



UvA-DARE (Digital Academic Repository)

Stikstofdepositie in de duinen: Een analyse van N-depositie, kritische niveaus, erfenissen uit het verleden en stikstofefficiëntie in verschillende duinzones

Kooijman, A.M.; Noordijk, H.; van Hinsberg, A.; Cusell, C.

Publication date

2009

Document Version

Final published version

[Link to publication](#)

Citation for published version (APA):

Kooijman, A. M., Noordijk, H., van Hinsberg, A., & Cusell, C. (2009). *Stikstofdepositie in de duinen: Een analyse van N-depositie, kritische niveaus, erfenissen uit het verleden en stikstofefficiëntie in verschillende duinzones*. Instituut v. Biodiversiteit en Ecosysteem Dynamica.

General rights

It is not permitted to download or to forward/distribute the text or part of it without the consent of the author(s) and/or copyright holder(s), other than for strictly personal, individual use, unless the work is under an open content license (like Creative Commons).

Disclaimer/Complaints regulations

If you believe that digital publication of certain material infringes any of your rights or (privacy) interests, please let the Library know, stating your reasons. In case of a legitimate complaint, the Library will make the material inaccessible and/or remove it from the website. Please Ask the Library: <https://uba.uva.nl/en/contact>, or a letter to: Library of the University of Amsterdam, Secretariat, Singel 425, 1012 WP Amsterdam, The Netherlands. You will be contacted as soon as possible.

Stikstofdepositie in de duinen

een analyse van N-depositie, kritische niveaus, erfenissen uit het verleden en stikstofefficiëntie in verschillende duinzones



A.M. Kooijman¹, H. Noordijk², A. van Hinsberg² en C. Cusell¹

1. Instituut voor Biodiversiteit en Ecosysteem Dynamica
Universiteit van Amsterdam
Nieuwe Achtergracht 166
1018 WV Amsterdam
email: a.m.kooijman@uva.nl
2. Planbureau voor de Leefomgeving
Locatie Bilthoven
Antonie van Leeuwenhoeklaan 9
3721 MA Bilthoven



Opdrachtgever aan Universiteit van Amsterdam: Waternet Amsterdam, Dunea Voorburg en Provinciale Waterleidingmaatschappij Noord-Holland. Bijdragen vanuit het Planbureau voor de Leefomgeving in het kader van project M/500068 National Focal Centre

Inhoudsopgave

1. Samenvatting	5
2. Introductie	10
2.1. Vraagstelling	11
3. Stikstofdepositie in de Duinen	12
3.1. Achtergrond	12
3.2. Stikstofdepositie in het Nederlandse duingebied	13
3.2.1. Atmosferische processen rond stikstofdepositie	14
3.2.2. Modelberekeningen van stikstofdepositie	16
3.2.3. Gemeten N-concentraties en deposities	18
3.3. Verschillen tussen gemodelleerde en gemeten ammoniakconcentraties	19
3.4. N-depositie in de duinen	23
4. Kritische stikstofdepositie van duinvegetaties	25
4.1. Modelberekeningen kritische stikstofdepositie duinvegetaties	26
4.2. Empirische metingen kritische stikstofdepositie duinvegetaties	27
4.2.1. Zilte pioniersvegetatie, schorren met slijk- & kweldergrassen:	28
4.2.2. Mobiele embryonale & witte helmduinen:	28
4.2.3. Grijze duinen en duingraslanden	28
4.3. Kritische N-depositie op gebiedsniveau	30
5. Overschrijding van de kritische N-depositie	32
5.1. Gemodelleerde kaarten van de overschrijding van kritische stikstofdepositie	32
6.1. Accumulatie van N in de bodem	35
6.2. Versnelde verzuring en successie	35
7. Het effect van te hoge N-depositie hangt af van de bodem	37
7.1. Verschil in bodemchemie tussen Renodunaal en Wadden district	37
7.2. Beschikbaarheid van P	38
7.3. Beschikbaarheid van N	40
7.4. Ammonium of nitraat?	41
7.5. Sleutelrol voor organische stof?	41
8. Is herstelbeheer nog wel nodig?	43
8.1. Herstelbeheer in kalkhoudende duinen	43
8.2. Herstelbeheer in kalkarme, ijzerrijke duinen	44
8.3. Herstelbeheer in kalkarme, ijzerarme duinen	45
9. Conclusies en aanbevelingen	46
9.1. Conclusies	46
9.2. Aanbevelingen voor het beleid	49
9.3. Aanbevelingen voor de duinbeheerders	49
9.4. Aanbevelingen voor nader onderzoek	50

1. Samenvatting

De voor u liggende studie behandelt de stand van zaken wat betreft de atmosferische stikstofdepositie in het Nederlandse duingebied, en de mogelijke erfenis van de hoge stikstofbelasting in het verleden. De aanleiding hiervoor was het relatief gunstige beeld dat voor de overschrijding van de kritische stikstofdepositie in de duinen geschetst werd, o.a. in de Natuurbalans van 2006. Volgens de Natuurbalans zou in nog circa 25% van het totale beschermde duingebied de huidige depositie groter zijn dan de kritische depositie, en in duingraslanden nog circa 40%. Er zijn echter een aantal redenen om aan te nemen dat dit een onderschatting kan zijn, vooral wat betreft prioritaire habitattypen als Grijs duinen (H2130). Duidelijk is ook dat depositie in het verleden de natuur in de duinen negatief heeft beïnvloed. Dit wordt hieronder kort besproken.

1. De werkelijke stikstofdepositie in de duinen is op dit moment niet goed bekend. Het is zelfs mogelijk dat deze beduidend hoger is dan de gangbare schattingen. De N-depositie wordt voor heel Nederland berekend met het OPS-model. Ijking van modelresultaten vindt plaats met metingen van de luchtconcentratie, omdat depositiemetingen zeer kostbaar en tijdrovend zijn. Standaard vindt ijking plaats aan de hand van acht meetpunten binnen het Landelijk Meetnet Luchtverontreiniging (LML), waarvan één in de duinen nabij de Zilk. Sinds 2005 worden ammoniakconcentraties in natuurgebieden gemeten binnen het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN), waarvan 27 meetpunten in de duinen liggen, in zeven transecten van zee naar binnenland in het Waddengebied en langs de Hollandse kust. Zowel model als meting laat zien dat de duinen liggen in het minst door ammoniak belaste deel van Nederland. Desalniettemin zijn de in de duinen de gemeten ammoniak concentraties, met uitzondering van de omgeving rond De Zilk, vrijwel overal beduidend hoger dan de modelwaarden. Langs de Hollandse kust zijn de gemeten waarden gemiddeld twee keer zo hoog als de modelwaarden en in het Waddengebied zelfs vier keer. Deze metingen roepen de vraag op of de gemodelleerde N-depositie wel correct is, aangezien de totale N-depositie voor het grootste deel uit ammoniak bestaat. Mogelijk is het OPS-model nu niet in staat om het verspreidingsgedrag van ammoniak in de specifieke overgang van zee naar het hoger gelegen duingebied goed te beschrijven. Het is echter ook niet uit te sluiten dat de metingen een overschatting geven en niet alleen ammoniak meten maar ook 'een' andere stof uit zee. Daarnaast is het denkbaar dat het model de concentratie te laag in schat doordat er ammoniakvervluchtiging optreedt vanuit zee, met name in de stikstofrijke kuststrook. Het is gewenst dat er meer duidelijkheid komt over de werkelijke N-depositie, waarvoor nader onderzoek noodzakelijk is.
2. De kritische N-depositie, op basis waarvan een eventuele overschrijding berekend wordt, is in de Natuurbalans 2006 voor habitattypen als Grijs duinen (H2130) aan de hoge kant in vergelijking met recentere informatie. De in 2006 berekende geringe overschrijding is dus waarschijnlijk een onderschatting, geflatteerd door een vermoedelijk te laag geschatte N-depositie, maar ook door een mogelijk te hoge kritische depositie. In 2008 is de kritische depositie bijgesteld tot 17,4, 13,1 en 10,8 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ voor respectievelijk kalkrijke, kalkarme en heischrale duingraslanden, die binnen de internationaal erkende empirisch bepaalde range vallen van 10 tot 20 kg ha⁻¹ jaar⁻¹. Er zijn echter aanwijzingen dat de ondergrens van de kritische N-depositie voor duingraslanden nog lager ligt. De toekomst zal uitwijzen of de internationale wetenschappelijke gremia op basis van deze recente informatie de range bijstellen.

3. Om uitspraken te kunnen doen over de omvang van gebieden met een bepaalde overschrijding, wordt een kaart van kritische waarden vergeleken met een depositiekaart. Om dit goed te doen, zou dit op het niveau van habitattypen moeten plaatsvinden, waarbij ecosysteem-afhankelijke kritische niveaus worden vergeleken met ecosysteem-afhankelijke depositiewaarden. Een kritische N-depositie van een duingrasland mag bijvoorbeeld niet vergeleken worden met de hoeveelheid stikstof die op het duinbos terecht komt, omdat bossen meer depositie invangen dan graslanden. Er is echter (nog) geen gebiedsdekkende kaart voor de habitattypen. In de Natuurbalans 2006 is getracht de werkelijke en kritische deposities goed te koppelen door gebruik te maken van een ecotopenkaart, waarmee het voorkomen van habitattypen is ingeschat. Op basis van de ecotopenkaart is verondersteld dat de duinen bestaan uit zeer gevoelige open duinen, minder gevoelige open duinhabitats en bossen. Het voordeel is dat zo voor de duinen een totaaloverzicht wordt verkregen. Het nadeel is dat een bepaald ecotoop zowel gevoelige als minder gevoelige habitattypen kan bevatten, zoals duingraslanden en duindoornstruwelen, waardoor gevoelige typen onderbelicht worden. Bij berekening van de overschrijding kan ook gekozen worden om alleen te focussen op de meest gevoelige delen van het duingebied, mits gecorrigeerd voor ecosysteemvariatie in depositie. Hiermee zal veelal een minder positief beeld worden geschetst.
4. Elk ecosysteem, ook de duinen, reageert niet alleen op de huidige N-depositie, maar heeft ook te maken met de erfenis uit het verleden. Overschrijdingen van kritische deposities brengen alleen maar in beeld of de depositie op dat moment bij langdurige blootstelling kan gaan leiden tot veranderingen in het ecosysteem. De overschrijding geeft dus informatie over risico's door de huidige depositie en de mogelijke noodzaak voor maatregelen om deze te beperken. Het ontbreken van een overschrijding op dit moment sluit echter niet uit dat te hoge depositie in het verleden al heeft geleid tot knelpunten in bodem en vegetatie. In de afgelopen decennia is waarschijnlijk minimaal 40% van de historische N-depositie geaccumuleerd in de bodem, hoewel niet bekend is in hoeverre dit nog voor de vegetatie opneembaar is, en in hoeverre het is ingebouwd in stabiele organische stof. Daarnaast heeft atmosferische depositie, in de vorm van met name zwavel maar ook door stikstofverbindingen, geleid tot versnelde verzuring en ontkalking. Deze verzurende effecten worden niet meegenomen bij de bepaling van de kritische stikstofdepositie, maar wel bij de bepaling van de kritische zuurdepositie. Voor een bodem met 4% kalk wordt de *extra* verlaging van het kalkfront in 20 jaar geschat op 4.3-11.4 mm. Dat lijkt misschien wel mee te vallen, maar in werkelijkheid is dit een groot probleem, omdat iedere mm van de bodem in de kalkrijke duinen gemiddeld 60 mg m⁻² P in de vorm van calciumfosfaat bevat. Calciumfosfaat lost namelijk ook op bij verzuring, en zorgt in gedeeltelijk ontkalkte bodems voor een forse verhoging van de P-beschikbaarheid. Atmosferische depositie in het verleden heeft zo dus in kalkhoudende bodems, behalve voor versnelde verzuring en successie, ook gezorgd voor verhoogde beschikbaarheid van N en P, gevolgd door verhoogde biomassa-productie en dominantie van een beperkt aantal, snelgroeiende soorten.

