



Effecten van gelijkblijvende N-depositie op N2000-habitats in de Groote Peel

Auteur: Roland Bobbink



16-11-2010

In opdracht van: Mobilisation for the Environment, Nijmegen.

INHOUDSOPGAVE

1. Inleiding	3
• Algemene inleiding en probleemstelling	
• Inhoud en opbouw rapport	
2. Overzicht van de effecten van N-depositie in natuurterreinen	5
3. Wetenschappelijke onderbouwing van de beantwoording van de gestelde vragen	8
• vraag A	
• vraag B	
4. Conclusies	14
Referenties	14

1. INLEIDING

1.1 Inleiding en vraagstelling

Eén van de problemen voor de Nederlandse natuur is de toevoer van stikstofverbindingen uit de lucht. Na de Tweede Wereldoorlog is deze atmosferische N-depositie in Nederland zodanig sterk gestegen dat in de jaren tachtig van de vorige eeuw de in Nederland gemeten waarden tot de hoogste van de wereld behoorden. Genoemde luchtverontreiniging betreft zowel gereduceerde als geoxideerde stikstofverbindingen (NH_x en NO_y), waarbij al jarenlang de gereduceerde component (ammonium en ammoniak) het meest belangrijk (>75 % van het totaal) is. De N-depositie is niet gelijkmatig verdeeld over Nederland, de hoogste waarden werden, en worden nog gevonden in Oost Brabant/Noord Limburg (Peelgebied), Utrecht/Gelderland (Gelderse Vallei) en oost Nederland (Achterhoek & Overijssel).

Door verhoogde N-depositie kunnen in ecosystemen ongewenste veranderingen optreden met ernstige gevolgen voor de biodiversiteit tot gevolg (zie H-2). Om die redenen zijn sinds begin jaren negentig van de vorige eeuw allerlei maatregelen genomen om de emissies van N te verminderen. Zo is sinds 1993 de N-depositie gemiddeld over Nederland met ca. 30-35 % gedaald, waarbij lokaal de vermindering tot ca. 50 % kon oplopen. Deze daling is sinds 2003 gestopt, sindsdien blijven de gemeten waarden min of meer gelijk. Kortom, er zijn ook nu nog veel natuurterreinen waar de N-depositie (veel) hoger is dan gewenst. Eén van de meest belaste delen van Nederland is het Peelgebied in Brabant en Noord Limburg.

Ook in het Peelgebied zijn natuurterreinen met een Natura-2000 status. Eén van deze gebieden is de "Groote Peel", gelegen op de grens van Noord Brabant en Limburg. In dit gebied is een aantal voor N zeer gevoelige N2000-habitattypen aanwezig: herstellend hoogveen (7120) en droge heide (4030). De kritische depositiewaarden (KDW) voor N voor deze twee habitattypen zijn respectievelijk 400 en 1100 mol N/ha/jaar. Dit komt overeen met 5,6 of 15,4 kg N/ha/jaar (Van Dobben & Van Hinsberg 2008). De N-depositie is in de Groote Peel nog sterk verhoogd, waarbij de volgende vraagstelling aan de orde is gekomen.

Vraagstelling

- A. Kan wetenschappelijk worden aangetoond dat gelijk blijven ("standstill") van een N-depositiewaarde van 1570 mol ($22,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) tot 2690 mol N/ha/jaar ($37,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) op de Groote Peel geen schadelijk en/of significant negatief effect veroorzaakt voor de binnen dit gebied aanwezige herstellende hoogvenen (7120) en droge heiden (4030)?
- B. Zo nee, is het waarschijnlijk dat het voortduren en gelijk blijven van genoemde N-depositiewaarden op de Groote Peel, mede gelet op de mate van hoge overschrijding van de kritische grenswaarde (KDW) alsook het karakter van de betrokken natuurwaarden, de accumulatie van stikstofdepositie een significant negatief effect moet worden toegeschreven?

1.2 Inhoud en opbouw

In deze notitie wordt in hoofdstuk 2 eerst als algemene achtergrond een overzicht geven van de vele effecten en interacties die het gevolg kunnen zijn van atmosferische N-depositie in natuurterreinen. Vervolgens wordt in het volgende hoofdstuk (H-3) wetenschappelijk in gegaan op de beantwoording van de twee geformuleerde vraagstellingen. Aangezien in de meeste literatuur over de effecten van N-depositie in ecosystemen als eenheid kg N/ha/jaar wordt gebruikt, is dat in de volgende hoofdstukken van deze notitie ook gedaan. Overigens kan op eenvoudige wijze als volgt worden omgerekend:

$$X \text{ kg N/ha/jaar} = (X/14) * 1000 \text{ mol N/ha/jaar}$$

en

$$Y \text{ mol N/ha/jaar} = (Y * 14) /1000 \text{ kg N/ha/jaar}$$

Deze notitie wordt tenslotte afgesloten met korte slotconclusies (H-4) en een lijst van gebruikte referenties.

2. OVERZICHT VAN DE EFFECTEN VAN STIKSTOFHOUDENDE LUCHTVERONTREINIGING OP NATUURTERREINEN

Veel van de biodiversiteit van de aarde wordt aangetroffen in natuurlijke en half-natuurlijke ecosystemen, zowel in aquatische als terrestrische habitats. De activiteiten van de mens bedreigen op vele manieren de structuur en het functioneren van deze ecosystemen, en dus ook de natuurlijke variatie aan planten- en diersoorten. Eén van de belangrijkste antropogene bedreigingen is de verhoogde luchtverontreiniging door zowel gereduceerde als geoxideerde stikstofverbindingen (NH_x en NO_y) (o.a. Sala *et al.* 2000; Galloway & Cowling 2002; Bobbink *et al.* 2010). Zo is de depositie van gereduceerd N (ammoniak en ammonium) in Nederland sterk gestegen vanaf het begin van de vijftiger jaren tot eind jaren tachtig van de vorige eeuw. Vanaf 1993 is door allerlei maatregelen een daling ingezet, vanaf 2003 zijn de waarden min of meer constant gebleven, al kunnen door lokale maatregelen de N-depositie plaatselijk wat meer zijn gedaald. De depositie van geoxideerd N (stikstofoxiden) is na 1950 ook gestegen maar minder snel dan die van gereduceerd N, waarbij na 1980-'85 een geleidelijke afname is waargenomen. Al 3-4 decennia is gereduceerd N de overheersende vorm (> 75 %) van de N-depositie in Nederlandse natuurterreinen (De Haan *et al.* 2008).

