
- Aronsson, A., 1980. *Frost hardiness in Scots pine. II Hardiness during winter and spring in young trees of different mineral status*. Stud. for. suec. 155, 1-27.
- Arts, G.H.P., 1987. *Geschiedenis van de verzuring van zwak gebufferde wateren in Nederland onder invloed van atmosferische depositie*. Den Haag, Nationaal Verzuringsprogramma VROM.
- Arts, G.H.P., 1990. *Deterioration of Atlantic soft-water systems and their flora*. Ph.D. Thesis, the Netherlands, Catholic University of Nijmegen.
- Arts, G.H.P., G. van der Velde, J.G.M. Roelofs & C.A.M. van Swaay, 1990. *Successional changes in the soft-water macrophyte vegetation of (sub)atlantic, sandy, lowland regions during this century*. Freshwater Biology 24 (2), 287-294.
- Arts, G.H.P., H. van Dam, F.G. Wortelboer, P.W.M. van Beers & J.D.M. Belgers, 2002. *De toestand van het Nederlandse ven*. Wageningen, Alterra, Aquasense and RIVM. Alterra-rapport 542.
- Ashmore, M.R. & R.B. Wilson, 1994. *Critical levels of air pollutants for Europe*. Background papers prepared for ECE Workshop on Critical levels. Egham U. K. 23-26 March 1992 UK Department of the Environment.

Bal, D., H.M. Beije, M. Fellingner, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhoff, 2001. *Handboek Natuurdoeltypen*. Tweede, geheel herziene editie, Wageningen, Expertisecentrum LNV.

Bal, D., H. Beije, H. van Dobben & A. van Hinsberg, 2007. *Overzicht van kritische stikstofdeposities voor natuurdoeltypen*. Notitie, Ministerie van LNV, Directie Kennis.

Barker, C.G., 2001. *The impact of management on heathland response to increased nitrogen deposition*. University of London.

Beltman, B., J.H. Willems & S. Güsewell, 2007. *Flood events overrule fertiliser effects on biomass production and species richness in riverine grasslands*. J. Veg. Sci. 18, 625-634.

Berendse, F., 1988. *De nutriëntenbalans van droge zandgrondvegetaties in verband met de eutrofiëring via de lucht. Deel 1 Een simulatiemodel als hulpmiddel bij het beheer van vochtige heidevelden*. Wageningen, Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek.

Berendse, F., 1990. *Organic matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heathland ecosystems*. J. Ecol. 78, 413-427.

Bergamini, A. & D. Pauli, 2001. *Effects of increased nutrient supply on bryophytes in montane calcareous fens*. J. Bryol. 23, 331-339.

Bobbink, R., L. Bik & J.H. Willems, 1988. *Effects of nitrogen fertilization on vegetation structure and dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grasslands*. Acta Bot. Neerl. 37 (2), 231-242.

Bobbink, R., 1991. *Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland*. J. appl. ecol. 28 (1), 28-41.

Bobbink, R. & J.H. Willems, 1991. *Impact of different cutting regimes on the performance of *Brachypodium pinnatum* in Dutch chalk grassland*. Biol. Conserv. 56, 1-21.

Bobbink, R. & G.W. Heil, 1993. *Atmospheric deposition of sulphur and nitrogen on heathland ecosystems*. In: Aerts, R. & G.W. Heil (Eds). *Heathlands: Patterns and processes in a changing environment*. pp. 25-50.

Bobbink, R., M. Hornung & J.G.M. Roelofs, 1996a. *The effects of air-borne nitrogen pollution on vegetation-critical loads*. In: *Updating and revision of air quality guidelines for Europe*. WHO Europe.

Bobbink, R., M. Hornung & J.G.M. Roelofs, 1996b. *Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems*. In: *Manual on methodologies and criteria for mapping critical loads/levels*. UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Texte 71-96, III-1/III-54. Umweltbundesamt-Berlin, pp. 54.

- Bobbink, R., M. Hornung & J.G.M. Roelofs, 1998. *The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation*. J. Ecol. 86 (5), 717-738.
- Bobbink, R. & L.P.M. Lamers, 1999. *Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties - een overzicht*. University of Nijmegen; Technische Commissie Bodembescherming. TCB R13.
- Bobbink, R., M. Ashmore, S. Braun, W. Flückiger & I.J.J. van den Wyngaert, 2003. *Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update*. In: Achermann, B. & R. Bobbink (Eds). *Empirical critical loads for nitrogen*. Berne, Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape SAEFL, pp. 43-170.
- Bobbink, R., 2004. *Plant species richness and the exceedance of empirical nitrogen critical loads: an inventory*. Bilthoven, Utrecht University/RIVM. Report Landscape Ecology.
- Bobbink, R., S.A. Robat, E. Dorland & J.T.A. Verhoeven, submitted. *Differential effects of reduced versus oxidised nitrogen on species richness in an Irish rich fen*.
- Boesch, D.F., 2002. *Challenges and opportunities for science in reducing nutrient over-enrichment of coastal ecosystems*. Estuaries 25 (4B), 886-900.
- Boumans, L.J.M. & W. Beltman, 1991. *Kwaliteit van het bovenste freatische grondwater in de zandgebieden van Nederland onder bos- en heidevelden*. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne. RIVM Rapport 724901001.
- Boxman, A.W., H. Krabbendam, M.J.S. Bellemakers & J.G.M. Roelofs, 1991. *Effects of ammonium and aluminium on the development and nutrition of Pinus nigra in hydroculture*. Environ. Pollut. 73 (2), 119-136.
- Boxman, A.W., D. van Dam, H.F.G. van Dijk, R.F. Hogervorst & C.J. Koopmans, 1995. *Ecosystem responses to reduced nitrogen and sulphur inputs into two coniferous forest stands in the Netherlands*. Forest Ecol. Manage. 71 (1-2), 7-29.
- Boxman, A.W., P.J.M. van der Ven & J.G.M. Roelofs, 1998. *Ecosystem recovery after a decrease in nitrogen input to a Scots pine stand at Ysselsteyn, the Netherlands*. Forest Ecol. Manage. 101 (1-3), 155-163.
- Boxman, A.W., 2002. *Is stikstofverzadiging in nederlandse bossen omkeerbaar?* Vakblad Natuurbeheer 8, 127-130.
- Breeuwer, A., 2008. *Effects of climate change and nitrogen deposition on vegetation and decomposition in bog ecosystems*. The Netherlands, Wageningen University.
- Brouwer, E., R. Bobbink, J.G.M. Roelofs & G.M. Verheggen, 1996. *Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van oppervlaktewateren*. Eindrapport monitoring tweede

fase. Vakgroep Oecologie, Werkgroep Milieubiologie, Katholieke Universiteit Nijmegen.

Buijsman, E., J.P. Beck, L. van Bree, F.R. Cassee, R.B.A. Koelemeijer, J. Matthijsen, R. Thomas & K. Wieringa, 2005. *Fijn stof nader bekeken*. Bilthoven, Milieu en natuurplanbureau. Rapportnr. 500037008.

Cape, J.N., L.J. Sheppard, I.D. Leith & M.A. Sutton, 2006. *Is there a need to redefine the critical levels for ammonia? Background Document for Working Group 1*. UN-ECE Ammonia Workshop, CEH Edinburgh, Edinburgh, 4-6 December.

Carroll, J.A., S.J.M. Caporn, L. Cawley, D.J. Read & J.A. Lee, 1999. *The effect of increased deposition of atmospheric nitrogen on Calluna vulgaris in upland Britain*. New Phytol. 141 (3), 423-431.

Carroll, J.A., S.J.M. Caporn, D. Johnson, M.D. Morecroft & J.A. Lee, 2003. *The interactions between plant growth, vegetation structure and soil processes in semi-natural acidic and calcareous grasslands, receiving long-term inputs of stimulated pollutant nitrogen deposition*. Environ. Pollut. 121, 363-376.

CBS, Statline, 2003. <http://www.cbs.nl/nl/cijfers/statline/index.htm>.

De Haan, B.J., J. Kros, R. Bobbink, J.A. van Jaarsveld, J.G.M. Roelofs & W. de Vries, 2008. *Ammoniak in Nederland*. Planbureau voor de Leefomgeving.

De Visser, P.H.B., 1994. *Growth and nutrition of Douglas-fir, Scots pine and pedunculate oak in relation to soil acidification*. PhD Thesis, Wageningen, The Netherlands, Wageningen Agricultural University.

De Vries, W., 1993. *Average critical loads for nitrogen and sulfur and its use in acidification abatement policy in the Netherlands*. Water Air Soil Pollut. 68 (3-4), 399-434.

De Vries, W., 1994. *Soil response to acid deposition at different regional scales; Field and laboratory data, critical loads and model predictions*. PhD Thesis, Wageningen, The Netherlands, Wageningen University.

De Vries, W., J.J.M. van Grinsven, N. van Breemen, E.E.J.M. Leeters & P.C. Jansen, 1995. *Impacts of acid deposition on concentrations and fluxes of solutes in acid sandy forest soils in the Netherlands*. Geoderma 67 (1-2), 17-43.

De Vries, W., G.J. Reinds, C. van der Salm, G.P.J. Draaijers, A. Bleeker, J.W. Erisman, J. Auec, P. Gundersen, H.L. Kristensen, H. van Dobben, D. de Zwart, J. Derome, J.C.H. Voogd & E.M. Vel, 2001. *Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report 2001*. Geneva and Brussels, UN/ECE, EC, Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute.

De Vries, W., G.J. Reinds, C. Van der Salm, H. van Dobben, J.W. Erisman, D. de Zwart, A. Bleeker, G.-P.J. Draaijers, P. Gundersen, E.M. Vel & T. Hausmann, 2003. *Results on nitrogen impacts in the EC and UN/ECE ICP Forests programme*. In: Achermann, B. & R. Bobbink (Eds). *Empirical critical Loads for Nitrogen*. Proceedings of an Expert Workshop in Berne, Switzerland, November 11-13. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL) Environmental Documentation 164, pp. 199-207.