5. De benutting van een hoge N-depositie door de vegetatie is echter niet in alle gebieden hetzelfde, maar is afhankelijk van o.a. de pH, de P-beschikbaarheid en organische stof in de bodem. In de meest recente overzichten van kritische waarden is dan ook onderscheid gemaakt tussen zure en meer basische condities. In kalkrijke en ijzerrijke (maar organische stofarme) bodems kan P een beperkende factor zijn, door P-fixatie in calcium- of ijzerfosfaat. In dat geval is een hoge N-depositie niet zo'n heel groot probleem. Voor P-gelimiteerde duingraslanden liggen kritische deposities dan ook in de buurt van de bovengrens van de range. Als de P-beschikbaarheid echter hoog is, zoals in de gedeeltelijk ontkalkte middenduinen langs de Hollandse kust of de ijzerarme bodems van het Waddengebied, zijn de kritische waarden lager en leidt een hoge N-depositie sneller tot vergrassing en verzuuring. Daarnaast zijn de hoeveelheid organische stof en de pH van de bodem van invloed op de N-beschikbaarheid. In kaal zand is de N-mineralisatie vrijwel nihil, maar deze neemt tot een bepaald niveau toe als er meer organische stof in de bodem komt. Bij hoge pH (kalkrijke bodem) is de hoeveelheid N die vrijkomt bij mineralisatie echter betrekkelijk laag, mogelijk als gevolg van hoge microbiële activiteit en N-behoefte. Er wordt waarschijnlijk een aanzienlijk deel van de N in de bodem vastgelegd. Kalkrijke bodems zijn dus relatief goed beschermd tegen hoge N-depositie, mede omdat naast de N-beschikbaarheid ook de P-beschikbaarheid laag is, als gevolg van vastlegging in calciumfosfaat. Kalkrijke bodems hebben dan ook een relatief hoge kritische waarde. In verzuurde bodems is de hoeveelheid N die voor de vegetatie beschikbaar komt echter veel hoger, mogelijk als gevolg van lage microbiële N-behoefte. In zure bodems lijkt het effect van N-depositie dan ook veel groter te zijn, met name als P geen beperkende factor is zoals in het Waddengebied. De kritische waarde is voor zure duinbodems dan ook lager dan voor kalkrijke bodems.

Er zijn al met al sterke aanwijzingen dat het relatief gunstige beeld wat betreft overschrijding van de kritische N-depositie in de duinen uit de Natuurbalans van 2006 een onderschatting van het probleem is. De werkelijke N-depositie is mogelijk flink onderschat voor wat betreft het ammoniakdeel, met name in het Waddengebied. Ook zijn in de meest recente overzichten de kritische waarden van duingraslanden naar beneden bijgesteld. Daarnaast moet gerealiseerd worden dat bij de presentatie in de Natuurbalans gekozen is om niet alleen de knelpunten in het meest gevoelige duintype in beeld te brengen, maar ook te kijken naar minder gevoelige typen zoals kwelders, duindoornstruwelen en bossen. In deze minder gevoelige typen zijn de knelpunten per definitie minder groot. Verder is, zoals per definitie bij de kritische waarde, de erfenis uit het verleden niet meegenomen. In de Natuurbalans is alleen gekeken of de huidige depositie groter is dan de kritische waarde, waarmee niet gezegd is dat er al niet eerder knelpunten zijn opgetreden. Dit is echter gezien de hoge N-depositie in het verleden wel waarschijnlijk. De door de EU-regelgeving vereiste goede staat van instandhouding is in grote delen van de duinnatuur dan ook nog niet bereikt. In sommige gevallen zal de depositie naar beneden moeten, in andere gevallen de bodem en/of vegetatie verarmd moeten worden. Daarnaast zijn er aan de Hollandse kust ook problemen met verzuring, o.a. vanwege de oplossing van calciumfosfaat. Dit knelpunt wordt niet meegenomen in de analyse van kritische stikstofdeposities, maar zou in beeld gebracht kunnen worden via kritische zuurdeposities.

Uit de bovengenoemde resultaten volgen een aantal aanbevelingen voor de overheid en de duinbeheerders, naast suggesties voor nader onderzoek.

Aanbevelingen voor het beleid

De duinen zijn Natura 2000-gebieden die vallen onder de EU-regelgeving. De EU eist dat deze gebieden op termijn in een goede staat van instandhouding komen te verkeren. Dat is momenteel niet het geval. Het is belangrijk om de oorzaken hiervan te identificeren en te bepalen welke oplossingen denkbaar zijn, zoals emissie maatregelen en/of extra beheer. Overschrijding van de kritische N-depositie nu en in het verleden in gevoelige habitattypen is waarschijnlijk een belangrijke factor. In de Natuurbalans van 2006 is verondersteld dat 40% van de gevoelige typen nog een te hoge N-depositie heeft, hetgeen waarschijnlijk een onderschatting is. Ook zal in het verleden de overschrijding hoger geweest zijn.

De eerste aanbeveling is dan ook om onderzoek te starten naar de werkelijke N-depositie in de duinen. Hiertoe zijn aanvullende metingen nodig, in ieder geval van ammoniakconcentraties, maar bij voorkeur ook van ammoniakdeposities. Daarnaast is onderzoek nodig naar achterliggende mechanismen als ammoniakvervluchtiging vanuit zee. Op deze manier moet duidelijk worden of de geconstateerde afwijking voortkomt uit de meting van de ammoniakconcentraties of uit de modelberekeningen.

Daarnaast is het van belang dat kritische waarden in de tijd kunnen veranderen door nieuwe inzichten. Belangrijk is om bij het berekenen van de overschrijding van de kritische N-depositie uit te gaan van de meest recente en geaccepteerde cijfers wat betreft de draagkracht van ecosystemen, zeker waar het om de prioritaire habitattypen in het kader van Natura 2000 gaat. De huidige kritische waarden zijn gepubliceerd in 2007 en 2008. Recent onderzoek geeft echter aan dat negatieve effecten van N-depositie mogelijk al optreden bij waarden beneden de internationaal geaccepteerde ondergrens van $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Mogelijk zullen deze nieuwe inzichten gaan leiden tot bijstelling van de kritische ranges door internationale wetenschappelijke gremia.

Het beleid kan bij bescherming van Natura 2000 gebieden het voorzorgsprincipe verder aanscherpen door te focussen op overschrijding van de kritische N-depositie in het meest gevoelige habitatype. Dat zouden voor de duinen de Grijze duinen en de vochtige duinvalleien zijn. Voor het wetenschappelijk juist in beeld brengen van overschrijding zijn dan ecosysteemspecifieke kaartbeelden van N-depositie nodig.

Bij het in beeld brengen van knelpunten in de Natuurbalans e.d. zou duidelijk moeten zijn welke type natuur beschouwd is. Om het beleid goed te informeren zou zowel informatie over de gevoelige als de minder gevoelige typen als bossen, kwelders en duindoornstruwelen gerapporteerd kunnen worden. Bij combinatie ervan is het belangrijk om specifiek aandacht te vestigen op de gevoelige systemen.

Aanbevelingen voor de duinbeheerders

De duinbeheerders hebben vrijwel geen invloed op de hoogte van de N-depositie. Het beheer kan echter wel zo goed mogelijk gebruik maken van het natuurlijke herstelvermogen van het duin. De belangrijkste aanbeveling is om de mechanismen voor P-fixatie in de bodem zoveel mogelijk te benutten. Als de duinen kalkrijk zijn, is het belangrijk ervoor te zorgen dat ook de toplaag kalkhoudend blijft, bijvoorbeeld door lichte verstuiwing. Als de duinen ijzerrijk zijn, is het belangrijk ervoor te zorgen dat er zo min mogelijk organische stof in de bodem zit, door plaggen of verstuiwen.

Als P-fixatie in de bodem echter niet mogelijk is, dan is het wenselijk om de N-mineralisatie zo laag mogelijk te houden. Dat kan door de strooiselininput flink te verlagen door begrazing of maaien, maar ook door het organische stofgehalte van de bodem sterk naar beneden te dringen, door plaggen of verstuiwing.

Aanbevelingen voor nader onderzoek

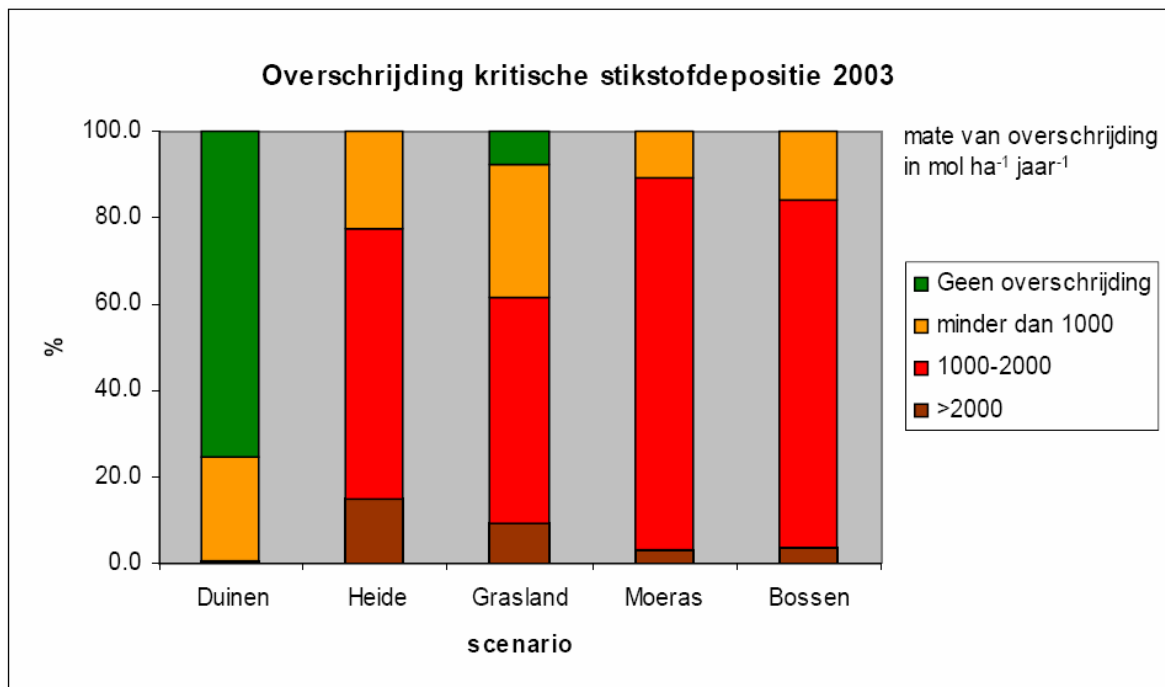
Naast het al aanbevolen onderzoek naar de werkelijke N-depositie in de duinen is verder wetenschappelijk onderzoek naar het gedrag van N in de bodem zinvol. Voor het beheer is het van belang dat er meer inzicht wordt verkregen in de opslag van N in organische stof. Als dit voor een groot deel in inactieve vorm in stabiele organische stof in de bodem wordt opgeslagen, in plaats van beschikbaar te blijven, is N-accumulatie misschien een minder groot probleem. Ook is het belangrijk om nader onderzoek te doen naar de rol van micro-organismen in de mineralisatie van N. Als bacteriën inderdaad een hogere N-behoefte hebben en meer N vastleggen in de bodem dan schimmels, is het extra zinvol om te zorgen dat de pH hoog blijft.