De beschikbaarheid van plantenvoedingsstoffen (nutriënten) is een factor die erg belangrijk is voor de samenstelling van de vegetatie. Stikstofverbindingen zijn in veel half-natuurlijke en natuurlijke ecosystemen beperkend voor de plantengroei. Veel plantensoorten uit deze milieus zijn aangepast aan nutriëntenarme omstandigheden, en kunnen alleen succesvol voortbestaan op bodems met lage N-niveaus. De effecten van een excessieve toevoer van stikstofverbindingen op ecosystemen zijn veelzijdig (o.a. Bobbink & Lamers 1999; Kros *et al.* 2008), maar de meest belangrijke zijn:

- directe toxiciteit van (hoge concentraties van) gasen op individuele plantensoorten;
- geleidelijke toename van de beschikbaarheid van N-verbindingen, die leiden tot veranderingen in de concurrentieverhoudingen tussen soorten en afname in plantendiversiteit;
- veranderingen in de bodem of het water ten gevolge van verzuring;
- negatieve effecten van de toegenomen beschikbaarheid van gereduceerd N (ammonium);
- toegenomen gevoeligheid voor secundaire stressfactoren als insectenplagen en vorst- of droogteschade.

Directe toxiciteit van gasen op individuele plantensoorten

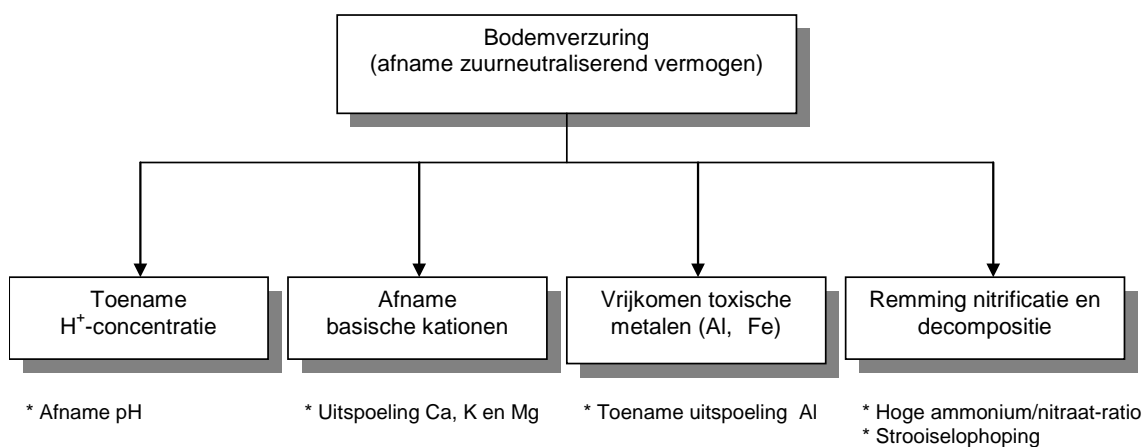
Deze effecten zijn vooral bestudeerd voor landbouwgewassen en enkele boomsoorten. Planten kunnen ammoniak of stikstofoxiden direct via de huidmondjes of via de cuticula in de bladeren opnemen. Dit kan bij hoge concentraties leiden tot ontregeling van de fysiologie van deze bladeren. Alleen bij zeer hoge 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 dichtbij stallen op afstanden minder dan 100 meter en voor stikstofoxiden soms in steden, industriegebieden en langs zeer drukke verkeerswegen. Wel is aangetoond dat cryptogame planten, vooral korstmossen en mossen, zeer gevoelig kunnen zijn voor directe toxiciteit van genoemde gasen.

Geleidelijke toename van de N-beschikbaarheid, die leiden tot veranderingen in de concurrentieverhoudingen tussen soorten

Door verhoogde toevoer en accumulatie van N-verbindingen zal de beschikbaarheid van N geleidelijk toenemen. Dit leidt tot verdringing van karakteristieke soorten door concurrentie met "stikstofminnende" of "nitrofiele" soorten. Een groot deel van de soorten in half-natuurlijke en natuurlijke ecosystemen is immers aangepast aan lage N-beschikbaarheid in de bodem. Verhoogde toevoer van N zal vooral in "voedselarme en matig-voedselrijke systemen een drastische afname in soorten diversiteit kunnen veroorzaken (o.a. Bobbink *et al.* 1998; Clark & Tilman 2008). Op zeer voedselarme bodems kan het aantal soorten bij verhoogde toevoer wel iets toenemen, maar de oorspronkelijke en karakteristieke vegetatie die aan de extreme situatie was aangepast, verdwijnt wel.

Veranderingen in de bodem ten gevolge van bodemverzuring

Verzuring van de bodem is een langetermijnproces dat veroorzaakt of versneld 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 kationen (Ca, Mg of K), verhoogde concentraties aan toxische metalen (vooral Al) en veranderingen in de verhouding tussen nitraat en ammonium in de bodem (Van Breemen *et al.* 1982; Ulrich 1983 & 1991) (Fig. 2.1). In deze situatie kunnen plantensoorten die resistent zijn tegen deze zure omstandigheden, gaan overheersen en verdwijnen veel soorten uit een milieu met een intermediaire pH.



Figuur 2.1. Overzicht van factoren die in de bodem veranderen bij het proces van verzuring.