De Vries, W., 2007. *Verzuring: oorzaken, effecten, kritische belastingen en monitoring van de gevolgen van ingezet beleid*. In: Leidraad Bodembescherming, deel 5300 Verzuring.

De Vries, W., K. Butterbach-Bahl, H. Denier van der Gon & O. Oenema, 2007. *The impact of atmospheric nitrogen deposition on the exchange of carbon dioxide, nitrous oxide and methane from European forests*. In: Reay, D., N. Hewitt, J. Grace & K.A. Smith (Eds). *Greenhouse gas sinks*. Wallingford, UK, CABI, pp. 249-283.

De Vries, W., 2008. *Verzuring: oorzaken, effecten, kritische belastingen en monitoring van de gevolgen van ingezet beleid*. Wageningen. Alterra-rapport 1699.

Diaz, R.J. & R. Rosenberg, 1995. *Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna*. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 33, 245-303.

Dirkse, G.M. & H.F. Van Dobben, 1989. *Het effect van bemesting op de samenstelling van de kruidlaag van dennenbossen*. *Natura* 9, 208-212.

Dirkse, G.M., H.F. Van Dobben & C.O. Tamm, 1991. *Effects of fertilization on herb and moss layers of a Scots pine stand in Lisselbo (Sweden); a multivariate analysis*. Report 91/7, Leersum, Research Institute for Nature Management.

Dise, N.B., E. Matzner & M. Forsius, 1998. *Evaluation of organic horizon C:N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe*. *Environ. Pollut.* 102 (Supp 1), 453-456.

Dorland, E., 2004. *Ecological restoration of wet heaths and matgrass swards. Bottlenecks and solutions*. The Netherlands, Utrecht University.

Dorland, E., L.J.L. van den Berg, A.J. van de Berg, M.L. Vermeer, J.G.M. Roelofs & R. Bobbink, 2004. *The effects of sod cutting and liming on nitrification in heathland soils*. *Plant soil* 265, 267-277.

Ellenberg, H., 1988. *Vegetation Ecology of Central Europe*. Cambridge, Cambridge Univ. Press.

Erisman, J.W. & L. van der Eerden (Eds.), 1999. *Stikstof Onderzoekprogramma: De stikstofproblematiek op lokale en regionale schaal nader onderzocht*. Petten, the Netherlands, ECN report C--99-094.

Erisman, J.W., 2000. *De vliegende geest. Ammoniak uit de landbouw en de gevolgen voor de natuur*. The Netherlands, BetaText.

Erisman, J.W., P. Domburg, B.J. de Haan, W. de Vries, J. Kros & K. Sanders, 2005. *The Dutch nitrogen cascade in the European perspective*. Petten, ECN Schoon Fossiel. ECN rapport-C-05-007.

Falkengren-Grerup, U., 1993. *Effects on beech forest species of experimentally enhanced nitrogen deposition*. Flora 188, 85-91.

Ferguson, P. & J.A. Lee, 1983. *The growth of Sphagnum species in the southern Pennines*. J. Bryol. 12, 579-586.

Flückiger, W. & S. Braun, 2003. *Nutrient ratios for forest trees. Critical Loads of Nitrogen*. Report on a Workshop held in Berne, Switzerland, Nov. 11-13 2002 BUWAL, Berne.

Fraters, B., P.H. Hotsma, V.T. Langenberg, T.C. van Leeuwen, A.P.A. Mol, C.S.M. Olsthoorn, C.G.J. Schotten & W.J. Willems, 2004. *Agricultural practice and water quality in the Netherlands in the 1992-2002 period. Background information for the third EU Nitrate Directive Member States report*. Bilthoven, RIVM. RIVM-report 500003002.

Gies, T.J.A., P. Coenen, A. Bleeker, O.F. Schoumans & I.G.A.M. Noij, 2002. *Milieuanalyse reconstructiegebied Gelderland en Utrecht-Oost. Deel 1: Gelderse vallei en Utrecht-Oost*. Wageningen, Alterra, research instituut voor de groene ruimte. Alterra-rapport 535.1.

Gilliam, F.S., 2006. *Response of the herbaceous layer of forest ecosystems to excess nitrogen deposition*. J. Ecol. 94, 1176-1191.

Grootjans, A.P., P.C. Schipper & H.J. van der Windt, 1986. *Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows. II.-Cirsio-Molinietum stands*. Acta Oecol.-Oec. Plant. 7, 3-14.

Gundersen, P., I. Callesen & W. de Vries, 1998. *Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios*. Environ. Pollut. 102 (1), 403-407.

Haworth, B.J., M.R. Ashmore & A.D. Headley, 2007. *Effects of nitrogen deposition on bryophytes species composition of calcareous grasslands*. Water Air Soil Poll. Focus 7, 111-117.

Heil, G.W. & R. Bobbink, 1993. *"Calluna", a simulation model for evaluation of impacts of atmospheric nitrogen deposition on dry heathlands*. Ecol. Model. 68 (3-4), 161-182.

Huston, M., 1979. *A general hypothesis of species diversity*. American Naturalist 113, 81-101.

- Jones, M.L.M., B.A. Emmett & T.W. Ashenden, 2002. *Grazing/nitrogen deposition interactions in upland acid moorland*. Bangor Gwynedd LL57 2UP, U.K., Centre for Ecology and Hydrology Bangor. Contract Report.
- Jones, M.L.M., W. H.L., D. Norris, S.A. Brittain, S. Haria, R.E. Jones, P.M. Rhind, B.R. Reynolds & B.A. Emmett, 2003. *Changes in vegetation and soil characteristics in coastal sand dunes along a gradient of atmospheric nitrogen deposition*. *Plant Biology* 6 (5), 680-687.
- Kellner, O. & P. Redbo Torstensson, 1995. *Effects of elevated nitrogen deposition on the field layer vegetation in coniferous forests*. In: Staaf, H. & G. Tyler (Eds). *Effects of Acid Deposition and Tropospheric Ozone on Forest Ecosystems in Sweden*. *Ecological Bulletins* 44. pp. 227-237.
- Kleijn, D., R.M. Bekker, R. Bobbink, M.C.C. de Graaf & J.G.M. Roelofs, 2008. *In search for key biogeochemical factors affecting plant species persistence in heathlands and acidic grasslands: a comparison of common and rare species*. *J. appl. ecol.* 45, 680-687.
- Klein, M.H.J., H.M. Beije, A. Bleeker, J.W. Erisman, H.H. Luesink, D.A. Oudendag & L. Lekkerkerk, 1996. *De effecten van de Integrale Notitie Mest- en Ammoniakbeleid op de ammoniak problematiek in relatie tot de natuur en bos in de ecologische hoofdstructuur*. Wageningen, IKC-Natuurbeheer C-9.
- Kramer, M.H., B.L. Herwaldt, G.F. Craun, R.L. Calderon & D.D. Juranek, 1996. *Surveillance of waterborne-disease outbreaks - United States, 1993-1994*. *MMWR* 45 (SS01), 1-33.
- Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour & M.J.S. Bollen, 1995. *Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology*. Wageningen, The Netherlands. SC-DLO Report 95.
- Lamers, L.P.M., R. Bobbink & J.G.M. Roelofs, 2000. *Natural nitrogen filter fails in polluted raised bogs*. *Glob. Change Biol.* 6, 553-556.
- Lee, J.A. & S.J.M. Caporn, 2001. *Effects of enhanced atmospheric nitrogen deposition on semi-natural ecosystems*. Sheffield S10 2TN, Department of Animal and Plant sciences, University of Sheffield. Progress report 2000-01.
- Leeters, E.E.J.M., W. de Vries, T. Hoogland, B. van Delft, R. Wieggers, D.J. Brus, A.F.M. Olsthoorn, H. van Dobben & A. Bleeker, 2007. *What happened to our forests in the last decades? Results of more than ten years of forest ecosystem monitoring in the Netherlands*. Wageningen, Alterra. Report 1528.
- Lekkerkerk, L.J.A., G.J. Heij & M.J.J. Hootsmans, 1995. *Ammoniak: de feiten*. Bilthoven, RIVM. Rapport nr. 300-06.
- Limpens, J. & F. Berendse, 2003. *Growth reduction of *Sphagnum magellanicum* subjected to high N deposition: the role of amino acid N concentration*. *Oecologia* 135, 339-345.

Limpens, J., J.T.A.G. Raymakers, J. Baar, F. Berendse & J.D. Zijlstra, 2003. *The interaction between epiphytic algae, a parasitic fungus and Sphagnum as affected by N and P*. Oikos 103 (1), 59-68.

Lütke Twenhöven, F., 1992a. *Competition between two Sphagnum species under different deposition levels*. J. Bryol. 17, 71-80.

Lütke Twenhöven, F., 1992b. *Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niedersläge auf die Vegetation von Hochmooren*. Mitt. Arb.gem. Geobot. Schlesw.-Holst. Hambg. 44, 1-172.

Mäkipää, R., 1995. *Sensitivity of forest-floor mosses in boreal forests to nitrogen and sulphur deposition*. Water Air Soil Pollut. 85 (3), 1239 -244.

Malm, W.C., M.L. Pitchford, M. Scruggs, J.F. Sisler, R. Ames, S. Copeland, K.A. Gebhart & D.E. Day, 2000. *Spatial and seasonal patterns and temporal variability of haze and its constituents in the United States: Report III*. Fort Collins, CO, Cooperative Institute for Research in Atmosphere.

Meinardi, C.R., 1988. *Veranderingen in de samenstelling van het water in de Veluwe sprengen*. H₂O 21, 52-57.

Ministerie LNV, 2007. *Interim toetsingskader Ammoniak en Natura2000*.

MNC, Milieu en Natuur Compendium, MNP en CBS, 2005. *NatuurCompendium 2005. Natuur in cijfers*. Utrecht, KNNV Uitgeverij.