2. Introductie

De atmosferische N-depositie is in Nederland voor vele delen van de natuur decennia lang te hoog geweest (de Haan et al. 2008). Hoewel de kustduinen er relatief goed vanaf kwamen, lag ook hier de N-depositie boven de zogeheten kritische waarde en zijn grote delen van het open duinlandschap vergrast en verruigd (ten Harkel & van der Meulen 1996; van der Meulen et al. 1996; Kooijman et al. 1998; Veer 1998). Op dit moment is de N-depositie gedaald. Volgens recente berekeningen uit de Natuurbalans 2006 is voor zelfs circa 75% van het areaal aan duinnatuur de depositie onder de kritische waarde terecht gekomen (Figuur 2.1). De werkelijke N-depositie in de duinen is echter onzeker. Recent meetresultaten van het Meetnet Ammoniak Natuurgebieden (MAN) laten een discrepantie zien tussen gemodelleerde en gemeten concentraties van ammoniak, wat in de duinen een belangrijk deel van de N-depositie vormt.

Het is natuurlijk niet zo dat een verlaagde N-depositie meteen leidt tot het verdwijnen van problemen met te hoge nutriëntbeschikbaarheid in de bodem en te hoge productiviteit van de vegetatie. Er is immers sprake van een erfenis in de bodem als gevolg van jarenlange verhoogde N-depositie, die bij eventuele nalevering nog een tijd lang voor verhoogde N-beschikbaarheid kan zorgen. Analyses met kritische deposities geven dit niet weer. Aannemelijk is dat al opgetreden problemen in de bodem en vegetatie pas verbeteren na extra beheer of na een zeer lange tijd met afwezigheid van deposities boven de kritische waarde. Het is zelfs mogelijk dat hoge atmosferische verzurende deposities in het verleden hebben geleid tot irreversibele veranderingen in kalkrijke bodems en vegetaties, door verzuring en het vrijkomen van fosfaat (Kooijman & Besse 2002).

Het doel van deze studie is via analyse van beschikbare literatuur een antwoord te geven op een aantal vragen met betrekking tot de hoogte van de N-depositie, de overschrijding van kritische waarden, de erfenis uit het verleden en de respons op hoge N-depositie in verschillende duingebieden. Ook worden kennislacunes benoemd en aanbevelingen voor het beheer gegeven.



Figuur 2.1. Overschrijding van de kritische N-depositie in de duinen volgens Schouwenberg (2007), zoals opgenomen in de Natuurbalans van 2006. De relatief gunstige cijfers voor de duinen geven een te positief beeld.

2.1. Vraagstelling

Het onderzoek beoogt antwoord te geven op de onderstaande vragen, die in afzonderlijke hoofdstukken zullen worden behandeld:

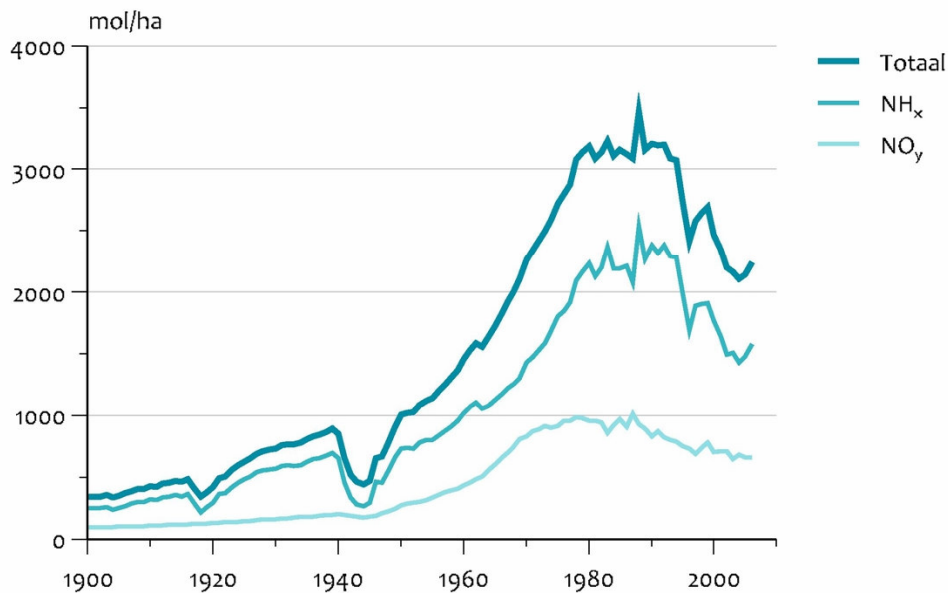
1. Hoe hoog is de N-depositie op dit moment, en hoe groot is de afname hiervan t.o.v. het recente verleden? Zijn er goede gegevens beschikbaar wat betreft natte en droge depositie in verschillende duingebieden en habitattypen, en wat zijn onzekerheden ten aanzien van gemeten en gemodelleerde waarden?
2. Is er werkelijk sprake van afname - in 75% van het areaal - tot onder de zogeheten kritische depositie? Voor welke duingebieden en habitattypen geldt dit?
3. Hoe hoog waren in het verleden de overschrijdingen, wat betekent dat voor veranderingen in de vegetatie en de bodem en in hoeverre zijn dit irreversibele veranderingen?
4. Wat betekent een eventuele afname van de N-depositie tot onder het kritische niveau voor het beheer van duingebieden op korte en op langere termijn? In hoeverre is er sprake van nalevering van N door de bodem, en wat zijn de implicaties hiervan voor het beheer?

3. Stikstofdepositie in de Duinen

3.1. Achtergrond

De natuurlijke atmosferische N-depositie wordt geschat op 1-5 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ (Stuyfzand 1993; Asman et al. 1998; Galloway et al. 2004). In Nederland, waar de zeewind dominant aanwezig is, wordt de natuurlijke achtergrond vaak gelegd op 1,7 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ (Van Jaarsveld 2004). Verbranding van fossiele brandstoffen en de modernisering en intensivering van de landbouw hebben echter geleid tot verhoogde atmosferische N-depositie. Vooral vanaf begin jaren vijftig tot eind jaren tachtig was er een sterke toename (Galloway 1995; Vitousek et al. 1997; Galloway et al. 2004). N-depositie bestaat zowel uit gereduceerd stikstof (NH_x), ammoniakverbindingen die voor ongeveer 90% afkomstig zijn uit de landbouw, als uit geoxideerd stikstof (NO_y), stikstofoxiden die voor ongeveer de helft afkomstig zijn van het verkeer. In 1988 was de N-depositie in Nederland op haar maximum met ongeveer 50 N ha⁻¹ jaar⁻¹ (Figuur 3.1). Door verschillende maatregelen is vervolgens de gemiddelde stikstofdepositie in Nederland afgenomen tot ongeveer 31 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ in 2007 (de Haan et al. 2008). De Nederlandse overheid wil in 2010 gemiddeld in de natuur een N-depositieniveau van 22 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ bereiken. Het is echter onwaarschijnlijk dat dit streefdoel gehaald wordt, want extrapolatie van de huidige trends geeft een depositie van 27 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ in 2010 aan (de Haan et al. 2008).

Stikstofdepositie



Figuur 3.1. De jaargemiddelde depositie van NH₃ en NO_y op Nederland in de periode 1900-2004 herleid uit historische emissiebronnen (Noordijk 2007).

Stikstof is in veel (half-)natuurlijke terrestrische ecosystemen limiterend voor plantengroei (Vitousek & Howarth 1991). Veel planten zijn aangepast aan voedselarme omstandigheden, en kunnen alleen overleven bij lage N-beschikbaarheid. N-depositie tast de soortenrijkdom van veel ecosystemen aan, doordat de concurrentieverhoudingen veranderen (Bobbink et al. 1998). Stikstofminnende soorten verdringen dan de meer karakteristieke soorten. Op zeer voedselarme bodems kan een verhoogde N-toevoer nog wel leiden tot verhoging van het aantal soorten, maar de karakteristieke vegetatie, aangepast aan de oorspronkelijke voedselarme situatie, verdwijnt (Bobbink & Lamers 1999). In matig voedselrijke systemen leidt hoge N-depositie vaak tot een sterke afname van de soortenrijkdom (Al Mufti et al. 1977; Bobbink et al. 1998).

De Nederlandse duinen liggen relatief gunstig, doordat zij wat verder verwijderd zijn van agrarische stikstofbronnen en vaak te maken hebben zuidwestelijke, relatief schone lucht. Toch zijn er de laatste decennia grote veranderingen opgetreden in de duinen, zoals een afname van zeldzame plantensoorten (kruiden en vooral korstmossen), een toename van nitrofiële plantensoorten en ruige grassen in oorspronkelijk voedselarme gemeenschappen, een afname van actieve dynamische ecosystemen, een toename van gefixeerde duingraslanden, een toename van struweel, en een versnelde bodemverzuring (ten Harkel & van der Meulen 1996; van der Meulen et al. 1996; Kooijman et al. 1998; Jones et al. 2004). Veel onderzoek wijst naar te hoge deposities van stikstof en/of zuur als belangrijke oorzaken. Maar ook bijvoorbeeld het wegvallen van konijnenvraat, verdroging (toename mineralisatie) en inlaat van gebiedsvreemd water worden gezien als mogelijke oorzaken. Vaak wordt daarbij gesproken over een combinatie van effecten.

Uit een aantal actuele rapporten zou blijken dat deze negatieve effecten in 75% van het duingebied niet meer optreden, doordat de huidige N-depositie onder een bepaalde kritische grens (de kritische N-depositie) is gekomen (van Hinsberg et al. 2001; Lammers et al. 2005; Schouwenberg 2007; Kros et al. 2008; de Vries 2008). Bij verschillende duinbeherende en onderzoeksinstanties leefde echter de vraag of dit wel het geval is en of het wel zo goed gaat met de Nederlandse duinen, mede gezien de sterke vergrassing van veel duingraslanden in het afgelopen decennium.