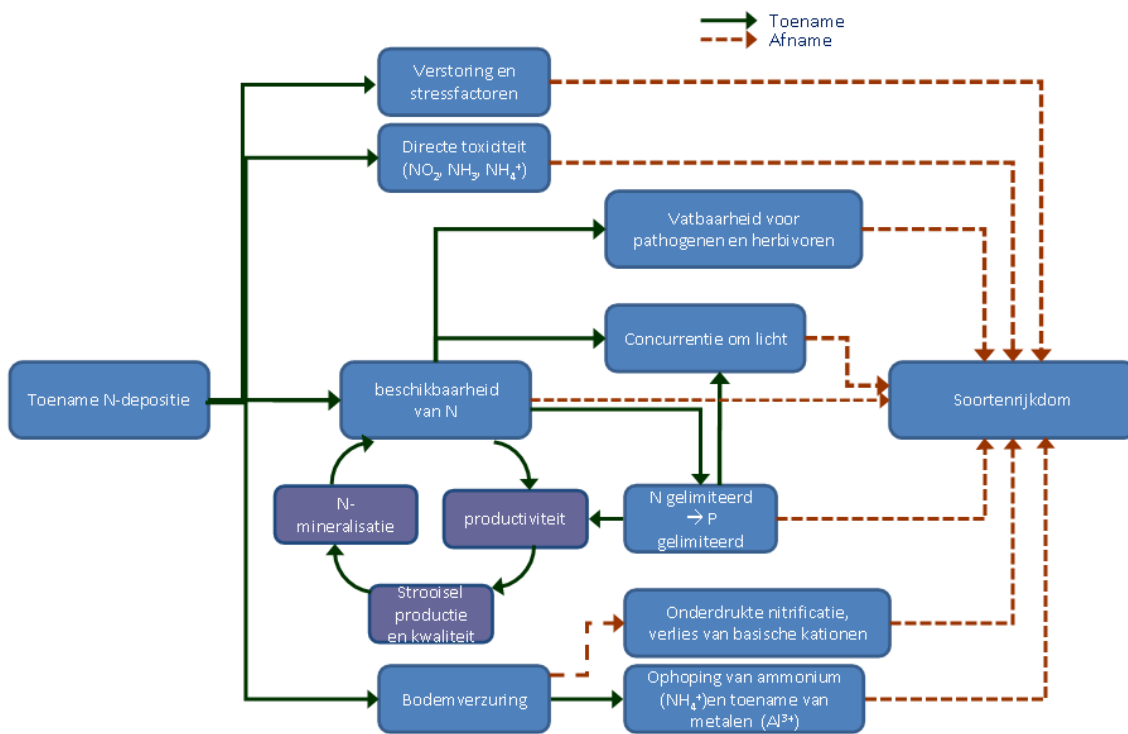
Negatieve effecten van verhoogde beschikbaarheid van gereduceerd N

In veel gebieden met relatief hoge N-depositie is het aandeel van gereduceerd N in de totale N-depositie hoog. Dit betekent dat de overheersende N-vorm in de bodem kan veranderen van nitraat naar ammonium. Dit is met name het geval in bodems met lage nitrificatiesnelheid (pH < 4,5) of wanneer de bodem verzuurd is. Verhoogde concentraties ammonium in de bodem of het water kunnen leiden tot allerlei negatieve gevolgen voor de plantengroei, zoals gereduceerde kationenopname, interne celverzuring, ophoping N-rijke aminozuren, sterke verminderde wortelgroei en, tenslotte, remming van de spruitontwikkeling. Deze effecten zijn het grootst in gebieden met voorheen matig gebufferde bodemcondities (pH 4,5 - 6,8), en kunnen leiden tot sterke afname van Rode Lijst-soorten (o.a. Kleijn *et al.* 2008).

Toegenomen gevoeligheid voor secundaire stressfactoren als plagen en vorst- of droogteschade.

Door verhoogde atmosferische depositie van N-verbindingen kan de gevoeligheid van plantensoorten voor aantasting door pathogenen sterk beïnvloed worden. Luchtverontreiniging kan de vitaliteit van soorten verminderen, waardoor deze gevoeliger worden voor aantasting door schimmels, bacteriën, virussen of insecten. Ook de verhoging van het stikstofgehalte in de bladeren of wortels kan verhoogde aantasting door herbivore insecten veroorzaken. Door veranderingen in de fysiologie of groei kan bovendien de tolerantie voor droogte of vorst veranderen.

Kortom, in veel natuurgebieden in Nederland zijn de complexe gevolgen van N-depositie prominent aanwezig. 'Waarneembare' veranderingen bij langdurige, verhoogde N-toevoer zijn veranderingen in soortensamenstelling of -dominantie en in (planten)diversiteit. Ook veranderingen in het functioneren van het systeem zoals verhoogde mineralisatie, uitspoeling van nitraat en verzuring kunnen gaan optreden. Kortom, de effecten van N-depositie zijn veelzijdig, complex en met vele interacties en treden op verschillende tijdschaal op. Voor een overzicht van dit alles, zie figuur 2.2.



Figuur 2.2. Schema met een overzicht van de ecologische gevolgen van N-depositie.

3. Wetenschappelijke onderbouwing van de beantwoording van de gestelde vragen

In dit hoofdstuk wordt op basis van wetenschappelijk onderzoek geprobeerd antwoord te geven op de in hoofdstuk 2 geformuleerde vragen (A en B). De onderbouwing van de gestelde vragen is, voor zo ver beschikbaar, gebaseerd op de volgende methodieken:

- causaal-analytisch onderzoek naar de gevolgen van N-toediening (minimaal 2 jaar, liefst 5-10 jaar of langer) in het veld of in zogenaamde mini-ecosystemen; indien uitgevoerd in gebieden met (zeer) lage achtergronddepositie kunnen de resultaten van dit type experimenten de negatieve effecten van N-depositie overtuigend aan het licht brengen;
- correlatieve studies in tijd en ruimte tussen de toestand van habitattypen en de (heersende) N-depositie. Voor een goede interpretatie van deze vergelijkende "survey"-studies is het wel van groot belang dat ook andere mogelijke oorzaken van het gevonden verband in de analyse zijn betrokken;
- ecologische modelstudies van heide- of hoogveensystemen.