Mohd-Said, M.N., 1999. *Effects of anthropogenic nitrogen inputs on dune grassland*. Bangor, University of Wales.

Morecroft, M.D., E.K. Sellers & J.A. Lee, 1994. *An experimental investigation into the effects of atmospheric nitrogen deposition on two semi-natural grasslands*. J. Ecol. 82 (3), 475-483.

Mountford, M.O., K.H. Lakhani & R.J. Holland, 1994. *The effects of nitrogen on species diversity and agricultural production on the Somerset Moors, Phase II: (a) after seven years of fertilizer application; (b) after cessation of fertilizer input for three years*. Abbots Ripton, UK, Institute of Terrestrial Ecology. Report to the institute for grassland and environmental research.

Noordijk, H., 2007. *Nitrogen in The Netherlands over the past five centuries*. Monteny, G.J. & E. Hartung (Eds). Ammonia emissions in agriculture. Proceedings "First International Ammonia Conference in Agriculture", Ede, the Netherlands, March 2007.

Olivier, J.G.J., L.J. Brandes, J.A.H.W. Peters, P.W.H.G. Coenen & H.H.J. Vreuls, 2003. *Greenhouse gas emissions in the Netherlands 1990-2001. National Inventory Report 2003*. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. RIVM report 773201 007.

OSPAR, 2005. *Atmospheric Nitrogen in the OSPAR Convention Area and Agreed International Reduction Measures*. London, OSPAR Commission. Publication No 232.

Otte, A.J. & H. van Dam, 1996. *Overzicht van isoëtide waterplanten (1991 - 1995) en selectie van vennen voor metingen in het kader van de Milieuverkenningen*. Amsterdam, Aquasense/Tec.

Paulissen, M.P.C.P., 2004. *Effects of nitrogen deposition on bryophytes in fens*. PhD Thesis, The Netherlands, Utrecht University.

Paulissen, M.P.C.P., L. Espasa Besalu, H. de Bruin, P.J.M. van der Ven & R. Bobbink, 2005. *Contrasting effects of ammonium enrichment on fen bryophytes*. J. Bryol. 27, 109-117.

Pitcairn, C.E.R., D. Fowler & J. Grace, 1995. *Deposition of fixed atmospheric nitrogen and foliar nitrogen content of bryophytes and Calluna vulgaris (L.) Hull*. Environ. Pollut. 88, 193-205.

Press, M.C. & J.A. Lee, 1982. *Nitrate reductase activity of Sphagnum species in the South Pennines*. New Phytol. 92, 487-495.

Press, M.C., S.J. Woodin & J.A. Lee, 1986. *The potential importance of an increased atmospheric nitrogen supply to the growth of ombrotrophic Sphagnum species*. New Phytol. 103, 45-55.

Quené Boterenbrood, A.J., 1988. *Veranderingen in de flora van 17 overwegend droge natuurgebieden met verschillende ammoniakemissies in Nederland*. Driebergen, Staatsbosbeheer.

Rabalais, N.N., 2002. *Nitrogen in aquatic ecosystems*. Ambio 31 (2), 102-112.

Redbo-Torstensson, P., 1994. *The demographic consequences of nitrogen fertilization of a population of sundew, Drosera rotundifolia*. Acta Bot. Neerl. 43, 175-188.

RIVM, 1998. *Milieubalans 98, Het Nederlandse milieu verklaard*. Alphen aan den Rijn, Samsom Tjeenk Willink.

Roelofs, J.G.M., 1983. *Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands. I. Field observations*. Aquat. Bot. 17 (2), 139-155.

- Roelofs, J.G.M., A.J. Kempers, A.L.F.M. Houdijk & J. Jansen, 1985. *The effect of airborne ammonium sulphate on Pinus nigra var. maritima in the Netherlands*. Plant soil 84 (1), 45-56.
- Roelofs, J.G.M., 1986. *The effect of air-borne sulphur and nitrogen deposition on aquatic and terrestrial heathland vegetation*. Experientia 42, 372-377.
- Schaminée, J.H.J., V. Westhoff & G.H.P. Arts, 1992. *Die Strandlingesellschaften (Littorelletea Br. Bl. et Tx. 43) der Niederlande, in europäischem Rahmen gefasst*. Phytocoenologia 20, 529-558.
- Schlesinger, R.B. & F. Cassee, 2003. *Atmospheric secondary inorganic particulate matter: the toxicological perspective as a basis for health effects risk assessment*. Inhalation toxicology 15 (3), 197-235.
- Schneider, T. & A.H.M. Bresser, 1988. *Dutch Priority Programme on Acidification*. Bilthoven, the Netherlands. Report 00-06.
- Siebum, M.B., J.H.J. Schaminée & E.J. Weeda, 1995. *Montio Cardaminetea (Klasse der bronbeekgemeenschappen). De vegetatie van Nederland. Deel 2. Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden*. In: Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff (Eds). Uppsala, Opulus Press, pp. 139-160.
- Smits, N.A.C., T. van Noordwijk, H.P.J. Huiskes, R. Bobbink, H. Esselink, L. Kuiters, J.H.J. Schaminée, H. Siepel & J.H. Willems, 2006. *Herstel van bellingschraallanden in Zuid-Limburg*. Natuurhistorisch maandblad 95 (8), 181-185.
- Smits, N.A.C., R. Bobbink, J.H.J. Schaminée & J.H. Willems, 2007. *Evaluatie van een kwart eeuw schapenbegrazing op de Bemelerberg*. Natuurhistorisch maandblad 96, 114-120.
- Spiecker, H., K. Mielikäinen, M. Köhl & J.P. Skovsgaard (Eds.), 1996. *Growth trends in European forests. Studies from 12 Countries*. Research Report 5, Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag.
- Starmans, D.A.J. & K.W. van der Hoek, 2007. *Ammonia, the case of The Netherlands*. Wageningen, Wageningen Academic Publishers.
- Stevens, C.J., N.B. Dise, J.O. Mountford & D.J. Gowing, 2004. *Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands*. Science 303, 1876-1879.
- Sverdrup, H. & P. Warfvinge, 1993. *The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio*. Lund University, Department of Chemical Engineering II. Reports in Ecology and Environmental Engineering 1993: 2.

Tallowin, J.R. & R.E.N. Smith, 1994. *The effects of inorganic fertilisers in flower-rich hay meadows on the Somerset Levels*. Peterborough, English Nature. English Nature Research Report 87.

Ten Harkel, M.J. & F. van der Meulen, 1996. *Impact of grazing and atmospheric nitrogen deposition on the vegetation of dry coastal dune grasslands*. J. Veg. Sci. 7 (3), 445-452.

Tomassen, H., R. Bobbink, R. Peters, P. van der Ven & J. Roelofs, 1999. *Kritische stikstofdepositie in heidegraslanden, droge duingraslanden en hoogvenen: op weg naar meer zekerheid. Eindrapport in het kader van het Stikstof Onderzoek Programma (STOP), 1997-1999*. Nijmegen & Utrecht, Katholieke Universiteit Nijmegen en Universiteit Utrecht.

Tomassen, H.B.M., A.J.P. Smolders, J. Limpers, G. van Duinen, S. van der Schaaf, J. Roelofs, F. Berendse, H. Esselink & G. van Wirdum, 2002. *Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen*. Nijmegen, Leerstoelgroep Aquatische Ecologie en Milieubiologie. University of Nijmegen.

Tomassen, H.B.M., A.J.P. Smolders, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs, 2003. *Stimulated growth of *Betula pubescens* and *Molinia caerulea* on ombrotrophic bogs: role of high levels of atmospheric nitrogen deposition*. J. Ecol. 91 (3), 357-370.

Tomassen, H.B.M., A.J.P. Smolders, J. Limpens, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs, 2004. *Expansion of invasive species on ombrotrophic bogs: desiccation or high N deposition?* J. appl. ecol. 41 (1), 139-150.

Ulrich, B., 1983. *Soil acidity and its relations to acid deposition*. In: Ulrich, B. & J. Pankrath (Eds). *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems*. Dordrecht, the Netherlands, Reidel Publ. Co., pp. 127-146.

Ulrich, B., 1991. *An ecosystem approach to soil acidification*. In: Ulrich, B. & M.E. Summer (Eds). *Soil acidity*. Berlin, Springer Verlag, pp. 28-79.

UNEP, 2003. *Unep GEO Year Book 2003*. <http://hq.unep.org/geo/yearbook>.

Van Aalst, R.M. & J.W. Erisman, 1991. *Atmospheric input fluxes*. In: Heij, G.J. & T. Schneider (Eds). *Acidification Research in the Netherlands*. Studies in Environmental Science 46. Amsterdam, the Netherlands, Elsevier Science Publishers, pp. 239-288.

Van Breemen, N., P.A. Burrough, E.J. Velthorst, H.F. van Dobben, T. de Wit, T.B. de Ridder & H.F.R. Reijnders, 1982. *Soil acidification from atmospheric ammonium sulfate in forest canopy throughfall*. Nature 299, 548-550.

Van Dam, H., A. Mertens & L.M. Janmaat, 1993. *De invloed van atmosferische depositie op diatomeën en chemische samenstelling van het water in sprengen, beken en bronnen*. Wageningen, IBN-DLO. 052.