3.2. Stikstofdepositie in het Nederlandse duingebied

Wat betreft het effect van hoge N-depositie op de vegetatie gaat het eigenlijk om de concentratie van stikstof in de bodem. Deze bodemconcentratie is echter niet rechtstreeks uit de emissies naar lucht af te leiden, omdat het van veel overige factoren afhangt, zoals bodemeigenschappen en de historie van de depositie. Om toch een relatie te leggen met het effect op planten, zijn nationaal en internationaal zogenaamde kritische depositiewaarden vastgelegd waaronder significante nadelige effecten onwaarschijnlijk zijn (van Dobben & van Hinsberg 2008; Achermann & Bobbink 2003).

Op deze manier kan bepaald worden of de N-depositie de kritische waarden overschrijdt. De N-depositie wordt voornamelijk bepaald door terreincondities en de concentratie van stikstofverbindingen in de lucht. Die concentratie wordt bepaald door de emissies van stikstofverbindingen van vooral verkeer en landbouw en door het weer. Deze emissies en concentraties zijn op zich goed te meten. Bepaling van de werkelijke depositie van stikstof is echter een stuk moeilijker en kostbaarder. Er zijn dan ook weinig echte depositiemetingen beschikbaar. Omdat concentratie en depositie echter nauw met elkaar samenhangen, kan de depositie via rekenmodellen tamelijk goed worden ingeschat. Daarvoor wordt in Nederland vooral het OPS-model gebruikt (van Jaarsveld 2004). Om die berekende deposities te verifiëren, worden de gelijktijdig berekende concentraties vergeleken met concentratiemetingen.

Volgens zulke depositieberekeningen bestaat de huidige N-depositie in Nederland voor 70% uit NH_x -componenten (ammoniak en ammonium) en 30% uit NO_y -componenten (stikstofoxiden). De veeteelt is daarbij de belangrijkste bron voor ammoniak en ammonium, en verkeer en industrie de belangrijkste bron van stikstofoxiden (Kros et al. 2008; Milieu- en Natuurcompendium 2009). Hoewel de emissies vanuit de intensieve veehouderij sinds 1980 met ongeveer 40% zijn afgenomen, zorgen de melkvee- en de varkenshouderij nog steeds voor de meeste uitstoot. De hoogste N-depositie vindt dan ook plaats op de droge zandgronden van Zuid en Oost-Nederland (Noord-Brabant, Gelderland en Oost-Overijssel), waar de grootschalige intensieve veehouderij gevestigd is. Omdat de duinen wat verder verwijderd zijn van gebieden met veehouderij, is het aandeel van ammoniak iets kleiner, en is de N-depositie opgebouwd uit ongeveer 60% NH_x en 40% NO_y .

De berekeningen zijn voor NO_y van oudsher betrouwbaarder dan voor NH_x . Dit hangt nauw samen met de aard van de bronnen en vooral met het gedrag van deze stoffen in de lucht. Rond de berekening van NH_x in de duinen zijn er twijfels gerezen omtrent de betrouwbaarheid ervan. Het specifieke atmosferische gedrag van ammoniak als stof speelt hierin een belangrijke rol.

3.2.1. Atmosferische processen rond stikstofdepositie

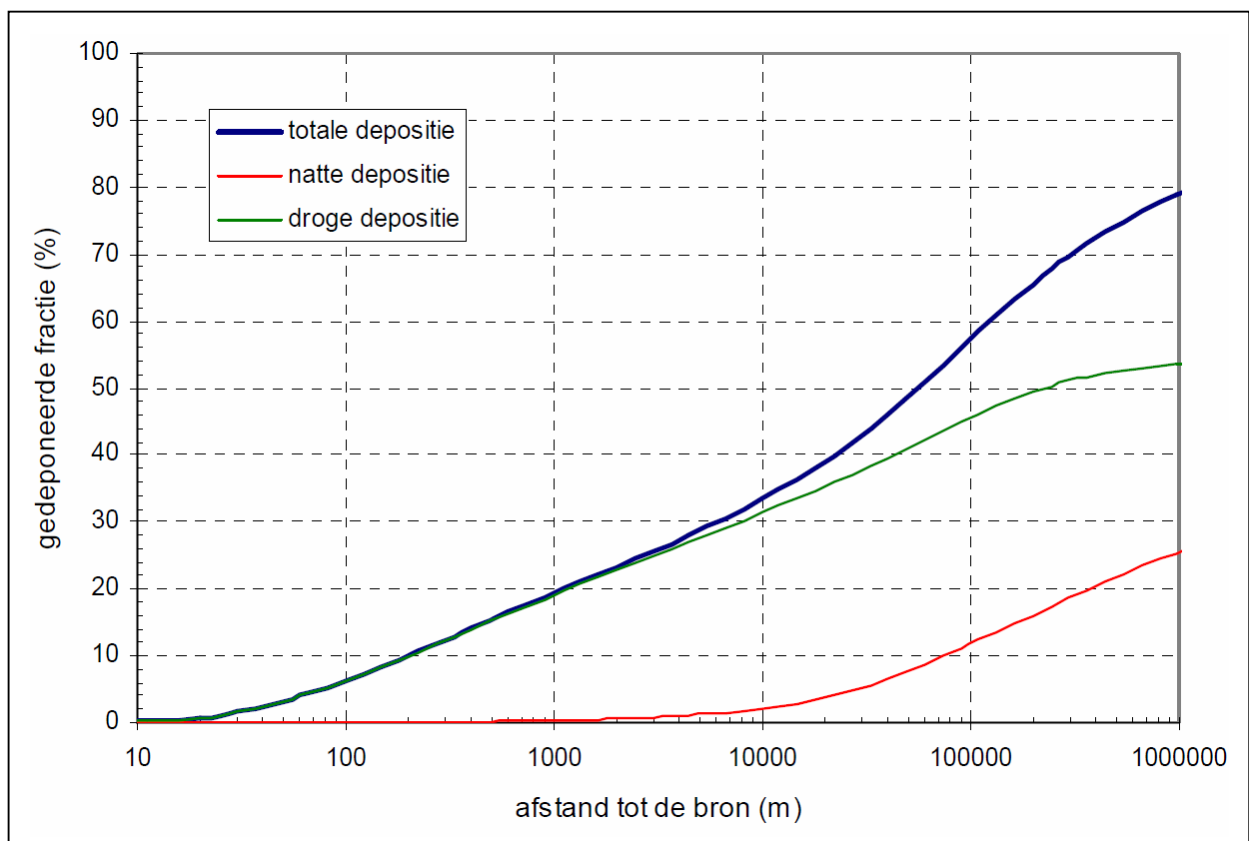
Wanneer een stof in de buitenlucht komt, wordt het door de wind verticaal en horizontaal verplaatst. Hierbij ontstaat een pluim die, gemiddeld in de tijd, zich min of meer kegelvormig uitbreidt. Door verdunning neemt de concentratie meer dan evenredig af met de afstand (Kros et al. 2008). Edelgassen uitgezonderd, worden alle stoffen die in de atmosfeer terecht komen, er uiteindelijk ook weer uit verwijderd. Er treden in de atmosfeer vaak chemische omzettingen op, en uiteindelijk zal in de meeste gevallen de stof ook weer op het aardoppervlak neerslaan. Die neerslag kan plaatsvinden door directe reactie van de stof met het oppervlak (droge depositie), of doordat de stof oplost in regendruppels en dan als natte depositie neerslaat. De reactiviteit van de stof speelt daardoor een belangrijke rol in de uiteindelijke transportafstand. Hoe reactiever een stof, hoe minder ver het zich verspreidt, en hoe hoger de lokale depositie.

In de lucht komt stikstof voornamelijk voor in de vorm van stikstofoxiden (NO_x) en als ammoniak (NH_3). Stikstofoxiden zijn minder reactief dan zwaveldioxyden en ammoniak, en zij verplaatsen zich daardoor over grote afstanden, tot vele honderden kilometers. Zo is een klein deel van de N-depositie in Nederland zelfs afkomstig uit de Verenigde Staten. Daardoor is er een grote bijdrage van het buitenland aan de depositie van NO_y en haar atmosferische reactieproducten, gemiddeld over Nederland 50%, al kan op plaatsen met veel verkeer de lokale bijdrage ook groot zijn.

Met ammoniak (NH_3) ligt dit anders. Ammoniak is een agressieve stof die snel reageert met bijvoorbeeld plantenoppervlak en bodemmateriaal. Zeker als het oppervlak nat is, bijvoorbeeld door dauw of regen, lost het snel op in die vochtfilm. Daardoor slaat ammoniak vooral in de eerste tientallen kilometers weer neer op het aardoppervlak, voornamelijk als droge depositie. Het ruimtelijke patroon van de ammoniakdepositie is daardoor veel grilliger dan de meer grootschalige deken van NO_y -depositie. Ammoniak slaat echter niet alleen maar neer in de directe omgeving. Een deel wordt namelijk in de lucht omgezet in ammoniumzouten door reactie met zuren (van Jaarsveld et al. 2000):

- a. met zwavelzuur: $2\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow (\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ of $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow (\text{NH}_4)\text{HSO}_4$
- b. met salpeterzuur: $\text{NH}_3 + \text{HNO}_3 \rightarrow \text{NH}_4\text{NO}_3$
- c. met zoutzuur: $\text{NH}_3 + \text{HCl} \rightarrow \text{NH}_4\text{Cl}$

De ammoniumzouten die op deze manier ontstaan, zijn niet meer reactief maar vormen componenten van fijn stof. Fijn stof slaat vrijwel alleen als natte depositie neer, waardoor de verblijftijd van ammoniumzouten in de atmosfeer veel langer is dan voor ammoniak en dit wel over grote afstanden kan worden getransporteerd. Waar droge depositie (vooral als ammoniak) meestal dicht bij de bron plaatsvindt, wordt de invloed van natte depositie vaak op grotere afstanden van de bron belangrijk (Figuur 3.2). Hoewel het in Nederland slechts 7% van de tijd regent, is de natte depositie verantwoordelijk voor ongeveer 1/3 deel van de totale N-depositie (Milieu- en Natuurcompendium 2009). Het aandeel van de natte depositie neemt toe naarmate de afstand tot de brongebieden groter is, en varieert in Nederland tussen 30 en 40%, alleen in Zeeland is dit vaak boven de 40% (Milieu- en Natuurcompendium 2009). De meeste duingebieden zijn naar Nederlandse maatstaven op grotere afstand gelegen van brongebieden. De bijdrage van NH_x uit het buitenland, die meer uit ammoniumaërosol bestaat, is gemiddeld over Nederland slechts 20% van de totale NH_x -depositie, al ligt dit percentage in de duinen wat hoger.



Figuur 3.2. Fractie van gedeponeerde NH_x als functie van de afstand van de bron, gemiddeld over alle windrichtingen (Kros et al. 2008).