Hierbij wordt, voor zover mogelijk, onderzoek gebruikt dat is uitgevoerd in de twee relevante habitattypen, herstellend hoogveen (7120) en droge heide (4030). Aangezien echter lang niet altijd de langetermijneffecten van atmosferische N-depositie en overschrijding in genoemde habitattypen zijn onderzocht, of alleen in gebieden waar de achtergronddepositie al hoog was bij het begin van het onderzoek, is, indien relevant, ook gebruik gemaakt van onderzoek in min of meer vergelijkbare ecosystemen in nog wel schone gebieden ("subarctische heiden") of in het zelfde landschap gelegen typen ("soortenrijke graslanden").

Vraag A.

Deze vraag kan als volgt worden samengevat: kan bij een gelijk blijven van de huidige, hoge N-depositie van ca. 22-38 kg N/ha/jaar in de Groote Peel aangetoond worden dat er GEEN negatieve effecten in habitatype 7120 en 4030 op treden?

Beantwoording van de vraag is moeilijk, aangezien er geen causaal-analytisch veldonderzoek is uitgevoerd naar N-effecten op droge heide of herstellend hoogveen in situaties zoals in de Groote Peel waarin al zeker 30-40 jaar de N-depositie al sterk verhoogd was, en vervolgens de gevolgen van experimenteel verhoogde N-toevoer zijn gekwantificeerd. Wel kunnen de uitkomsten van modelstudies gebruikt worden om deze vraag te beantwoorden, met name voor droge heide. Middels een dynamisch ecosysteemmodel voor droge heide (CALLUNA) (Heil & Bobbink 1992), waarin ook rekening wordt gehouden met plaggen om de 25 jaar, is onderzocht bij welke N-toevoer (15-20-30 kg N/ha/jaar) gedurende 50 jaar na 2000 de heide al of niet vergrast is, in dit geval met name door Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*). Deze simulaties zijn apart uitgevoerd voor de 20 verzuringsregio's van Nederland, waarbij per regio rekening is gehouden met het verloop van de N-depositie na 1950. Dit is ook gebeurd voor de verzuringsregio waarin de Groote Peel is gelegen, en uit de modeluitkomsten is gebleken dat zowel bij 20 als 30 kg N/ha/jaar het vergrassingspercentage van de droge heide nog steeds hoog is na 50 jaar (Heil & Bobbink 1993). De uitkomsten van dit geverifieerde ecosysteemmodel wijzen duidelijk in de richting dat het antwoord op de gestelde vraag negatief is.

Indirecte, maar aanvullende evidentie dat het antwoord op vraag A negatief is, komt ook naar voren uit zeer recent onderzoek van verschillende aard. Zo vonden Dupré et al.