- Van den Berg, L.J.L., E. Dorland, P. Vergeer, M.A.C. Hart, R. Bobbink & J.G.M. Roelofs, 2005. *Decline of acid-sensitive species in heathland can be attributed to ammonium toxicity in combination with low pH*. New Phytol. 66, 551-564.
- Van den Berg, L.J.L., 2006. *Species-rich heathlands degraded by atmospheric N deposition - Perspectives for restoration*. The Netherlands, Radboud University Nijmegen.
- Van den Berg, L.J.L., C.J.H. Peters, M.R. Ashmore & J.G.M. Roelofs, 2008. *Reduced nitrogen has a greater effect than oxidised nitrogen on dry heathland vegetation*. Environ. Pollut. in press.
- Van den Burg, J., 1988. *Voorlopige criteria voor de beoordeling van de minerale-voedingstoestand van naaldboomsoorten op basis van de naaldsamenstelling in het najaar*. Wageningen, Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapsbouw "De Dorschkamp". Rapport 522.
- Van der Eerden, L.J.M. & M. Pérez-Soba, 1992. *Physiological responses of Pinus sylvestris to atmospheric ammonia*. Trees 6, 48-53.
- Van der Eerden, L.J.M., P.H.B. de Visser & C.J. van Dijk, 1998. *Risk of damage to crops in the direct neighbourhood of ammonia sources*. Environ. Pollut. 102 (Supp 1), 49-53.
- Van Dijk, H.F.G., M.H.J. de Louw, J.G.M. Roelofs & J.J. Verburgh, 1990. *Impact of artificial, ammonium-enriched rainwater on soils and young coniferous trees in a greenhouse. Part 2- Effects on the trees*. Environ. Pollut. 63 (1), 41-59.
- Van Dobben, H., 1991. *Effects on heathlands*. In: Heij, G.J. & T. Schneider (Eds). Acidification research in the Netherlands. Final Report Second Phase Dutch Priority Programme on Acidification. Studies in Environmental Science 46. Amsterdam, the Netherlands, Elsevier Science Publishers, pp. 139-145.
- Van Dobben, H., E.P.A.G. Schouwenberg, J.P. Mol, H.J.J. Wieggers, M. Jansen, J. Kros & W. de Vries, 2004. *Simulation of critical loads for nitrogen for terrestrial plant communities in The Netherlands*. Alterra. Report 953.
- Van Dobben, H.F., 1993. *Vegetation as a Monitor for Deposition of Nitrogen and Acidity*. PhD Thesis, University of Utrecht.
- Van Dobben, H.F. & C.J.F. ter Braak, 1998. *Effects of atmospheric NH₃ on epiphytic lichens in the Netherlands: the pitfalls of biological monitoring*. Atmos. Environ. 32 (3), 551-557.
- Van Dobben, H.F., A. van Hinsberg, E.P.A.G. Schouwenberg, M.J.W. Jansen, J.P. Mol-Dijkstra, H.J.J. Wieggers, J. Kros & W. de Vries, 2006. *Simulation of critical loads for nitrogen for terrestrial plant communities in the Netherlands*. Ecosystems 9 (1), 32-45.

- Van Grinsven, H., M. Ward, N. Benjamin & T. de Kok, 2006. *Does the evidence about health risks associated with nitrate ingestion warrant an increase of the nitrate standard for drinking water?* Environmental Health 5 (1), 26.
- Van Herk, C.M., 2001. *Bark pH and susceptibility to toxic air pollutants as independent causes of changes in epiphytic lichen composition in space and time.* Lichenologist 33 (5), 419-441.
- Van Herk, C.M., 2004. *Korstmossen in Gelderland: milieuindicatie, natuurwaarde, veranderingen 1990-2002.* Soest, Lichenologisch Onderzoekbureau Nederland (LON).
- Van Hinsberg, A. & J. Kros, 1999. *Een normstellingsmethode voor (stikstof)depositie op natuurlijke vegetaties in Nederland. Een uitwerking van de Natuurplanner voor natuurdoeltypen.* Bilthoven, The Netherlands, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. RIVM rapport 722108 024.
- Van Hinsberg, A., H. Noordijk, M.L.P.v. Esbroek, W.A.J.v. Pul & W. Lammers, 2003. *Quick scan van mogelijke gevolgen en effectiviteit van zoneringsvarianten rond VHR en WAV.* Bilthoven, RIVM. RIVM rapport 408768002.
- Van Jaarsveld, J.A., A. Bleeker & N.J.P. Hoogervorst, 2000. *Evaluatie ammoniak emissiereducties met behulp van metingen en modelberekeningen.* Bilthoven, RIVM. RIVM rapport 722108025.
- Van Pul, W.A.J., H.v. Jaarsveld, T.v.d. Meulen & G. Velders, 2004. *Ammonia concentrations in the Netherlands: spatially detailed measurements and model calculations.* Atmos. Environ. 38 (24), 4045-4055.
- van Pul, W.A.J., M.M.P. van den Broek, H. Volten, A. v.d. Meulen, S. Berkhout, K.W. van der Hoek, R. Wichink Kruit, J.F.M. Huijsmans, J.A. van Jaarsveld, B.J. de Haan & R. Koelmeijer, 2008. *Het ammoniakgat: onderzoek en duiding.* Bilthoven. RIVM Rapport 680150002_AG/2008.
- Van Veen, M.P. & I.M. Bouwma, 2007. *Perspectieven voor de Vogel- en Habitatrichtlijnen in Nederland.* Bilthoven. MNP rapport 40877300x.
- Velthof, G.L., C. van Bruggen, C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen & J.F.M. Huijsmans, 2008. *Methodiek voor berekening van ammoniakemissie in Nederland.* Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu. Rapport 70.
- Verhoeven, J.T.A. & R. Bobbink, 1988. *De nutriëntenkringloop van ecosystemen in relatie tot de soortensamenstelling van de vegetatie.* Biovisie magazine/Vakblad voor Biologen 86, 17-22.
- Verhoeven, J.T.A. & M.B. Schmitz, 1991. *Control of plant growth by nitrogen and phosphorus in mesotrophic fens.* Biogeochem. 12, 135-148.

Vermeer, J.G. & J.T.A. Verhoeven, 1986. *Species composition and biomass production of mesotrophic fens in relation to the nutrient status of the organic soil*. Acta Oecol.-Oec. Plant. 8, 321-330.

Weyer, P.J., J.R. Cerhan, B.C. Kross, G.R. Hallberg, J. Kantamneni, G. Breuer, M.P. Jones, W. Zheng & C.F. Lynch, 2001. *Municipal drinking water nitrate level and cancer risk in older women: the Iowa Women's Health Study*. Epidemiology 12 (3), 327-38.

WHO, 2006. *Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution*. Denmark, WHO Regional office for Europe, WHO. Report E88189.

Wichink Kruit, R.J., W.A.J. van Pul, R.P. Otjes, P. Hofschreuder, A.F.G. Jacobs & A.A.M. Holtslag, 2007. *Ammonia fluxes and derived canopy compensation points over non-fertilized agricultural grassland in The Netherlands using the new gradient ammonia - high accuracy - monitor (GRAHAM)*. Atmos. Environ. 41 (6), 1275-1287.

Bijlage 1 Overzicht van kritische niveaus voor stikstofdepositie per natuurdoeltype

In deze bijlage wordt het complete overzicht gegeven van de recente door LNV vastgestelde kritische depositieniveaus per natuurdoeltype (zie Bal et al., 2007). In Tabel 7.1 wordt in de kolom *Onderbouwing* aangegeven hoe de kritische deposities tot stand zijn gekomen en welke rol de verschillende bronnen (die vermeld staan in kolom 4 en 5) daarbij hebben gespeeld. Samengevat zijn de volgende algemene richtlijnen toegepast:

1. De internationaal gebruikte empirische waarden hebben voorrang boven modeluitkomsten of expert-oordeel (een vraagteken bij deze empirische waarden betekent dat ze zijn gebaseerd op een beperkte hoeveelheid gegevens; bij elke range staat het ecosysteem waarvoor deze geldt, zie punt 7).
2. De empirische range wordt per natuurdoeltype nader gepreciseerd op basis van betrouwbare modeluitkomsten; modeluitkomsten worden betrouwbaar geacht indien het model statistisch betrouwbare uitkomsten geeft en met voldoende relevante ecologische factoren op een juiste manier rekening houdt; in principe wordt het rekenkundig gemiddelde van de modeluitkomsten gebruikt (zie punt 4);
3. Omdat een empirische range voorrang heeft boven een modeluitkomst, wordt, in geval de modeluitkomst buiten de empirische range ligt, de uiterste waarde van de empirische range aangehouden (dat wil zeggen: de empirische waarde die het dichtst ligt bij de modeluitkomst);
4. Als de modeluitkomst niet bruikbaar wordt geacht (zie uitleg in de kolom 'Modeluitkomsten'), dan wordt het gemiddelde van de empirische range genomen of – als daar reden toe is – wordt een nadere precisering van de empirische range gegeven op basis van een expert-oordeel (dit is conform de aanbeveling van UN-ECE);
5. Als er geen empirische waarden zijn gepubliceerd, wordt de modeluitkomst of het rekenkundig gemiddelde van de modeluitkomsten gebruikt;
6. Als er geen empirische waarden zijn gepubliceerd en er evenmin bruikbare modeluitkomsten zijn, wordt zo mogelijk een expert-oordeel gegeven.
7. Wanneer een expert-oordeel nog onvoldoende zeker is, is in de kolommen 3 t/m 5 een vraagteken toegevoegd. In een paar gevallen is er zelfs nog geen expert-oordeel te geven ('onbekend').

Met nadruk moet worden gewezen op het feit dat voor meerdere natuurdoeltypen de bandbreedte rond de weergegeven waarde vrij groot is. Zie daarvoor de kolommen 7 (*Range*) en 8 (*Modeluitkomsten*). Deze bandbreedte wordt veroorzaakt door de breedte van het natuurdoeltype en/of door variatie in lokale omstandigheden (zoals de hydrologie, de mate van fosfaatbeperking, de zuurgraad, de intensiteit van beheer). De gevoeligheid voor stikstof is dus tot op zekere hoogte afhankelijk van de andere randvoorwaarden van een natuurdoeltype. Wanneer de lokale omstandigheden erg bepalend zijn voor de kritische depositie, dan is in de kolom *Gevoeligheidsklasse (beoordeling 2006)* gekozen voor de meest voorkomende situatie en daarbij is melding gemaakt van de betreffende randvoorwaarde (zoals: “indien voedingsgebied gevoelig” of “indien matig eutroof”). Bij *Onderbouwing* wordt vermeld wat de uitkomst is bij een andere (minder vaak voorkomende) lokale omstandigheid.