De droge depositie is niet alleen sterk afhankelijk van de concentratie in de lucht en de reactiviteit van de stof, maar ook van de eigenschappen van bodem en gewassen (Erisman 1992). Hoe groter het invangende oppervlak, bijvoorbeeld de kruin van een boom, hoe meer er wordt ingevangen. Daarnaast speelt ook de terreinruwheid een rol. Geaccidenteerd terrein, bijvoorbeeld een duinenrij, of een gebied met veel obstakels zoals bebouwing of bomen, verhogen de turbulentie in de onderste laag van de atmosfeer en bevorderen de uitwisseling met het aardoppervlak. Men spreekt derhalve van ecosysteme-specifieke deposities.

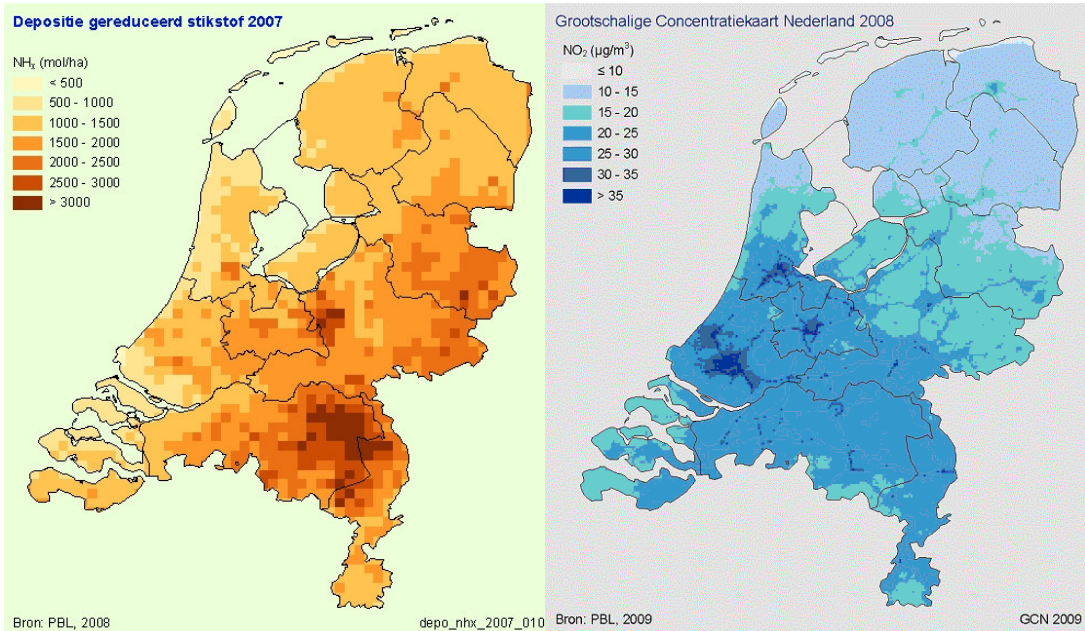
3.2.2. Modelberekeningen van stikstofdepositie

Het ruimtelijke patroon van emissies, concentraties en deposities van ammoniak, ammonium en stikstofoxiden is erg grillig, en kan landelijk gezien niet met een voldoende dekkingsgraad worden gemeten. Het landelijke beeld wordt daarom afgeleid met rekenmodellen die worden getest door meetcampagnes in het veld (van Jaarsveld 2004). Voor de berekening van stikstofdepositie is het OPS-model het meest geëigende instrument. Het model is in de jaren tachtig ontwikkeld om specifiek voor de Nederlandse situatie een breed scala aan luchtverontreinigende stoffen te beschrijven. Sindsdien is het model verder verfijnd, en zijn er voor ammoniak specifieke modules toegevoegd. In internationale vergelijkingsstudies scoort het model goed (van Jaarsveld 2004).

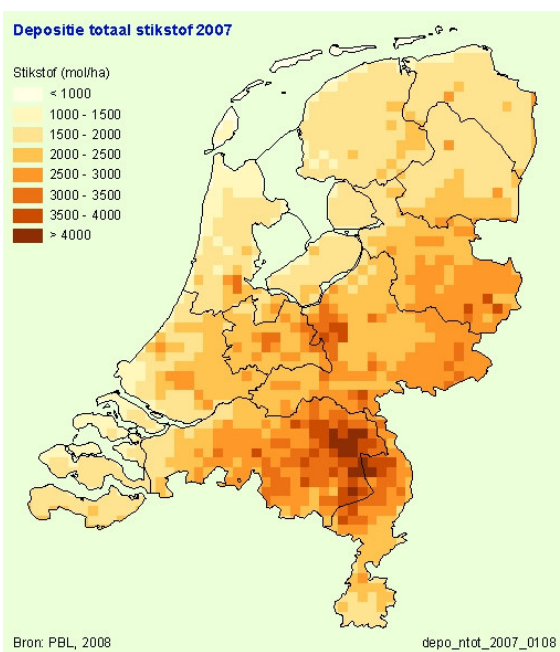
Het model gaat uit van de uitstoot van luchtverontreinigende stoffen die ruimtelijk nauwkeurig gespecificeerd zijn. In het geval van stikstofdepositie gaat het om emissies van NO_x en NH_3 over heel Europa, met een bescheiden niet-gespecificeerde aanvulling voor grootschalige aanvoer van buiten Europa en natuurlijke bronnen. In Nederland worden die emissies op een detailniveau van 500 x 500 meter ingevoerd, waarbij van de grote lokale bronnen, zoals industrie, elektriciteitscentrales en de grote steden, de exacte locatie en hoogte worden ingevoerd. OPS berekent op basis van gedetailleerde meteorologische metingen en statistieken dan de verspreiding van de stoffen door de atmosfeer (van Jaarsveld 2004). Daarnaast berekent het de chemische omzettingen en per stof de droge en natte depositie, rekening houdend met de reactiviteit van het bodemoppervlak en de ruwheid van het terrein.

De modelresultaten van OPS worden voor een aantal stoffen jaarlijks vernieuwd en als GCN-kaarten (Grootschalige Concentratiekaarten Nederland) ter beschikking gesteld (GCN 2009). In de modelresultaten van ammoniak zijn duidelijk de grote brongebieden herkenbaar: de gebieden met intensieve veehouderij in Zuid- en Oost-Nederland (Figuur 3.3). Duidelijk is ook dat de duinen, met veel wind van zee, volgens de berekeningen zeer gunstig gelegen zijn. De invloed van Nederlandse bronnen is daar beperkt, waardoor ammoniak vooral van grote afstand wordt aangevoerd. In mindere mate geldt dit ook voor stikstofoxiden, waarvan het ruimtelijke patroon wordt gedomineerd door het verkeer. Vooral in de duingebieden van Zeeland en op de Waddeneilanden is vaak meer dan 50% van de totale berekende stikstofdepositie afkomstig uit het buitenland, in de duinen van Noord- en Zuid-Holland is dit doorgaans minder dan 40%. Het ruimtelijke patroon van de totale N-depositie wordt gedomineerd door dat van NH_x (Figuur 3.4).

Het oude OPS-model heeft voor de totale stikstofdepositie een onbetrouwbaarheid van gemiddeld 25 á 30% over Nederlandse ecosystemen als geheel, zoals heideterreinen. Op lokale schaal kan dit echter oplopen tot 80% (van Jaarsveld 2004). De nieuwste versie van OPS uit 2009 scoort duidelijk beter. De onbetrouwbaarheid in de concentratieberekeningen, afgeleid uit metingen uit het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN), ligt voor het gemiddelde van een specifieke locatie in een bepaald jaar op ongeveer 20%.



Figuur 3.3. Depositie van NH_x in 2007 en NO₂ in 2008 (GCN 2009).



Figuur 3.4. Depositie van totaal N in 2007 (GCN 2009).

3.2.3. Gemeten N-concentraties en deposities

Bij effecten op de natuur gaat het om de depositie van stikstof. Deze is te onderscheiden in natte depositie via regenwater, die nog relatief eenvoudig te meten is, en de omvangrijker, maar veel moeilijker te meten droge depositie. Daardoor zijn slechts heel weinig echte depositiemetingen beschikbaar. Voor de duinen gaat het vooral om natte depositiemetingen (Tabel 3.1). Deze zijn moeilijk vergelijkbaar door verschillen in methodiek, maar ook omdat zij sterk afhangen van de regenval die lokaal fors kan verschillen, en bieden geen bruikbare basis om het OPS-model mee te verifiëren. Bij meting van de droge depositie wordt dit nog erger. Ook hier kunnen verschillend gehanteerde methoden tot onvergelijkbare uitkomsten leiden, maar ook de atmosferische omstandigheden tijdens de metingen en de aard van het terrein hebben grote invloed op de uiteindelijke resultaten. Alleen al door hun geaccidenteerde karakter zijn de duinen weinig geschikt voor de gangbare meettechnieken rond droge depositie. Voor een enigszins betrouwbaar ruimtelijk patroon zijn metingen over een reeks van jaren nodig, zeker bij een inhomogene omgeving als het zee-duin-landzijde gebied. Voor een verificatie van de ruimtelijke depositiepatronen van het OPS-model zijn daarom geen echt bruikbare gegevens voorhanden.

Voor een goed inzicht in de lokale emissies en de verspreidingspatronen, en daarmee indirect van de depositie van N, worden daarom concentratiemetingen gebruikt die gemakkelijker en op relatief grote schaal uitgevoerd kunnen worden. Voor stikstofoxiden zijn er sinds begin jaren tachtig veel meetpunten opgenomen in het Landelijk Meetnet Luchtverontreiniging (LML), deels in de stedelijke omgeving, maar ook in het landelijke gebied. Stikstofoxiden hebben, behalve bij grote bronnen zoals drukke wegen, een vrij egaal verspreidingspatroon en worden dus op veel plaatsen gedetecteerd. Daarnaast zijn de modelberekeningen en metingen goed met elkaar in overeenstemming, waardoor de depositiekaarten van stikstofoxiden in het OPS-model voldoende betrouwbaar zijn voor gebruik in natuurgebieden. Een specifiek aandachtspunt voor de duinen is de zeescheepvaart. De bijdrage hiervan is gemiddeld over Nederland vrij beperkt, maar in de duinen kan dit oplopen tot ca 1 kg ha⁻¹ jaar⁻¹. Daarnaast kunnen bij grote steden of industriegebieden, zoals Den Haag en IJmuiden, de lokale NO_x-bronnen van het verkeer en industrie van belang zijn (Figuur 3.3).

Tabel 3.1. Gemeten (natte) depositie van stikstofverbindingen in duingebieden.