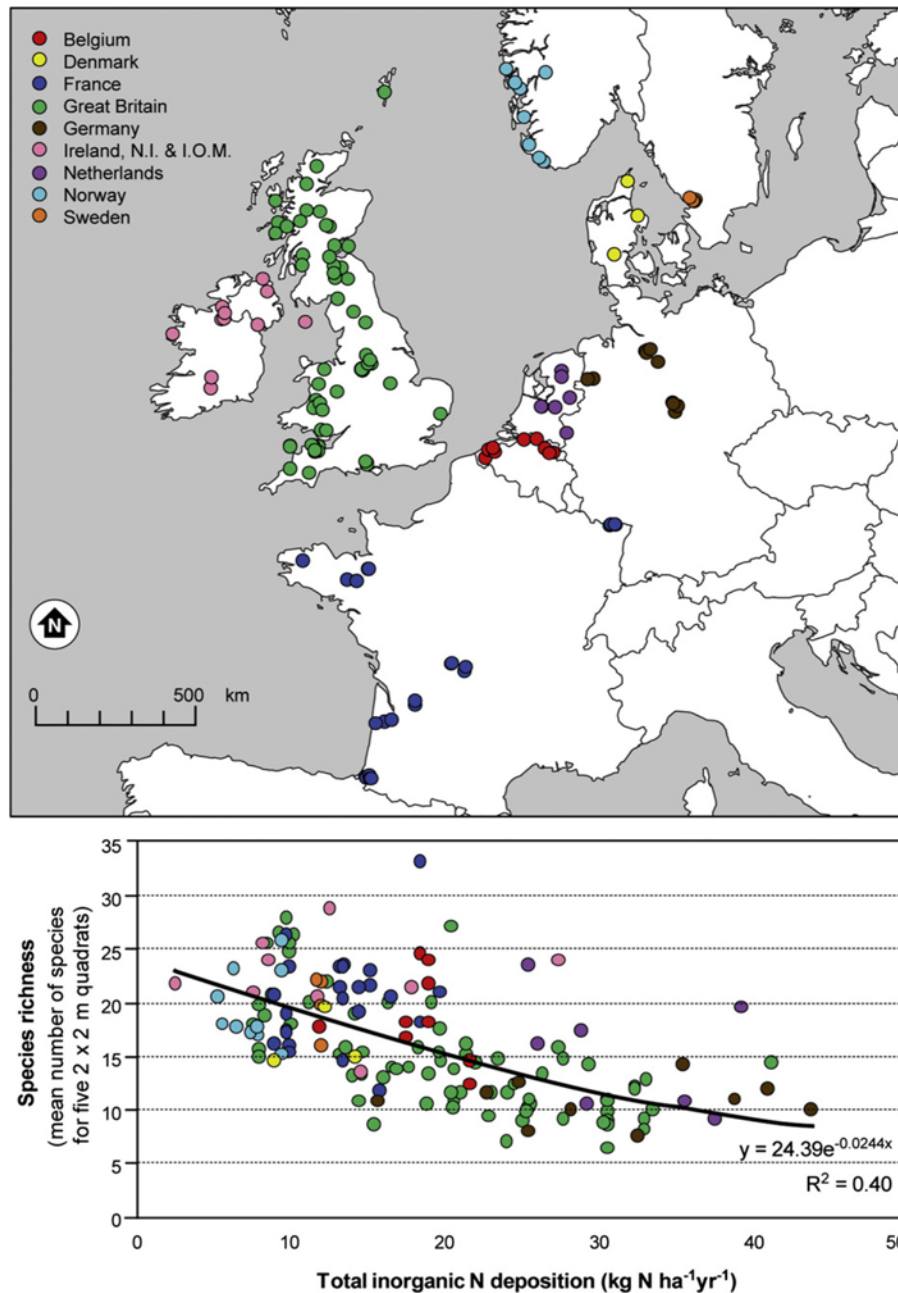
(2010) in hun historische onderzoek over de periode 1930 tot heden dat de plantensoortenrijkdom in heischrale graslanden van het Verenigd Koninkrijk, Duitsland en Nederland in alledrie de landen een significant negatief lineair verband vertoonde met de cumulatieve N-depositie, dwz. de som van de N-depositie over alle jaren van de betreffende meetperiode. Dit maakt aannemelijk dat door langdurige belasting met N de effecten steeds duidelijker negatief worden in deze, voorheen soortenrijke graslanden uit het heidelandschap. Bij dit cumulatieve effect speelde waarschijnlijk voortschrijdende bodemverzuring met al zijn consequenties een doorslaggevende rol in de afname van de soortenrijkdom en de kenmerkende soorten (Dupré *et al.* 2010). Ook in langetermijn onderzoek met meer dan 20 jaar beregening met N-verbindingen in prairiegraslanden in de USA (achtergronddepositie slechts 6 kg N/ha/jaar) is duidelijk geworden dat de negatieve effecten bij voortdurende belasting steeds prominenter worden. In dit onderzoek bleken de negatieve gevolgen voor de soortenrijkdom vooral veroorzaakt te worden door de voortschrijdende N-eutrofiëring van het systeem, aangezien bodemverzuring experimenteel verhinderd werd (Clark & Tilman 2008). Ook is onlangs een meta-analyse uitgevoerd naar de resultaten van N-additie experimenten in Europa en Noord Amerika. Het betrof zowel graslanden, heiden, maar ook moerassen en ondergroei van bossen (De Schrijver *et al.* In druk). Eén van de belangrijkste uitkomsten van deze overzichtsstudie is dat de veranderingen in de soortensamenstelling sterk te maken hebben met de cumulatieve N-gift in de experimenten: er is een significant en negatief verband met de cumulatieve N-last en de soortensamenstelling van de vegetatie. Kortom, dit betekent dat hoe langer dezelfde verhoogde N-depositie voortduurt, des te groter de negatieve effecten zijn. Een "standstill" van sterk verhoogde N-deposities zoals in de Groote Peel voor de komende decennia zijn berekend, zal dan ook met hoge mate van zekerheid de toestand van genoemde habitattypen in kwaliteit doen afnemen.

Tenslotte kan wat vraag A betreft, geconcludeerd worden dat het wetenschappelijk gezien zeer onwaarschijnlijk is dat bij voortdurende hoge belasting met N geen negatieve effecten optreden in habitats van het type 7120 en 4030.

Vraag B.

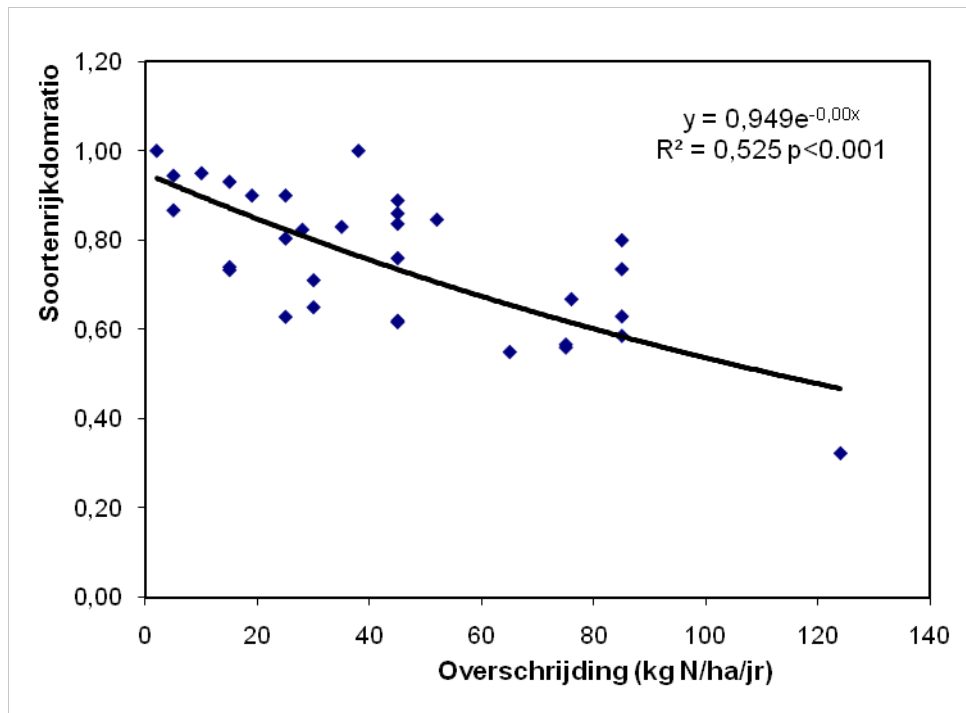
De essentie van deze vraag is: hebben de langdurig aanwezige hoge overschrijdingen van de KDW'n, zoals aanwezig in de Groote Peel, van de twee eerder genoemde habitats een negatief effect, en blijft dit effect in de toekomst ook aanwezig?