Tabel 7.1 Kritische depositieniveaus voor stikstofdepositie per natuurdoeltype

| Code NDT | Naam van het natuurdoeltype | Gevoeligheidsklasse (beoordeling 2006) ¹⁾ | Kritische depositie (mol N/ha/jr) | Kritische depositie (kg N/ha/jr) | Onderbouwing | Range van internationaal gebruikte empirische kritische deposities (kg N/ha/jr) | Modeluitkomsten (kg N/ha/jr) | Gevoeligheidsklasse volgens Handboek Natuurdoeltypen (2001) |
|----------|---|--|-----------------------------------|----------------------------------|---|---|---|---|
| 3.1 | Droogvallende bron en beek | mogelijk gevoelig | < 2400 ? | < 34 ? | expert-oordeel, n.a.v. Bobbink & Lamers (1999) en modeluitkomst | - | 19,2 het model is niet geschikt voor wateren, hooguit voor de moerascomponent daarvan; de uitkomst is daarom gebaseerd op slechts één van de vier beeldbepalende plantengemeenschappen (Associatie van Paarbladig goudveil), waarvan de representativiteit onzeker is | minder/niet gevoelig |
| 3.2 | Permanente bron | mogelijk gevoelig | < 2400 ? | < 34 ? | expert-oordeel, n.a.v. Bobbink & Lamers (1999) en modeluitkomst | - | 19,2 het model is niet geschikt voor wateren, hooguit voor de moerascomponent daarvan; de uitkomst is daarom gebaseerd op slechts één van de drie beeldbepalende plantengemeenschappen (Associatie van Paarbladig goudveil), waarvan de representativiteit onzeker is | minder/niet gevoelig |
| 3.3 | Snelstromende bovenloop | onbekend | ? | ? | gevoeligheid is niet uit te sluiten, maar evenmin aannemelijk te maken (zie bij Modeluitkomsten) | - | 19,2 het model is niet geschikt voor wateren (o.a. is het aspect waterstroming niet meegenomen), hooguit voor de moerascomponent daarvan; de uitkomst is daarom gebaseerd op slechts één van de zes beeldbepalende plantengemeenschappen (Associatie van Paarbladig goudveil), waarvan de representativiteit onzeker is | minder/niet gevoelig |
| 3.4 | Snelstromende midden- en benedenloop | minder/niet gevoelig | > 2400 | > 34 | expert-oordeel; voldoende buffercapaciteit; mag niet rijk aan nutriënten zijn, maar toevoer N door depositie wordt (in ieder geval tot 34 kilo/ha/jr) voldoende afgevoerd door stroming | - | - | minder/niet gevoelig |
| 3.5 | Snelstromend riviertje | minder/niet gevoelig | > 2400 | > 34 | expert-oordeel; voldoende buffercapaciteit; mag niet rijk aan nutriënten zijn, maar toevoer N door depositie wordt (in ieder geval tot 34 kilo/ha/jr) voldoende afgevoerd door stroming | - | - | minder/niet gevoelig |
| 3.6 | Langzaam stromende bovenloop | mogelijk gevoelig (indien voedingsgebied gevoelig) | < 2400 ? | < 34 ? | expert-oordeel; n.a.v. modeluitkomst en omdat meerderheid van de gevallen zwakgebufferd is; indien het voedingsgebied 'minder/niet gevoelig' is, dan wordt buffercapaciteit waarschijnlijk op peil gehouden vanuit voedingsgebied en is het natuurdoeltype 'minder/niet gevoelig' | - | 19,2 het model is niet geschikt voor wateren (o.a. is het aspect waterstroming niet meegenomen), hooguit voor de moerascomponent daarvan; de uitkomst is daarom gebaseerd op slechts één van de vijf beeldbepalende plantengemeenschappen (Associatie van Paarbladig goudveil), waarvan de representativiteit onzeker is | minder/niet gevoelig |
| 3.7 | Langzaam stromende midden- en benedenloop | minder/niet gevoelig | > 2400 | > 34 | expert-oordeel; vrij lage EGV (<250) en pH (4,5-7,5), maar buffercapaciteit wordt op peil gehouden vanuit voedingsgebied; mag niet rijk aan nutriënten zijn, maar toevoer N door depositie wordt (in ieder geval tot 34 | - | - | minder/niet gevoelig |

| Code NDT | Naam van het natuurdoeltype | Gevoeligheidsklasse (beoordeling 2006) ¹⁾ | Kritische depositie (mol N/ha/jr) | Kritische depositie (kg N/ha/jr) | Onderbouwing | Range van internationaal gebruikte empirische kritische deposities (kg N/ha/jr) | Modeluitkomsten (kg N/ha/jr) | Gevoeligheidsklasse volgens Handboek Natuurdoeltypen (2001) |
|----------|--|--|-----------------------------------|----------------------------------|--|---|--|---|
| 3.8 | Langzaam stromend riviertje | minder/niet gevoelig | > 2400 | > 34 | kilo/ha/jr voldoende afgevoerd door stroming expert-oordeel; voldoende buffercapaciteit; mag niet rijk aan nutriënten zijn, maar toevoer N door depositie wordt (in ieder geval tot 34 kilo/ha/jr) voldoende afgevoerd door stroming | - | - | minder/niet gevoelig |
| 3.9 | Snelstromende rivier en nevengeul | minder/niet gevoelig | > 2400 | > 34 | expert-oordeel; voldoende buffercapaciteit; van nature (matig) eutroof | - | - | minder/niet gevoelig |
| 3.1 | Langzaam stromende rivier en nevengeul | minder/niet gevoelig | > 2400 | > 34 | expert-oordeel; voldoende buffercapaciteit; van nature (matig) eutroof | - | - | minder/niet gevoelig |
| 3.11 | Zoet getijdenwater | minder/niet gevoelig | > 2400 | > 34 | expert-oordeel; voldoende buffercapaciteit; van nature (matig) eutroof | - | 22,2 - 23,2 (gemiddeld 22,5) het model is niet geschikt voor wateren (o.a. is het aspect waterstroming niet meegenomen), hooguit voor de moerascomponent daarvan; de uitkomst is daarom gebaseerd op slechts één van de vier beeldbepalende plantengemeenschappen (Associatie van Heen en Grote waterweegbree), waarvan de representativiteit onzeker is | minder/niet gevoelig |
| 3.12 | Brak getijdenwater | minder/niet gevoelig | > 2400 | > 34 | expert-oordeel; voldoende buffercapaciteit; van nature (matig) eutroof | - | - | minder/niet gevoelig |
| 3.13 | Brak stilstaand water | minder/niet gevoelig | > 2400 | > 34 | expert-oordeel; voldoende buffercapaciteit; van nature (matig) eutroof | - | - | minder/niet gevoelig |
| 3.14 | Gebufferde poel en wiel | minder/niet gevoelig | > 2400 | > 34 | expert-oordeel; voldoende buffercapaciteit; mag niet rijk aan nutriënten zijn, maar toevoer N door depositie leidt (in ieder geval tot 34 kilo/ha/jr) als gevolg van P-limitatie niet tot schadelijke effecten | - | - | minder/niet gevoelig |
| 3.15 | Gebufferde sloot | minder/niet gevoelig | > 2400 | > 34 | expert-oordeel; voldoende buffercapaciteit | - | - | minder/niet gevoelig |
| 3.16 | Dynamisch rivierbegeleidend water | minder/niet gevoelig | > 2400 | > 34 | expert-oordeel; voldoende buffercapaciteit; van nature (matig) eutroof | - | 23,5 het model is in deze situatie onbruikbaar, omdat het oppervlaktewater de belangrijkste stikstofbron is en niet de depositie; verder is het model niet geschikt voor wateren (o.a. is het aspect waterstroming / waterstandswisseling niet meegenomen), hooguit voor de moerascomponent daarvan; de uitkomst is daarom gebaseerd op slechts één van de twee beeldbepalende plantengemeenschappen (Watertorkruid-associatie), waarvan de representativiteit onzeker is | minder/niet gevoelig |
| 3.17 | Geïsoleerde meander en petgat | mogelijk gevoelig | 2100 ? | 30 ? | expert-oordeel; voldoende buffercapaciteit, dus niet verzuringsgevoelig; mag niet rijk aan nutriënten zijn en is daarom gevoelig voor N in combinatie met P (het type is P-gelimiteerd, maar door de toevoer van P, die vrijwel altijd plaatsvindt, wordt het type ook gevoelig voor | - | 29,7 het model is in deze situatie onbruikbaar, omdat het oppervlaktewater de belangrijkste stikstofbron is en niet de depositie; verder is het model niet geschikt voor wateren, hooguit voor de moerascomponent daarvan; de uitkomst is daarom gebaseerd op slechts één van de vijf beeldbepalende | minder/niet gevoelig |