N-depositie (kg ha ⁻¹ jaar ⁻¹) & NO ₂ /NH ₄				
	Stuyfzand 1991	Bobbink niet gepubliceerd	van der Meulen et al. 1996	Sival & Strijkstra-Kalk 1999
Leiduin (5,6km van zee) 1937-1939	5 0.02			
Leiduin (5,9km van zee) 1979-1981	36 0.35			
Bergen (3,6km van zee) 1979-1981	45 0.25			
Castricum (2,0km van zee) 1979-1981	43 0.31			
Wijk aan Zee (0,9km van zee) 1979-1981	53 0.29			
Scheveningen (0,6km van zee) 1979-1981	80 0.52			
De Kooy (4,8km van zee) 1983-1987	33 0.34			
Leiduin (5,9km van zee) 1988-1989	36 0.34			
Terschelling & Schiermonnikoog 1992 – 1993				20 – 35
Meijndel 1991 – 1994		21-28 0.69	30 0.41	
Schoorl 1992 – 1994			27 0.82	

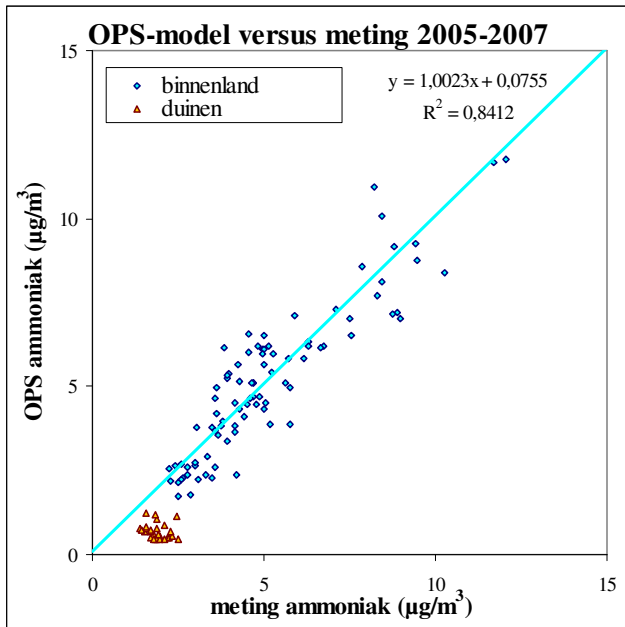
Voor ammoniak is de situatie echter anders. De metingen ervan zijn moeilijker en kostbaarder dan die van NO_x, waardoor er in het LML slechts acht meetpunten voor ammoniak zijn opgenomen. Deze meetpunten worden gebruikt om de trends te volgen, maar ook om het OPS-model jaarlijks te 'ijken'. Dat laatste was lange tijd noodzakelijk, omdat er een duidelijk (en systematisch) verschil was tussen metingen en berekende concentraties. Vanwege de grote ruimtelijke en temporele variaties die voor ammoniak worden berekend en gemeten, zijn de acht LML-locaties onderzocht op hun ruimtelijke representativiteit (van Pul et al. 2004). Ook zijn er aanvullende meetcampagnes geweest om het gedrag van ammoniak meer in kaart te brengen (van Pul et al. 2008a). Een ander nadeel is dat de acht LML-meetpunten vrijwel uitsluitend in het agrarische gebied liggen, bij de bronnen van ammoniak. Er is slechts één LML-meetpunt in een natuurgebied, namelijk in De Zilk, Amsterdamse Waterleidingduinen. Dit punt lijkt voor duingebieden echter vrij afwijkend te zijn. Het ligt vrij ver van zee aan de landzijde van het duingebied. Ook is in dat deel van de kuststrook het verschil tussen het OPS-model en de metingen van het MAN-meetnet het kleinst (zie paragraaf 3.3). Verder zijn in natuurgebieden tot voor kort slechts sporadisch metingen verricht, en uitspraken over concentratie en depositie waren dan ook alleen gebaseerd op extrapolaties door het OPS-model.

Om de ammoniakconcentratie in natuurgebieden beter in kaart te brengen, is vanaf 2005 het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN) gestart (Stolk et al. 2009). Het meetnet is gebaseerd op vrij eenvoudige middelen, zoals zogeheten passieve samplers, en wordt uitgevoerd met hulp van vele lokale terreinbeheerders en vrijwilligers. Er zijn 31 voor stikstofdepositie gevoelige natuurgebieden geselecteerd, die over heel Nederland verspreid zijn en die onder de Europese Vogel- en Habitatrichtlijnen vallen. Het MAN telt 125 permanente meetpunten, waaronder 27 in de duinen, in Voornes Duin, Meijndel, Amsterdamse Waterleidingduinen, Zwanewater, Vlieland en Terschelling.

3.3. Verschillen tussen gemodelleerde en gemeten ammoniakconcentraties

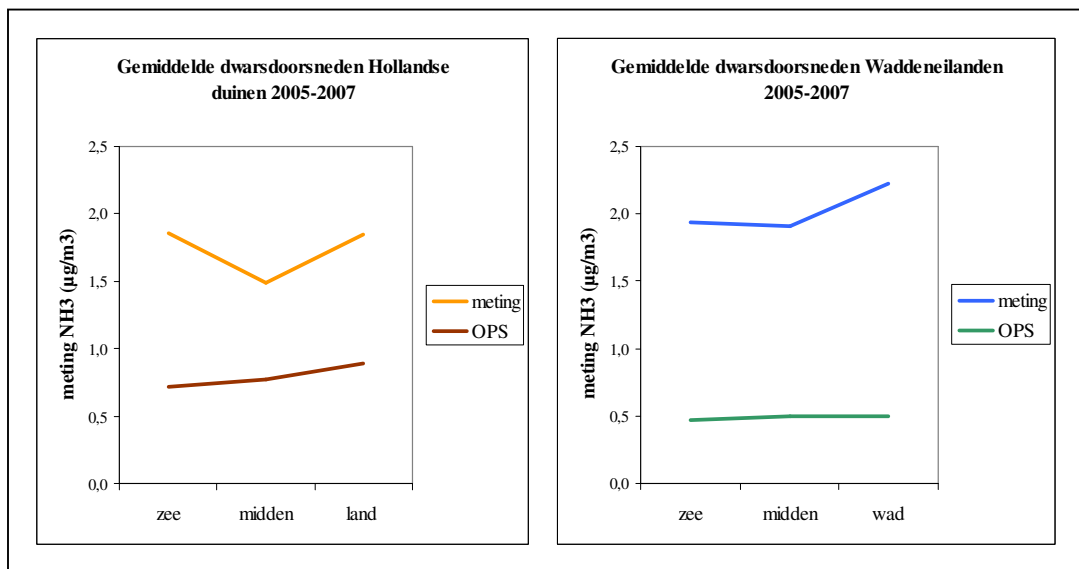
Jarenlang heeft er een structureel 'ammoniakgat' tussen de modelwaardes en de gemeten waardes van het LML gezeten. De metingen waren enkele tientallen procenten hoger dan OPS berekende. Om hiervoor te corrigeren werden de modeluitkomsten opgehoogd, op basis van een calibratie met het LML. Sinds kort is het probleem met de modellering opgelost (van Pul et al. 2008b). Er waren kleine aanpassingen aan de emissiecijfers van het model voor nodig, maar de belangrijkste verbetering is het meenemen van re-emissie van ammoniak uit landbouwgewassen. Afwijkend van veel andere stoffen, kan ammoniak namelijk weer vervluchtigen nadat het is neergeslagen op het aardoppervlak. Dit treedt vooral op bij natte oppervlakken die opdrogen. Alle berekeningen in dit rapport zijn gebaseerd op deze nieuwe versie van het OPS-model, met uitzondering van de depositieberekeningen in Tabel 3.3 en de eerder getoonde GCN-resultaten (Figuur 3.3-3.4). Benadrukt moet worden dat dit een voorlopige research-versie betreft. De berekeningen zijn steeds opgehoogd met $0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als schatting voor de natuurlijke en grootschalige achtergrondconcentratie van ammoniak.

De aanpassing van OPS is niet gebaseerd op de resultaten van het MAN-meetnet in de natuurgebieden. De eerste berekeningen laten echter zien dat er een opvallend goede overeenkomst is tussen de MAN-metingen en de OPS-berekeningen in de natuur (Figuur 3.5). De gemiddelde standaarddeviatie tussen model en meting is voor deze specifieke locaties slechts 22%. Dit geldt echter niet voor de duinen. De metingen in de duinen zijn twee keer zo hoog als de berekende waarden aan de Hollandse kust en vier keer zo hoog op de Waddeneilanden (Figuur 3.6). Hoewel de concentraties voor Nederlandse begrippen relatief laag zijn, en in absolute zin gaat om een toename van 1 tot $2 \mu\text{g m}^{-3}$, is dit een beduidend verschil voor de voor eutrofiëring kwetsbare duingebieden.



Figuur 3.5. Berekeningen van OPS, uitgezet tegen gemeten concentraties uit het MAN (Stolk et al. 2009).

De afwijking tussen gemeten en gemodelleerde ammoniakconcentraties in de duinen kan niet verklaard worden door bekende bronnen als intensieve veehouderij. De Nederlandse duinen liggen zo'n 50-100 km verwijderd van de grootschalige intensieve veehouderij, al kan er lokaal enige invloed zijn van kleinschalige veehouderij en land- en tuinbouw, zoals nabij de Bollenstreek. Het MAN-metnet in de duinen bestaat uit drie dwarsdoorsneden van zee naar land aan de Hollandse kust, en vier van zee naar wad op Vlieland en Terschelling. Het verschil tussen model en meting is aan de Hollandse kust het meest uitgesproken aan de zeezijde, en in het Waddengebied aan de wadzijde (Figuur 3.6). Het lijkt daarmee wel duidelijk dat het geconstateerde verschil iets te maken heeft met de nabijheid van de zee. Allereerst moet echter naar het functioneren van OPS in de duinsituatie en de correctheid van de MAN-metingen gekeken worden.

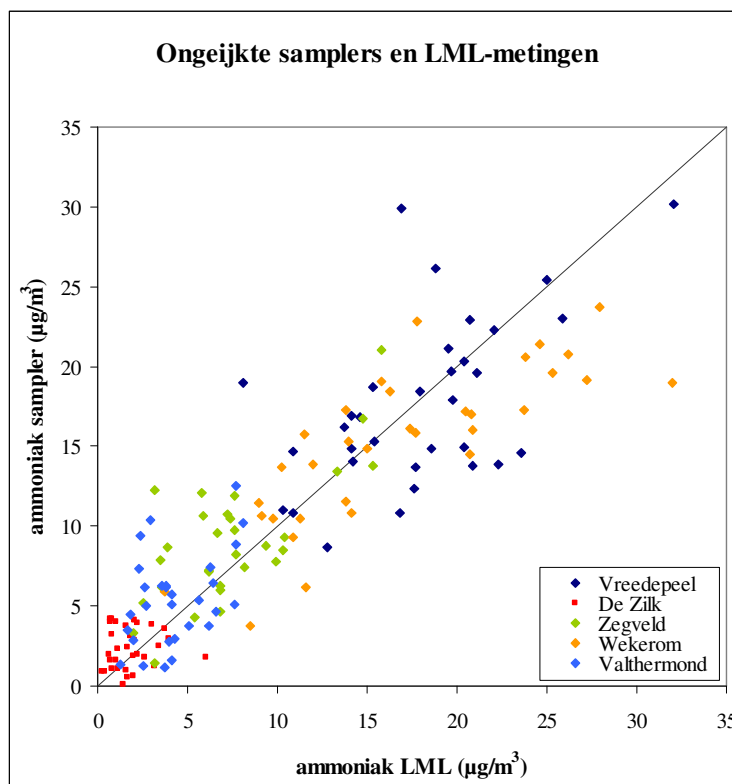


Figuur 3.6. Gemeten en berekende dwarsdoorsneden van ammoniakconcentraties in de duinen (Stolk et al. 2009).