Er is uit verschillende soorten onderzoek gebleken dat in verschillende half-natuurlijke en natuurlijke ecosystemen met toenemende N-belasting degradatie van het habitat optreedt, waarbij kenmerkende effecten toenemende dominantie van enkele soorten en afname van kenmerkende (veelal nu bedreigde) plantensoorten is waargenomen (zie H-2). Zo is door vergelijkende van de plantensoortenrijkdom met allerlei abiotische factoren in heischrale graslanden (Natura2000 habitattypen 6230) over negen landen in Europa gebleken dat de soortenrijkdom het meest gerelateerd kan worden met de totale N-depositie, en dat deze relatie negatief is: met toenemende N-depositie wordt de waarde steeds lager (Fig. 3.1; Stevens *et al.* 2004 & 2010). Ook is in de figuur te zien dat boven de ca. 35 kg N/kg ha/jaar het negatieve effect afzwakt: er zijn dan alleen nog 5-10 resistente of N-minnende plantensoorten in de gedegradeerde vegetatie aanwezig. In deze situatie is het dan ook niet meer terecht om nog van het betreffende habitattypen (6230) te spreken.



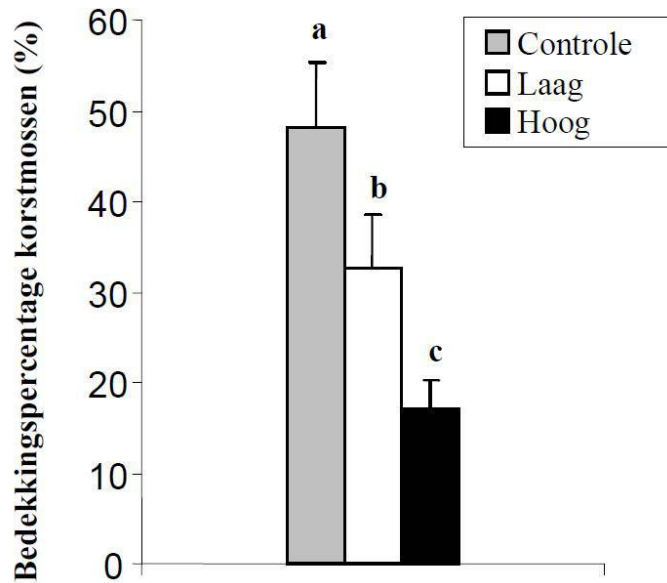
Figuur 3.1. Verband tussen het aantal plantensoorten in heischrale graslanden (Violion) verspreid over de Europese range van hun voorkomen en de N-depositie. De gevonden negatieve relatie is zeer significant (Stevens *et al.* 2010).

Er is ook duidelijk experimentele evidentie dat bij toename van de overschrijding van de kritische depositiewaarden de soortenrijkdom in natuurterreinen ook in de praktijk afneemt. Dit is te zien in figuur 3.2, waarbij een zeer significant en negatief verband gevonden is tussen de overschrijding en de soortenrijkdomratio in N-additie experimenten in natuurterreinen (Bobbink *et al.* 2010b).

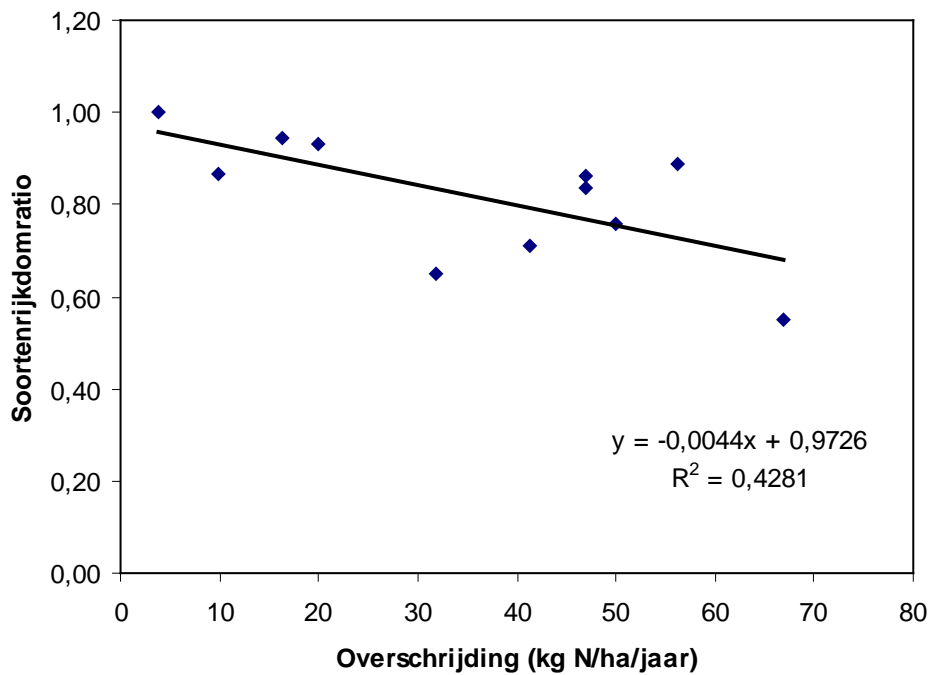


Figuur 3.2. Overzicht van het verband tussen plantensoortenrijkdom en de overschrijding (in kg N ha/jaar) van de kritische depositiewaarden. De overschrijding is als volgt berekend: de som van de experimentele N-gift plus van de achtergronddepositie min de KDW. Deze figuur is gebaseerd op de uitkomsten van N-additie-experimenten in Europa in verschillende typen graslanden (van droog tot nat en van zuur tot kalkrijk), montane heidevegetaties en in subarctische en subalpiene (heide)vegetaties. Elk punt is de gemiddelde uitkomst van een experiment, waarbij de soortenrijkdom in de N-behandeling gedeeld is door die in de controleproefvlakken. Waarden kleiner dan 1 geven aan dat de soortenrijkdom bij die overschrijding lager is dan in de controle. Zo betekent 0,75 dat de soortenrijkdom met 25 % is gedaald.