| Code NDT | Naam van het natuurdoeltype | Gevoeligheidsklasse (beoordeling 2006) ¹⁾ | Kritische depositie (mol N/ha/jr) | Kritische depositie (kg N/ha/jr) | Onderbouwing | Range van internationaal gebruikte empirische kritische deposities (kg N/ha/jr) | Modeluitkomsten (kg N/ha/jr) | Gevoeligheidsklasse volgens Handboek Natuurdoeltypen (2001) |
|----------|-----------------------------|--|-----------------------------------|----------------------------------|--|---|---|---|
| 3.18 | Gebufferd meer | minder/niet gevoelig | > 2400 | > 34 | N); het getal is, bij gebrek aan beter, vooraansnog afgeleid van de modeluitkomst expert-oordeel; voldoende buffercapaciteit; van nature (matig) eutroof | - | plantengemeenschappen (Associatie van Waterscheerling en Hoge cyperzegge), waarvan de representativiteit onzeker is | minder/niet gevoelig |
| 3.19 | Kanaal en vaart | minder/niet gevoelig (indien niet mesotroof) | > 2400 | > 34 | expert-oordeel; voldoende buffercapaciteit en meestal rijk aan nutriënten (in gevallen waar het type niet rijk aan nutriënten is, is het type 'mogelijk gevoelig', om dezelfde reden als 3.17) | - | - | minder/niet gevoelig |
| 3.2 | Duinplas | zeer gevoelig | 1000 | 14 | modeluitkomst bepalend binnen empirische range | 10-20 (?) (Dune slack pools) | 1.000 mol/ha/jr = 14 kg/ha/jr volgens AquAcid (betreft relatief grote duinplassen) 12,2 kg/ha/jr volgens SMART/MOVE/NTM, maar dit model is niet geschikt voor wateren, hooguit voor de moerascomponent daarvan; de uitkomst is daarom gebaseerd op slechts één van de vier beeldbepalende plantengemeenschappen (Associatie van Waterpunge en Oeverkruid), waarvan de representativiteit onzeker is | gevoelig |
| 3.21 | Zwakgebufferde sloot | mogelijk gevoelig | 1800 ? | 25 ? | expert-oordeel; zwakgebufferd (vergelijk 3.22), maar wel enige aanvoer van bufferstoffen uit voedingsgebied en tegelijk enige afvoer van N bij doorstroming (daarom niet 'zeer gevoelig') | - | - | gevoelig |
| 3.22 | Zwakgebufferd ven | zeer gevoelig | 400 | 6 | modeluitkomsten (mediaan) bepalend binnen empirische range | 5-10 (Softwater lakes) | 350 - 1.000 mol/ha/jr (mediaan: 400 mol/ha/jr = 5,6 kg/ha/jr) volgens AquAcid (betreft 3.22 & 3.23); vanwege de zeer scheve verdeling van waarden, geeft de mediaan een beter beeld dan het gemiddelde 21,1 - 22,0 kg/ha/jr volgens SMART/MOVE/NTM, maar dit model is niet geschikt voor wateren, hooguit voor de moerascomponent daarvan; de uitkomst is daarom gebaseerd op slechts één van de vier beeldbepalende plantengemeenschappen (Associatie van Veelstengelige waterbies), waarvan de representativiteit onzeker is | zeer gevoelig |
| 3.23 | Zuur ven | zeer gevoelig | 700 | 10 | bovenkant empirische range n.a.v. toelichting in Achermann & Bobbink (2003); overlap met modeluitkomsten | 5-10 (Softwater lakes) | 350 - 1.000 mol/ha/jr (mediaan: 400 mol/ha/jr = 5,6 kg/ha/jr) volgens AquAcid (betreft 3.22 & 3.23) 31,1 - 33,1 kg/ha/jr volgens SMART/MOVE/NTM, maar dit model is niet geschikt voor wateren, hooguit voor de moerascomponent daarvan; de uitkomst is gebaseerd op één van de twee beeldbepalende plantengemeenschappen (Waterveenmos-associatie) | zeer gevoelig |
| 3.24 | Moeras | minder/niet gevoelig (indien eutroof) | > 2400 | > 34 | expert-oordeel; voldoende buffercapaciteit; de zwak eutrofe vormen zijn 'mogelijk gevoelig' voor de vermestende invloed van N (vergelijk 3.26 en 3.27) | - | 20,5 - 31,3 (gemiddeld 24,4) uitkomsten waarschijnlijk onbruikbaar, omdat het oppervlaktewater de belangrijkste stikstofbron is en niet de depositie; verder is de uitkomst gebaseerd op drie van de acht beeldbepalende plantengemeenschappen, waarvan de representativiteit onzeker is | minder/niet gevoelig |
| 3.25 | Natte strooiselruigte | minder/niet gevoelig | > 2400 | > 34 | expert-oordeel; voldoende buffercapaciteit; de zwak eutrofe vormen zijn 'mogelijk gevoelig' | - | 21,7 - 29,2 (gemiddeld 24,4) | minder/niet gevoelig |

| Code NDT | Naam van het natuurdoeltype | Gevoeligheidsklasse (beoordeling 2006) ¹⁾ | Kritische depositie (mol N/ha/jr) | Kritische depositie (kg N/ha/jr) | Onderbouwing | Range van internationaal gebruikte empirische kritische deposities (kg N/ha/jr) | Modeluitkomsten (kg N/ha/jr) | Gevoeligheidsklasse volgens Handboek Natuurdoeltypen (2001) |
|----------|---|--|-----------------------------------|----------------------------------|---|---|--|---|
| | | (indien matig eutroof) | | | voor de vermistende invloed van N (vergelijk 3.26 en 3.27) | | uitkomsten waarschijnlijk onbruikbaar, omdat het oppervlaktewater de belangrijkste stikstofbron is en niet de depositie; verder is de uitkomst gebaseerd op slechts twee van de zes beeldbepalende plantengemeenschappen (de andere vier betreffen rompgemeenschappen), waarvan de representativiteit onzeker is | |
| 3.26 | Natte duinvallei | gevoelig (indien niet op humusarm zand) | 1400 | 20 | modeluitkomsten (gemiddelde) bepalend binnen empirische range; voorkomen op humusarm zand: zeer gevoelig | 10-25 (?) (Moist to wet dune slacks) | 17,7 - 22,0 (gemiddeld 19,5) op humusarm zand: 17,7 - 17,8 op humusrijk of kleig substraat: 20,8 - 22,0 15,8 | zeer gevoelig |
| 3.27 | Trilveen | zeer gevoelig | 1100 | 16 | modeluitkomst bepalend binnen empirische range | 15-35 (?) (Rich fens) | | gevoelig |
| 3.28 | Veenmosrietland | zeer gevoelig | 700 | 10 | onderkant empirische range op basis van modeluitkomst | 10-20 (Poor fens) | 7,2 | gevoelig |
| 3.29 | Nat schraalgrasland | zeer gevoelig (indien niet P-gelimiteerd) | 1100 | 15 | onderkant empirische range op basis van modeluitkomsten (gemiddelde); indien P-gelimiteerd: gevoelig (minderheid van de gevallen; alleen lokaal te bepalen) | 15-25 (?) (Molinea caerulea meadows) | 9,5 - 18,1 (gemiddeld 14,4) | gevoelig |
| 3.3 | Dotterbloemgrasland van beekdalen | gevoelig | 1400 | 20 | onderkant empirische range op basis van modeluitkomsten (gemiddelde) | 20-30 (?) (Low and medium altitude hay meadows) | 11,1 - 23,7 (gemiddeld 17,9) | gevoelig (indien verdroogd) |
| 3.31 | Dotterbloemgrasland van veen en klei | gevoelig | 1400 | 20 | onderkant empirische range op basis van modeluitkomsten (gemiddelde) | 20-30 (?) (Low and medium altitude hay meadows) | 11,1 - 23,7 (gemiddeld 18,0) | gevoelig (indien verdroogd) |
| 3.32 | Nat, matig voedselrijk grasland | gevoelig | 1600 | 22 | modeluitkomsten (gemiddelde) bepalend; past binnen de 20-30 kg/ha/jr van overige soortenrijke graslanden in Bobbink & Lamers (1999) | - | 21,4 - 22,4 (gemiddeld 21,9) | minder/niet gevoelig |
| 3.33 | Droog schraalgrasland van de hogere gronden | zeer gevoelig | 1000 | 14 | modeluitkomsten (gemiddelde) bepalend binnen empirische range | 10-20 (Non-mediterranean dry acid and neutral closed grassland) | 13,7 - 14,7 (gemiddeld 14,1) | zeer gevoelig |
| 3.34 | Droog kalkarm duingrasland | zeer gevoelig | 900 | 13 | modeluitkomsten (gemiddelde) bepalend; past binnen de 10-15 kg/ha/jr in Bobbink & Lamers (1999) | 10-20 (Coastal stable dune grasslands; Non-mediterranean dry acid and neutral closed grassland) | 11,2 - 14,1 (gemiddeld 12,7) | zeer gevoelig |