In de duinen heersen specifieke atmosferische condities, die niet of slechts beperkt door het OPS-model worden meegenomen. De duinen worden gekarakteriseerd door een abrupte overgang van zee naar het duinlandschap. De windsnelheid is vaak een stuk hoger dan dieper het land in. Verder breekt de lucht vaker open in de duinen, en kan door instraling van de zon overdag opstijgende lucht ontstaan, waardoor lucht vanuit de koelere zee wordt aangezogen. In de nacht kan dit effect omgekeerd van richting zijn. Ook kan er sprake zijn van mist uit zee. Dan is er nog de abrupte overgang van een vlak zeeoppervlak naar de relatief hoge zeereep die heel specifieke windpatronen veroorzaakt. Het is dus mogelijk dat het OPS-model niet gedetailleerd genoeg is om de N-depositie in de duinen goed te schatten.

Daarnaast zijn ook de metingen niet vrij van verdenking. De concentraties zijn, voor Nederlandse begrippen, laag. Hoewel de samplers lange tijd in het duin hangen, is het denkbaar dat de metingen kunstmatig verhoogd zijn, doordat de concentraties rond de detectiegrens liggen. In Engeland gebruikt men deze samplers dan ook niet beneden een concentratie van ongeveer $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Sutton et al. 2001). Dat alle metingen in de duingebieden, van Voornes Duin tot Terschelling, rond de 1,5 tot $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liggen, zou dus kunnen betekenen dat het MAN-meetnet in de duinen weinig betekenis heeft.

De metingen kunnen echter niet zomaar als ruis rondom de detectielimiet worden afgedaan. De gevonden patronen zijn namelijk statistisch wel significant. Ook is er een locatie waar de meetmethode bij deze lage concentraties getoetst kan worden: het eerdergenoemde LML-meetpunt De Zilk in de binnenduinrand van de Amsterdamse Waterleidingduinen. Deze maakt deel uit van een set van vijf LML-locaties waar, naast de reguliere, uitgebreide metingen van het LML, steeds een drietal samplers van het MAN-meetnet zijn geplaatst. Bij een eerste vergelijking van deze gegevens is er geen reden om aan de MAN-metingen in de duinen te twijfelen (Figuur 3.7). De metingen in De Zilk zijn niet systematisch afwijkend van de goed geijkte LML-apparatuur en liggen ook in lijn met de metingen op de overige LML-locaties.

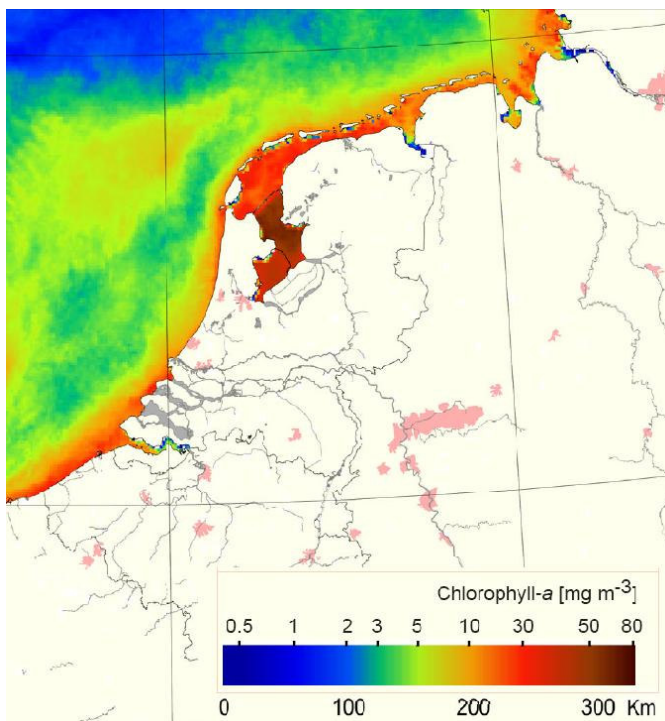


Figuur 3.7. Prestatie van de passieve samplers, uitgezet tegen de metingen van het LML.

Een nadere vergelijking tussen de meetmethoden suggereert echter dat de verschillen mogelijk afhankelijk zijn van de wind. Hiertoe zijn maanden geselecteerd waarin windrichting en windsnelheid gedurende de maand ongeveer constant zijn. Dit is slechts een beperkte subset, en er is een forse variatie van maand tot maand. Desalniettemin lijken beide meetmethoden bij landwind en noordenwind goed met elkaar in overeenstemming. Bij matige en sterke wind van zee zijn de MAN-metingen echter anderhalf tot twee keer zo hoog als de LML-metingen, en bij zuidwestenwind zelfs bijna drie keer. Dit roept de mogelijkheid op dat de MAN-samplers gevoelig zijn voor een stofje uit zee, waar de LML-metingen niet gevoelig voor zijn. Anders gezegd: de gevonden patronen kunnen wel iets fysieks vertegenwoordigen, maar dan geen ammoniak. In de literatuur en bij de fabrikant van de samplers is echter geen aanwijzing te vinden dat de metingen gevoelig zijn voor 'een' stof uit zee.

Daarnaast is het denkbaar dat de verschillen tussen meting en modelberekening wel degelijk op ammoniak gebaseerd zijn. De zee is mogelijk zelf een bron van ammoniak, met name in de sterk met stikstof en fosfor verrijkte kuststrook. Wanneer ammonium aanwezig is en de pH van het water boven de 8 komt, kan ammoniak via de lucht ontwijken (Johansson & Wedborg 1980; Farnsworth-Lee & Baker 2000). Voorlopige ruwe berekeningen, uitgaande van gemeten ammoniumconcentraties in zeewater, pH en temperatuur van het zeewater, geven aan dat voor de kust vlak boven het wateroppervlak een ammoniakconcentratie kan hangen van ongeveer $1 \mu\text{g m}^{-3}$ door het ontwijken van ammoniak uit zeewater (van der Hoek & Vonk, in voorbereiding). Dit komt overeen met onderzoek van Sørensen et al. (2003), die tot gemodelleerde waarden van $1\text{-}5 \mu\text{g m}^{-3}$ tot 5 km voor de kust van Noordwijk komen.

Algen groei kan de ammoniakvervluchtiging versterken doordat het de pH verhoogt (Farnsworth-Lee & Baker 2000). Het ruimtelijke patroon van het verschil tussen de gemodelleerde en gemeten waarden lijkt dan ook goed te correleren met de algen groei langs de kust en op de Waddenzee (Figuur 3.8). Het verschil tussen gemodelleerde en gemeten waarden is het kleinst voor de kust van Zuid-Holland en het grootst in het Waddengebied (Tabel 3.2.).

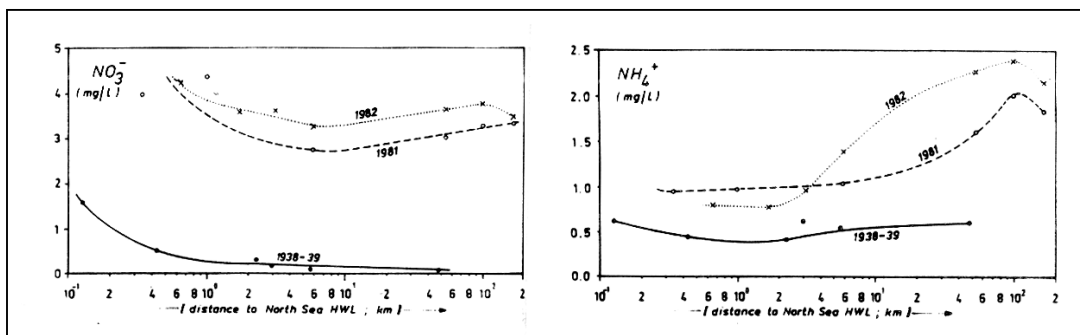


Figuur 3.8. De mediaanwaarde van de concentratie chlorofyl-a in zeewater over de periode voorjaar-herfst 2003, afgeleid uit satellietwaarnemingen (Peters et al. 2005). Copyright Vrije Universiteit.

Tabel 3.2. Gemeten en berekende concentraties van NH_x in $\mu\text{g m}^{-3}$, gemiddeld over alle meetpunten per natuurgebied.

	Meting	OPS
Terschelling	2,0	0,5
Vlieland	2,0	0,4
Zwanewater	1,9	0,7
Kennemerland	1,6	0,9
Meijndel	1,7	0,9
Voornes Duin	2,0	0,8

In de Amsterdamse Waterleidingduinen zijn transectmetingen uitgevoerd in de periode 1938-1939 en 1981-1982 (Stuyfzand 1991). Metingen van natte depositie zijn minder geschikt zijn om lokale effecten in kaart te brengen, maar in beide perioden nam de depositie van nitraat toe in de richting van de Noordzee (Figuur 3.9). Als mogelijke verklaring werd extra depositie van organisch stof in de vorm van verstoven mariene algen en/of opgewaarde strandbodem genoemd. Een hogere ammonium depositie bij de kustlijn werd alleen in de vooroorlogse jaren gevonden; in de jaren tachtig is onvoldoende dicht bij de kustlijn gemeten om dit te kunnen detecteren. Hoewel nog niet valt uit te sluiten dat de MAN-metingen worden verstoord door een andere stof uit zee, is het dus zeker denkbaar dat de zee een bron van atmosferisch ammoniak is die in de duinen flink meetelt. Verder onderzoek is nodig om hier uitsluitsel in te verkrijgen.



Figuur 3.9. Bulk-neerslag in de Amsterdamse Waterleidingduinen van nitraat en ammonium in afhankelijkheid van de afstand tot de Noordzee, voor respectievelijk 1938-1939, 1981 en 1982 (Stuyfzand 1991). Uitgaande van een gemiddelde neerslag van ongeveer 800 mm jaar^{-1} , komt 1 mgN l^{-1} overeen met $8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$.

3.4. N-depositie in de duinen

Wat kunnen we nu zeggen over de stikstofdepositie in de duinen? Depositieberekeningen zijn inherent onzekerder dan concentratieberekeningen. De vernieuwde versie van OPS is nog onvoldoende uitgekristalliseerd om te gebruiken. Daarom worden hier alleen depositiewaarden gegeven die met de gangbare oude versie van OPS zijn berekend (Tabel 3.3).