Helaas is een dergelijke curve, gebaseerd op N-additie experimenten, niet beschikbaar voor droge heiden, vooral omdat dit een relatief soortenarme habitatype is en vergassing veelal gebruikt is als indicatie voor N-effecten. Er is overigens wel veel onderzoek naar N uitgevoerd in dit habitatype in Nederland en omstreken, maar veelal bij hoge N-depositiewaarden en vaak ecologisch gezien erg kort (1-2 jaar) (zie Bobbink & Lamers 1999 voor overzicht). In Engeland is wel een experiment uitgevoerd in een voor Nederlandse begrippen "schoon" gebied, en daar werd een duidelijke afname van de diversiteit van kenmerkende korstmossen waargenomen na 7 jaar relatief lage N-gift (Fig. 3.3; Barker, 2001). Om echter een inschatting te kunnen maken van de relatie tussen overschrijding en soortenrijkdom in heidevegetaties moeten we terugvallen op experimenteel onderzoek in montane, (sub)Arctische en subalpiene heiden in het buitenland, waar wel relatief langjarig (veelal 5-10 jaar) onderzoek is uitgevoerd in zeer schone gebieden. Ook uit deze gegevens blijkt er een negatief (en significant) verband tussen de overschrijding van de kritische N-depositie waarden en de plantensoortenrijkdom te zijn voor deze heidevegetaties in gebieden met nu nog zeer lage N-deposities (Fig. 3.4).



Figuur 3.3. Bedekkingspercentage (%) met korstmossen na 7 jaar N-additie in een droge heide in Zuid Engeland met lage ($7,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) of hoge ($15,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) N-beregening (Barker, 2001).



Figuur 3.4. Overzicht van het verband tussen plantensoortenrijkdom en de overschrijding (in kg N ha/jaar) van de kritische depositiewaarden. Deze figuur is gebaseerd op de uitkomsten van N-additie-experimenten in Europa in montane, (sub)arctische en subalpiene (heide)vegetaties (Bobbink 2008).

Voor hoogveen, en zeker ook voor herstellend hoogveen, zijn dit soort gegevens voor de plantensoortenrijkdom niet beschikbaar. Hoogvenen zijn eveneens soortenarme ecosystemen, maar met een aantal kenmerkende hoogveenplanten, zoals veel veenmossen. Dit is één van de redenen dat het aantal plantensoorten per proefvlak meestal niet gegeven wordt in studies naar de effecten van N. Wel is aangetoond dat via studies over gradiënten in N-depositie en uit een compilatie van N-beregeningsexperimenten dat het N-gehalte van de veenmossen tussen de 10-20 kg N/ha/jaar sterk toeneemt met toenemende N-depositie en daarna min of meer gelijk blijft op een hoog niveau (Lamers *et al.* 2000) of ook daarboven tot > 40 kg N/ha/jaar nog wat stijgt (gebaseerd op experimentele gegevens; Limpens *et al.* in druk). Aangezien de N-concentraties in veenmos één van de beste indicaties is voor de negatieve effecten van N-verrijking (o.a. Bobbink *et al.* 2010), en daar ook sterk mee gecorreleerd is, worden ook voor (herstellende) hoogvenen bij een toename van de N-depositie, en daarmee de overschrijding, de effecten zeker niet minder.

Naast deze experimentele en vergelijkende studies zijn de gevolgen van de overschrijding van kritische depositiewaarden voor de diversiteit aan vlinders, hogere planten en vogels in ondermeer droge heide en hoogveen ook modelmatig bestudeerd (Van Hinsberg *et al.* 2008). Hierbij zijn de langetermijn gevolgen van verschillende overschrijdingen (7 - 14 - 21 kg N/ha/jaar) van de kritische depositiewaarden gesimuleerd. Voor hoogveen werd alleen een significante vermindering aan de rijkdom aan vogelsoorten gevonden, terwijl voor heide voor alle bestudeerde overschrijdingen significante negatieve relaties met de rijkdom aan vogels, planten en vlinders aan het licht kwamen. Ook was het negatieve effect hoger met toenemende, gemodelleerde N-overschrijding (Van Hinsberg *et al.* 2008).

Kortom, het is wetenschappelijk gezien **zeer aannemelijk** dat overschrijdingen in zeer gevoelige habitats als herstellend hoogveen en droge heide leiden tot **negatieve effecten** in genoemde habitats. Verder is het ook zo dat hoe hoger, of hoe langer, de overschrijdingen van de kritische depositiewaarde zijn, des te groter de negatieve gevolgen voor de genoemde systemen zijn. Wel moet de kanttekening gemaakt worden dat, als deze systemen al sterk gedegradeerd zijn door atmosferische N-depositie (> 50 kg N/ ha/jaar), er bij nog hogere N-deposities er nauwelijks meer negatieve effecten optreden, uitgezonderd voortschrijdende verzuring (indien relevant) of N-uitspoeling in bossen. Echter, het moge hierbij wel duidelijk zijn dat deze al ernstig aangetaste vegetaties niet meer tot het betreffende habitattype behoren.