| Code NDT | Naam van het natuurdoeltype | Gevoeligheidsklasse (beoordeling 2006) ¹⁾ | Kritische depositie (mol N/ha/jr) | Kritische depositie (kg N/ha/jr) | Onderbouwing | Range van internationaal gebruikte empirische kritische deposities (kg N/ha/jr) | Modeluitkomsten (kg N/ha/jr) | Gevoeligheidsklasse volgens Handboek Natuurdoeltypen (2001) |
|----------|--|--|-----------------------------------|----------------------------------|--|---|---|---|
| 3.35 | Droog kalkrijk duingrasland | zeer gevoelig | 1300 | 18 | modeluitkomsten (gemiddelde) bepalend; past binnen de 10-25 kg/ha/jr in Bobbink & Lamers (1999) | 10-20 (Coastal stable dune grasslands) | 16,2 - 21,0 (gemiddeld 17,7) | zeer gevoelig |
| 3.36 | Kalkgrasland | zeer gevoelig | 1200 | 16 | modeluitkomsten (gemiddelde) bepalend binnen empirische range | 15-25 (Sub-atlantic semi-dry calcareous grassland) | 12,2 - 20,6 (gemiddeld 16,4) | zeer gevoelig |
| 3.37 | Bloemrijk grasland van het heuvelland | gevoelig | 1400 | 20 | modeluitkomsten (gemiddelde) bepalend binnen empirische range | 20-30 (?) (Low and medium altitude hay meadows) | 15,0 - 23,7 (gemiddeld 20,0) de uitkomst is gebaseerd op drie van de vier beeldbepalende plantengemeenschappen | minder/niet gevoelig |
| 3.38 | Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied | gevoelig | 1400 | 20 | onderkant empirische range op basis van modeluitkomsten | 20-30 (?) (Low and medium altitude hay meadows) | 15,0 - 23,7 (gemiddeld 19,2) | minder/niet gevoelig |
| 3.39 | Bloemrijk grasland van het rivieren- en zeeleigebied | gevoelig | 1400 | 20 | modeluitkomsten (gemiddelde) bepalend binnen empirische range | 20-30 (?) (Low and medium altitude hay meadows) | 15,0 - 23,7 (gemiddeld 20,3) de uitkomst is gebaseerd op vier van de vijf beeldbepalende plantengemeenschappen | minder/niet gevoelig |
| 3.4 | Kwelder, slufte en groen strand | minder/niet gevoelig | 2500 | 35 | gemiddelde van de empirische range | 30-40 (?) (Pioneer and low-mid salt marshes) | 17,7 - 23,1 (gemiddeld 22,0) uitkomsten onbruikbaar, omdat het oppervlaktewater de belangrijkste stikstofbron is en niet de depositie, en de parameterisatie van zoute/brakke condities beperkt is; de uitkomst is gebaseerd op elf van de veertien beeldbepalende plantengemeenschappen | minder/niet gevoelig |
| 3.41 | Binnendijks zilt grasland | onbekend | ? | ? | gevoeligheid is niet uit te sluiten (vergelijk 3.32, ondersteund door modeluitkomsten), maar evenmin aannemelijk te maken (rol van zoute kwel in dit type vergelijkbaar met getijden in 3.40?) | - | 21,4 - 23,1 (gemiddeld 22,4) bruikbaarheid uitkomsten wordt betwijfeld: waarschijnlijk is zoute kwel een belangrijker stikstofbron dan depositie, en de parameterisatie van zoute/brakke condities is beperkt | minder/niet gevoelig |
| 3.42 | Natte heide | zeer gevoelig | 1300 | 18 | gemiddelde van de empirische range, wat overeenkomt met de modeluitkomsten behorend bij niet te intensief beheer (onder het gemiddelde) | 10-25 (?) (Erica tetralix dominated wet heath) | 14,9 - 28,0 (gemiddeld 24,0) volgens SMART/MOVE/NTM; de bruikbaarheid van de uitkomsten wordt beperkt door mogelijke knelpunten in de parameterisatie van heidesystemen (Van Hinsberg & Kros, 1999); de uitkomst is gebaseerd op één van de drie beeldbepalende plantengemeenschappen (Associatie van Gewone dophei); de uitkomsten van 2,0, 15,0, 28,2 en 29,1 zijn statistisch niet betrouwbaar en daarom buiten beschouwing gelaten 17 - 22 (gemiddeld 19,5) volgens het heidemodel in (Berendse, 1988) in beide gevallen is de beheerintensiteit voor een belangrijk deel bepalend voor de bandbreedte; de voor het bereiken van de | zeer gevoelig |

| Code NDT | Naam van het natuurdoeltype | Gevoeligheidsklasse (beoordeling 2006) ¹⁾ | Kritische depositie (mol N/ha/jr) | Kritische depositie (kg N/ha/jr) | Onderbouwing | Range van internationaal gebruikte empirische kritische deposities (kg N/ha/jr) | Modeluitkomsten (kg N/ha/jr) | Gevoeligheidsklasse volgens Handboek Natuurdoeltypen (2001) |
|----------|------------------------------|--|-----------------------------------|----------------------------------|--|---|--|---|
| 3.43 | Natte duinheide | zeer gevoelig | 1300 | 18 | gemiddelde van de empirische range | 10-25 (?) (Erica tetralix dominated wet heath) | biodiversiteitsdoelen gewenste beheerintensiteit ligt onder het gemiddelde 30,6 de bruikbaarheid van de uitkomsten wordt beperkt door mogelijke knelpunten in de parameterisatie van heidesystemen (Van Hinsberg & Kros, 1999) | zeer gevoelig |
| 3.44 | Levend hoogveen | zeer gevoelig | 400 | 5 | onderkant empirische range n.a.v. toelichting in Achermann & Bobbink (2003) dat de onderkant geldt bij relatief lage neerslaghoeveelheden | 5-10 (Raised and blanket bogs) | 26,4 - 33,1 (gemiddeld 29,5) uitkomsten onbruikbaar, omdat de mineralisatie in hoogveen niet goed wordt voorspeld in het onderdeel SMART; de uitkomst is gebaseerd op vier van de zes beeldbepalende plantengemeenschappen; de uitkomsten van 1,8 en 8,1 zijn statistisch niet betrouwbaar en daarom buiten beschouwing gelaten | zeer gevoelig |
| 3.45 | Droge heide | zeer gevoelig | 1100 | 15 | modeluitkomsten (gemiddelde) bepalend binnen empirische range | 10-20 (Dry heaths) | 10-20 (gemiddeld 15) volgens Calluna (Heil & Bobbink, 1993) 4,3 volgens SMART/MOVE/NTM, maar modeluitkomst onbruikbaar omdat geen rekening wordt gehouden met regulier beheer (Van Hinsberg & Kros, 1999); de uitkomst is gebaseerd op één van de twee beeldbepalende plantengemeenschappen | zeer gevoelig |
| 3.46 | Droge duinheide | zeer gevoelig | 1100 | 15 | gemiddelde van de empirische ranges | 10-20 (?) (Coastal dune heaths); 10-20 (Dry heaths) | 29,2 - 30,7 (gemiddeld 30,0) de bruikbaarheid van de uitkomsten wordt beperkt door mogelijke knelpunten in de parameterisatie van heidesystemen (Van Hinsberg & Kros, 1999) | zeer gevoelig |
| 3.47 | Zandverstuiving | zeer gevoelig | 700 | 10 | modeluitkomst bepalend binnen empirische range | 10-20 (?) (Inland dune pioneer grasslands) | 10,4 | zeer gevoelig |
| 3.48 | Strand en stuivend duin | gevoelig | 1400 | 20 | bovenkant empirische range op basis van modeluitkomsten | 10-20 (?) (Shifting coastal dunes) | 21,2 - 23,6 (gemiddeld 22,8) de uitkomst is gebaseerd op drie van de vier beeldbepalende plantengemeenschappen | minder/niet gevoelig |
| 3.49 | Rivierduin en -strand | gevoelig (indien jong stadium) | 1400 | 20 | gemiddelde van modeluitkomsten, passend bij de 20-30 kg/ha/jr van overige soortenrijke graslanden in Bobbink & Lamers (1999); jonge stadia maken een groot deel uit van het type en zijn veel algemener dan het oude stadium, dat 'zeer gevoelig' is | - | 15,5 - 22,0 (gemiddeld 20,3) jonge stadia (4 plantengemeenschappen): 21,0 - 22,0 oud stadium (1 plantengemeenschap): 15,5 | gevoelig (indien met 14Bc1) |
| 3.5 | Akker van basenrijke gronden | minder/niet gevoelig | > 2400 | > 34 | expert-oordeel; toevoer bufferende stoffen door (enige) bemesting en afvoer biomassa | - | 17,5 - 24,4 (gemiddeld 21,4) uitkomsten onbruikbaar: geen rekening gehouden met beheer (bemesting, en daarmee gepaard gaande toevoer van bufferende stoffen, en afvoer biomassa) | minder/niet gevoelig |
| 3.51 | Akker van basenarme gronden | minder/niet gevoelig | > 2400 | > 34 | expert-oordeel; toevoer bufferende stoffen door (enige) bemesting en afvoer biomassa | - | 17,5 - 22,3 (gemiddeld 20,3) uitkomsten onbruikbaar: geen rekening gehouden met beheer | minder/niet gevoelig |

| Code NDT | Naam van het natuurdoeltype | Gevoeligheidsklasse (beoordeling 2006) ¹⁾ | Kritische depositie (mol N/ha/jr) | Kritische depositie (kg N/ha/jr) | Onderbouwing | Range van internationaal gebruikte empirische kritische deposities (kg N/ha/jr) | Modeluitkomsten (kg N/ha/jr) | Gevoeligheidsklasse volgens Handboek Natuurdoeltypen (2001) |
|----------|---|--|-----------------------------------|----------------------------------|--|---|--|---|
| 3.52 | Zoom, mantel en droog struweel van de hogere gronden | gevoelig | 1800 | 26 | gemiddelde van modeluitkomsten; past vrij goed bij de waarde van het meest voorkomende bostype op dezelfde bodems (3.65) | - | (bemesting, en daarmee gepaard gaande toevoer van bufferende stoffen, en afvoer biomassa) 16,9 - 33,0 (gemiddeld 25,8) de uitkomst van 29,5 is statistisch niet betrouwbaar en daarom buiten beschouwing gelaten | gevoelig |
| 3.53 | Zoom, mantel en droog struweel van het rivieren- en zeekleigebied | gevoelig | 1800 | 26 | gemiddelde van modeluitkomsten; past vrij goed bij de waarde van het bostype op dezelfde bodems (3.66) | - | 23,4 - 32,1 (gemiddeld 25,7); de uitkomst is gebaseerd op twee van de drie beeldbepalende plantengemeenschappen | minder/niet gevoelig |
| 3.54 | Zoom, mantel en droog struweel van de duinen | gevoelig | 1800 | 25 | gemiddelde van modeluitkomsten; past vrij goed bij de waarden van de meest voorkomende bostypen op dezelfde bodems (3.64, 3.65) | - | 19,7 - 29,0 (gemiddeld 24,8) | minder/niet gevoelig |
| 3.55 | Wilgenstruweel | minder/niet gevoelig | 2400 | 34 | gemiddelde van modeluitkomsten | - | 22,4 - 38,8 (gemiddeld 33,7) de uitkomst van 28,7 is statistisch niet betrouwbaar en daarom buiten beschouwing gelaten | minder/niet gevoelig |
| 3.56 | Eikenhakhout en -middenbos | gevoelig (indien niet op leemarme bodem) | 1400 | 20 | bovenkant empirische range (van beukenbossen) op basis van modeluitkomsten (gemiddelde); komt in mindere mate voor op leemarme bodem en is dan 'zeer gevoelig' (vergelijk 3.64); de empirische ranges gelden alleen voor het middenbos-subtype, mogelijk ligt het niveau voor het hakhout-subtype wat hoger (door grotere afvoer biomassa) | 10-20 (?) (Atlantic acidophilous Beech forests); 10-15 (Acidophilous Oak-dominated woodland) | 28,1 - 29,1 (gemiddeld 28,6) bij de bossen zijn de modeluitkomsten meestal hoger dan de empirische ranges; mogelijk wordt dat veroorzaakt door het onderschatten van de N-input vanuit de bosondergroei naar de bodem; de uitkomsten worden echter (nog) niet onbruikbaar geacht; de uitkomst is gebaseerd op één van de twee beeldbepalende plantengemeenschappen (Beuken-Eikenbos) | gevoelig |
| 3.57 | Elzen-essenhakhout en -middenbos | gevoelig (indien op minerale bodem) | 2100 | 30 | bovenkant empirische range op basis van modeluitkomsten (gemiddelde); de empirische range geldt alleen voor het middenbos-subtype, mogelijk ligt het niveau voor het hakhout-subtype wat hoger (door grotere afvoer biomassa); voor de relatief weinig voorkomende vorm van elzenhakhout op veenbodem bestaat geen empirische range, maar daarvoor kan de waarde van type 3.62 worden aangehouden ('minder/niet gevoelig') | 20-30 (?) (Mixed riparian floodplain and gallery woodland) | 23,6 - 36,4 (gemiddeld 30,8) bij de bossen zijn de modeluitkomsten meestal hoger dan de empirische ranges; mogelijk wordt dat veroorzaakt door het onderschatten van de N-input vanuit de bosondergroei naar de bodem; de uitkomsten worden echter (nog) niet onbruikbaar geacht | minder/niet gevoelig |
| 3.58 | Eiken-haagbeukenhakhout en -middenbos van het heuvelland | gevoelig | 1400 | 20 | bovenkant empirische range op basis van modeluitkomst; de empirische range geldt alleen voor het middenbos-subtype, mogelijk ligt het niveau voor het hakhout-subtype wat hoger (door grotere afvoer biomassa) | 15-20 (?) (Meso- and eutrophic Oak, Hornbeam, Ash, Sycamore, | 22,7 alleen de berekening voor kalkarme klei is beschikbaar; bij de bossen zijn de modeluitkomsten meestal hoger dan de empirische ranges; mogelijk wordt dat veroorzaakt door het onderschatten van de N-input vanuit de bosondergroei naar de bodem; de uitkomsten | gevoelig |