4. CONCLUSIES

In dit rapport is gepoogd op wetenschappelijke grondslag antwoord te geven op de gestelde vragen (H-2). De eindconclusies zijn het volgende:

- de gevolgen van N-depositie in met name voedselarme of verzuringsgevoelige habitats zijn complex, met vele interacties en verlopen op verschillende tijdschaal;
- bij in de praktijk in Nederland voorkomende overschrijdingen van de kritische depositiewaarden kan wetenschappelijk worden hard gemaakt dat er blijvend verlies van (kenmerkende) biodiversiteit optreedt; dit is zeker het geval in

gebieden zoals de "Grote Peel", waar de overschrijdingen al decennia (zeer) hoog zijn;

- wat vraag A betreft, is het wetenschappelijk gezien onwaarschijnlijk dat bij genoemde, voortdurende hoge belasting met N zoals voorspeld in de "Grote Peel", geen negatieve effecten optreden in habitats van het type 7120 en 4030; kortom een "standstill" in hoge N-depositie betekent niet een "standstill" in negatieve effecten door de cumulatieve gevolgen;
- wat vraag B betreft, is het wetenschappelijk gezien zeer aannemelijk dat overschrijdingen van de kritische depositiewaarden in herstellend hoogveen en droge heide leiden zoals voortkomend in de Peel tot negatieve effecten in genoemde habitats leiden. Verder is het ook zo dat hoe hoger, of hoe langer, de overschrijdingen van de kritische depositiewaarde zijn, des te groter de gevolgen voor de genoemde systemen zijn.

LITERATUUR

- Barker, C.G. (2001). *The impact of management on heathland response to increased nitrogen deposition*. PhD Thesis, Imperial college, London.
- Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, J.G.M. (1998) The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural vegetation - a review. *Journal of Ecology*, **86**, 717-738 .
- Bobbink, R. & Lamers, L.P.M. (1999). *Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties; een overzicht*. Rapport R13 Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., *et al.* (2010). Global assessment of nitrogen deposition effects on plant terrestrial biodiversity: a synthesis. *Ecological Applications*, **20**, 30-59.
- Bobbink, R., Tomassen, H., Weijters, M. & Hettelingh, J-P. (2010). Revisie en update van kritische N-depositiewaarden voor Europese Natuur. *De Levende Natuur*, **111**, 254-258.
- Clark, C.M. & D. Tilman (2008). Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grassland. *Nature*, **451**, 712-715.
- Galloway, J.N. and Cowling, E.B. (2002). Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio*, **31**, 64-71.
- de Haan, B.J., Kros, J., Bobbink, R., van Jaarsveld, J.A., De Vries, W. & Noordijk, H. (2008). *Ammoniak in Nederland*. Rapport Planbureau voor de leefomgeving, 500125003, Bilthoven.
- De Schrijver, A., De Frenne, P., Ampoorter, E., Van Nevel, L., Demey, A., Wuyts, K. & Verheyen, K. (in druk). Cumulative nitrogen input drives species loss in terrestrial ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*.
- van Dobben, H.F & van Hinsberg, A. (2008). *Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en Natura2000-gebieden*. Alterra-rapport 1654, Wageningen.
- Duprè, C., C.J., Ranke, T. Bleeker, A., Peppler, C., Hennekens, S., Gowing, D.J.G., Dise, N.B., Dorland, E., Bobbink, R. & Diekmann, M. (2010). Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years - the effects of accumulated atmospheric nitrogen deposition. *Global Change Biology*, **16**, 344-357.
- Heil, G.W. & Bobbink, R. (1993) "CALLUNA" a simulation model for evaluation of impacts of atmospheric nitrogen deposition on dry heathlands. *Ecological Modelling*, **68**, 161-182.
- Heil, G.W. & Bobbink, R. (1993) Impact of atmospheric nitrogen deposition on dry heathlands: a stochastic model simulating competition between *Calluna vulgaris* and two grass species.

- Heathland: Patterns and Processes in a changing environment* (eds R. Aerts and G.W. Heil), pp. 181-200. *Geobotany* 20, Kluwer, Dordrecht.
- van Hinsberg, A., Reijnen, R., Goedhart, P., de Knecht, B. & van Esbroek, M. (2008). Relation between critical load exceedance and loss of protected species. *Critical load, dynamic modelling and impact assessment in Europe* (eds. J-P. Hettelingh, M. Posch & J. Slootweg), pp. 73-81. CCE Status Report, CCE/PBL, Bilthoven.
- Kleijn, D., Bekker, R.M., Bobbink, R., De Graaf, M.C.C. & Roelofs, J.G.M. (2008). In search for key biogeochemical factors affecting plant species persistence in heathland and acidic grasslands: a comparison of common and rare species. *Journal of Applied Ecology*, 45, 680-687.
- Kros, J., de Haan, B.J., Bobbink, R., van Jaarsveld, J.A., Roelofs, J.G.M. & de Vries, W. (2008). *Effecten van ammoniak op de Nederlands natuur. Achtergrondrapport*. Alterra-rapport 1698, Wageningen.
- Lamers, L.P.M., Bobbink, R. & Roelofs, J.G.M. (2000). Natural nitrogen filter fails in polluted raised bogs. *Global Change Biology*, 6, 583-586.
- Limpens, J., Granath, G., Gunnarsson, U. *et al.* (in druk). Temperature and N concentration exacerbate negative production response of peat forming Sphagnum mosses to increasing N deposition: a meta-analysis. *New Phytologist*.
- Sala, O.E., Chapin, F.S. & Armesto, J.J. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770-1774.
- Stevens, C.J., Dise, N.B., Mountford, J.O. & Gowing, D.J. (2004). Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science*, 303, 1876-1879.
- Stevens, C.J., Duprè, C., Dorland E. *et al.* (2010). Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution*, 158, 2940-2945.
- Ulrich, B. (1983) Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems* (eds B. Ulrich and J. Pankrath), pp. 33-45, D. Reidel Publ., Dordrecht.
- Ulrich, B. (1991) An ecosystem approach to soil acidification. *Soil acidity* (eds B. Ulrich & M.E. Summer), pp. 28-79, Springer Verlag, Berlin.
- Van Breemen, N., Burrough, P.A., Velthorst, E.J., Dobben, H.F. van, Wit, T. de, Ridder, T.B. & Reijnders H.F.R. (1982) Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. *Nature*, 299, 548-550.