| Code NDT | Naam van het natuurdoeltype | Gevoeligheidsklasse (beoordeling 2006) ¹⁾ | Kritische depositie (mol N/ha/jr) | Kritische depositie (kg N/ha/jr) | Onderbouwing | Range van internationaal gebruikte empirische kritische deposities (kg N/ha/jr) | Modeluitkomsten (kg N/ha/jr) | Gevoeligheidsklasse volgens Handboek Natuurdoeltypen (2001) |
|----------|---|--|-----------------------------------|----------------------------------|--|---|---|---|
| | | | | | | Lime, Elm and related woodland) | worden echter (nog) niet onbruikbaar geacht | |
| 3.59 | Eiken-haagbeukenhakhout en -middenbos van zandgronden | gevoelig | 1400 | 20 | bovenkant empirische range op basis van modeluitkomst; de empirische range geldt alleen voor het middenbos-subtype, mogelijk ligt het niveau voor het hakhout-subtype wat hoger (door grotere afvoer biomassa) | 15-20 (?) (Meso- and eutrophic Oak, Hornbeam, Ash, Sycamore, Lime, Elm and related woodland) | 22,7 alleen de berekening voor kalkarme klei is beschikbaar; bij de bossen zijn de modeluitkomsten meestal hoger dan de empirische ranges; mogelijk wordt dat veroorzaakt door het onderschatten van de N-input vanuit de bosondergroei naar de bodem; de uitkomsten worden echter (nog) niet onbruikbaar geacht | gevoelig |
| 3.6 | Park-stinzenbos | minder/niet gevoelig | > 2400 | > 34 | expert-oordeel; in vergelijking met het verwante type 3.66 zorgt het beheer voor buffering en enige verrijking | - | 23,6 - 32,3 (gemiddeld 28,5) uitkomsten niet goed bruikbaar: geen rekening gehouden met het effect van specifiek stinzenbeheer (o.a. enige bemesting) | minder/niet gevoelig |
| 3.61 | Ooibos | minder/niet gevoelig | 2500 | 35 | gemiddelde van modeluitkomsten; grenst aan de waarde van >35 kg/ha/jr voor natte bossen in Bobbink & Lamers (1999) | - | 29,0 - 40,6 (gemiddeld 34,7) | minder/niet gevoelig |
| 3.62 | Laagveenbos | minder/niet gevoelig | 2400 | 34 | expert-oordeel n.a.v. enerzijds het gemiddelde van modeluitkomsten en anderzijds de waarde van >35 kg/ha/jr voor natte bossen in Bobbink & Lamers (1999) | - | 26,1 - 36,5 (gemiddeld 32,3) | minder/niet gevoelig |
| 3.63 | Hoogveenbos | gevoelig | 1800 | 25 | expert-oordeel, n.a.v. enerzijds het gemiddelde van modeluitkomsten en anderzijds de zeer lage waarde van hoogveenvegetaties (zie 3.44); daarom wordt de waarde van >35 kg/ha/jr voor natte bossen in Bobbink & Lamers (1999) niet overgenomen | - | 15,8 - 34,8 (gemiddeld 27,5) de uitkomsten 32,4 en 34,8 zijn waarschijnlijk onbruikbaar, omdat de mineralisatie in hoogveen niet goed wordt voorspeld in het onderdeel SMART, ze zijn echter voor het berekenen van het gemiddelde vooralsnog gehandhaafd; de uitkomst is gebaseerd op twee van de drie beeldbepalende plantengemeenschappen; uit Engels onderzoek komt de suggestie dat de waarde veel lager moet zijn (5 - 10) | gevoelig |
| 3.64 | Bos van arme zandgronden | zeer gevoelig | 1300 | 18 | modeluitkomst bepalend binnen empirische ranges | 10-15 (Acidophilous Oak-dominated woodland); 10-20 (Scots pine woodland south of the taiga) | 1300 mol/ha/jr = 18,2 kg/ha/jr (voor bosgemeenschappen van arme zandgrond, hz-3.13) volgens (Albers et al., 2001) 8,5 volgens SMART/MOVE/NTM; de uitkomst is gebaseerd op één van de drie beeldbepalende plantengemeenschappen (Korstmos-Dennenbos), omdat de (hogere) uitkomsten van de andere twee statistisch niet betrouwbaar zijn; deze plantengemeenschap wordt echter niet representatief geacht voor het hele natuurdoeltype | zeer gevoelig |
| 3.65 | Eiken- en beukenbos van lemige zandgronden | gevoelig | 1400 | 20 | bovenkant empirische range op basis van modeluitkomsten | 10-20 (?) (Atlantic acidophilous Beech forests) | 28,1 - 29,4 (gemiddeld 28,7) bij de bossen zijn de modeluitkomsten meestal hoger dan de empirische ranges; mogelijk wordt dat veroorzaakt door het onderschatten van de N-input vanuit de bosondergroei naar de | gevoelig |

| Code NDT | Naam van het natuurdoeltype | Gevoeligheidsklasse (beoordeling 2006) ¹⁾ | Kritische depositie (mol N/ha/jr) | Kritische depositie (kg N/ha/jr) | Onderbouwing | Range van internationaal gebruikte empirische kritische deposities (kg N/ha/jr) | Modeluitkomsten (kg N/ha/jr) | Gevoeligheidsklasse volgens Handboek Natuurdoeltypen (2001) |
|-----------------------------------|--|--|-----------------------------------|----------------------------------|---|---|---|---|
| 3.66 | Bos van voedselrijke, vochtige gronden | gevoelig | 2000 | 29 | modeluitkomsten (gemiddelde) bepalend binnen empirische range | 20-30 (?) (Mixed riparian floodplain and gallery woodland) | bodem; de uitkomsten worden echter (nog) niet onbruikbaar geacht 23,6 - 32,3 (gemiddeld 28,5) | minder/niet gevoelig |
| 3.67 | Bos van bron en beek | gevoelig | 1900 | 26 | modeluitkomsten (gemiddelde) bepalend binnen empirische range | 20-30 (?) (Mixed riparian floodplain and gallery woodland) | 12,9 - 36,4 (gemiddeld 26,2) | minder/niet gevoelig |
| 3.68 | Eiken-haagbeukenbos van het heuvelland | gevoelig | 1400 | 20 | bovenkant empirische range op basis van modeluitkomst | 15-20 (?) | 22,7 | gevoelig |
| 3.69 | Eiken-haagbeukenbos van zandgronden | gevoelig | 1400 | 20 | bovenkant empirische range op basis van modeluitkomst | 15-20 (?) (Meso- and eutrophic Oak, Hornbeam, Ash, Sycamore, Lime, Elm and related woodland) | 22,7 alleen de berekening voor kalkarme klei is beschikbaar; bij de bossen zijn de modeluitkomsten meestal hoger dan de empirische ranges; mogelijk wordt dat veroorzaakt door het onderschatten van de N-input vanuit de bosondergroei naar de bodem; de uitkomsten worden echter (nog) niet onbruikbaar geacht | gevoelig |
| ¹⁾ Gevoeligheidsklasse | | | mol N/ha/jr | | kg N/ha/jr | | | |
| zeer gevoelig | | | <1400 | | <20 | | | |
| gevoelig | | | 1400 - <2400 | | 20 - <34 | | | |
| mogelijk gevoelig | | | < 2400 ? | | < 34 ? | | | |
| minder/niet gevoelig | | | ≥ 2400 | | ≥ 34 | | | |
| onbekend | | | ? | | ? | | | |