Tabel 3.3. Berekende deposities in $\text{kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ (oude OPS-versie incl. correctie voor het ammoniakgat), gemiddeld over de MAN-locaties per natuurgebied voor 2005, uitgaande van een gemiddeld meteorologisch jaar.

	ammoniak ($\text{mol ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$)	stikstofoxiden ($\text{mol ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$)	totaal stikstof ($\text{mol ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$)	totaal stikstof ($\text{kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$)
Terschelling	250	450	700	9,8
Vlieland	200	425	625	8,8
Zwanewater	375	500	875	12,3
Amsterdamse Waterleidingduinen	450	625	1075	15,1
Meijndel	500	650	1150	16,1
Voornes Duin	500	675	1175	16,5

De gemodelleerde depositie van stikstof varieert van 8,8-9,8 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ in het Waddengebied naar 12,3-16,5 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ aan de Hollandse kust. Het aandeel droge depositie in de totale depositie van ammoniak is 40-50% op de Waddeneilanden en 55-60% aan de Hollandse kust. Het aandeel van ammoniak in de totale N-depositie bedraagt ca 30% in het Waddengebied, maar loopt op tot 47-48% aan de Hollandse kust. Als de ammoniakconcentratie in de duinen inderdaad twee tot vier keer hoger is dan berekend, dan wil dit nog niet zeggen dat ook de ammoniakdepositie met eenzelfde factor verhoogd is. Maar het geeft wel aan dat de werkelijke N-depositie mogelijk op kan lopen tot 18-20 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ in het Waddengebied, en 20-24 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ aan de Hollandse kust. Hoe dan ook is duidelijk dat de jaarlijkse depositie mogelijk met kg's per hectare moeten worden verhoogd. Ook zullen de deposities die het vernieuwde OPS-model berekent anders zijn dan deze data, maar de verwachting is dat de verschillen tussen de twee versies veel kleiner zijn dan het verschil met de MAN-metingen.

Duidelijk is dat er tot dusver nog veel onzekerheden zijn met betrekking tot stikstof concentraties en deposities in de duinen. Er zijn serieuze aanwijzingen dat de ammoniakconcentraties in de duinen tot enkele malen hoger kan zijn dan nu aangenomen, en het is op dit moment niet uit te sluiten dat een stof van zee de MAN-metingen verstoort. Vooralsnog is het zinvol om voort te gaan met het meetnet in de duinen, gezien de gevonden afwijkingen met de modelresultaten. Om hier werkelijk verder in te komen, zijn aanvullende metingen nodig met wezenlijk andere meetmethoden. Pas dan wordt duidelijk of een onbekende stof de metingen verstoort en of het verschil met de OPS-resultaten werkelijk van de waargenomen omvang is.

Een mogelijkheid is om zogenaamde alfa-samplers op enkele locaties van het MAN te plaatsen. Dit is een vergelijkbaar soort monsterbuisje als die van het MAN, maar bij een alfasampler wordt de omgevingslucht actief aangezogen langs het absorbens. Ook deze metingen zijn nog relatief goedkoop. Door de actieve aanzuiging van lucht is er een veel intensiever contact met het absorbens mogelijk, waardoor deze methode een veel lagere detectielimiet heeft. Omdat het ook gebaseerd is op bemonstering met een absorbens, zou het in principe ook door dezelfde hypothetische component uit zee kunnen worden beïnvloed. Wel geeft deze methode een definitief antwoord op de vraag of er problemen zijn met de detectielimiet in het MAN-meetnet. Ook kan met deze metingen over kortere periodes bemonsterd worden, waardoor de resultaten beter te koppelen zijn aan meteorologische factoren.

Een betere, maar veel duurdere mogelijkheid is de inzet van DOAS-metingen. Het meetprincipe is hier totaal anders; gebaseerd op de lichtabsorptie van stoffen in de lucht. Met een laserbundel wordt licht uitgezonden dat via een spiegel op een aantal meters afstand wordt teruggekaatst naar een optische detector. Deze detecteert de verzwakking van het signaal door in de lucht aanwezig ammoniak bij golflengtes die specifiek zijn voor ammoniak. Deze methode zal definitief kunnen uitwijzen of een component van zee de MAN-metingen verstoort.

4. Kritische stikstofdepositie van duinvegetaties

Kritische depositie is gedefinieerd als een kwantitatieve schatting van de blootstelling aan een (of meer) verontreinigende stof(fen), waar beneden geen significante schadelijke effecten optreden aan gespecificeerde gevoelige elementen in het milieu, volgens de huidige stand van kennis (Nilsson & Grennfelt 1988). Uit deze definitie blijkt dat kritische depositiewaardes (1) verschillen tussen habitatype, omdat elk ecosysteem andere gevoelige elementen heeft, (2) afhankelijk zijn van het bepaalde beschermingsniveau en (3) kunnen veranderen door vernieuwd wetenschappelijk inzicht (de Vries 2008).

De afgelopen twee decennia zijn er kritische N-deposities vastgesteld voor de meeste Nederlandse habitatypen, door middel van experimentele (veld)data, veldobservaties en modelberekeningen. Het afleiden van kritische N-deposities is complex, doordat vegetaties of plantensoorten in de praktijk niet alleen door een overmaat van stikstof worden aangetast, maar ook door een combinatie van te veel stikstof, te veel fosfor, droogte, vorst en/of insectenplagen (Kros et al. 2008). Daarnaast blijkt uit onderzoek van Stevens et al. (2004), Clark & Tilman (2008) en Remke et al. (2009) dat lage chronische langdurige N-depositie al kan leiden tot verschuivingen in vegetatiesamenstelling en achteruitgang in soortenrijkdom. De grens die tijdens de vaak kort durende experimenten wordt gemeten, is dus vaak hoger dan wat planten in de praktijk aankunnen (Kros et al. 2008). Bij het vaststellen van zogenoemde kritische waarden wordt hiermee rekening gehouden. Zo wordt het niveau van toediening, waarboven een effect optreedt, gehanteerd als bovengrens van de empirische range van kritische waarden. Daarnaast worden steeds vaker modelstudies ingezet om langdurige blootstelling te modelleren. Om differentiatie aan te brengen in de kritische waarde wordt in de literatuur meestal gebruik gemaakt van ranges die additionele factoren als natuurbeheer, P-limitatie, klimatologische omstandigheden, ecosysteem diversiteit en methodische onzekerheden meenemen (Cunha et al. 2002; van Dobben & van Hinsberg 2008). Internationaal is afgesproken dat deze conditionerende factoren mede bepalen welk getal in de range van empirische waarden bij een bepaald ecosysteem gebruikt moet worden. Wanneer geen informatie over conditionerende factoren aanwezig is, moet volgens de mapping manual uitgegaan worden van het midden van de range. Wanneer deze informatie wel aanwezig is, moeten onderstaande veranderingen aan de kritische waarden worden aangebracht (Tabel 4.1). Voor bijvoorbeeld voor de Nederlandse hoogvenen geldt de onderkant van de kritische range, omdat in Nederland de neerslag veel lager is dan bijvoorbeeld in Ierland.

Tabel 4.1. Tabel met conditionerende factoren die bepalen hoe de range van empirische waarden voor Europese ecosystemen moet worden toegepast in verschillende situaties (naar Bobbink et al. 2003). Standaard wordt het midden van de range gebruikt.

	Temperatuur	Vochtigheid	Beschikbaarheid basische kationen	Type limitatie	Beheer intensiteit
Laagste waarde	Koud	Droog	Laag	N-limitatie	Laag
Middelste waarde	Gemiddeld	Normaal	Gemiddeld	Onbekend	Normaal
Hoogste waarde	Warm	Nat	Hoog	P-limitatie	Hoog

4.1. Modelberekeningen kritische stikstofdepositie duinvegetaties

In Nederland wordt bij het berekenen van de kritische N-depositie zowel gebruik gemaakt van de empirische range als van modelberekeningen (van Dobben et al. 2006). Modellen die worden gebruikt zijn AquAcid, SMART2 en HEATHSOIL. Met model SMART2, dat geparameteriseerd is voor de meeste natuurtypen, wordt het meest gebruikt. Het SMART2 model simuleert de verzuring en N-beschikbaarheid voor verschillende natuurlijke vegetaties m.b.v. bodemkarakteristieken (o.a. P-beschikbaarheid), atmosferische depositie van SO_x, NH_x en NO_y en hydrologische eigenschappen zoals grondwatertrappen, neerslaggegevens en afvoer door beheer of begrazing (Kros et al. 1995). Een inverse van dit model (het SMART2⁻¹ model) wordt gebruikt om de kritische N-depositie voor verschillende vegetatietypen te berekenen (van Hinsberg & Kros, 1999). In Tabel 4.2 staan de meest actuele uitkomsten van het SMART2⁻¹ model gegeven voor standplaatsen die in en nabij de duinen voorkomen.

Tabel 4.2. Modeluitkomsten van kritische N-depositie (kg N ha⁻¹ jaar⁻¹) per standplaats (vet gedrukt) en samengestelde plantengemeenschappen (cursief gedrukt). De ranges van Achermann & Bobbink (2003) zijn empirisch vastgesteld.

Vegetatie type	Achermann & Bobbink 2003	van Dobben et al. 2004 & 2006	Bal et al. 2007	van Dobben & van Hinsberg 2008	
1310 Zilte pioniersvegetatie	30 – 40	30 – 40	> 34	35	
1320 Schorren met slijkgrasvegetatie		30 – 40	> 34	35	
1330 Schorren met kweldergras		30 – 40	35	35	
2110 Embryonale duinen	10 – 20	23.6	20	20	
2120 Witte duinen/ Helmduinen <i>Flymo – Amnophiletum</i>		21.2	20	20 <i>21.2</i>	
2130A Grijze duinen (kalkrijk) <i>Phleo – Tortuletum ruraliformis</i> <i>Sileno – Tortuletum ruraliformis</i> <i>Tortulo/ Polygalo – Koelerion</i> <i>Taraxaco – Galietum veri</i> <i>Anthyllido – Silenetum</i> <i>Polygonato – Lithospermetum</i>		13.8 – 19.7 <i>13.8 – 17.0</i>	18	17.4 <i>17.2</i> <i>16.9</i>	
2130B Grijze duinen (kalkarm) <i>Violo – Corynephoretum</i> <i>Ornithopodo – Corynephoretum</i> <i>Festuco – Galietum veri</i>		10.7 – 14.1 <i>10.7 – 11.2</i> <i>14.1</i>	13	13.1 <i>11.2</i> <i>14.0</i> <i>14.1</i>	
2130C Grijze duinen (heischraal) <i>Botrychio – Polygaletum</i>		10.8 <i>10.8</i>		10.8 <i>10.8</i>	
2140 Duinheide – Kraaiheide <i>Empetro – Ericetum</i> <i>Carici/ Salici/ Polypodio – Empetretum</i>		10 – 25	15.0 – 30.6 <i>15.0 – 30.6</i> <i>15.5 – 20.0</i>	15 – 18	15 – 18
2150 Duinheide – Struikheide <i>Carici arenariae – Empetretum</i>		10 – 20	15.5 – 20.0 <i>15.5 – 20.0</i>		15
2160 Duindoornstruweel <i>Hippophao – Sambucetum</i> <i>Hippophao – Ligustretum</i> <i>Rhamno – Crataegetum</i>			27.9 – 29.0 <i>29.0</i> <i>28.0</i> <i>27.9</i>	26	28.3 <i>29.0</i> <i>28.0</i> <i>27.9</i>
2170 Kruipwilgstruweel <i>Pyrolo – Salicetum</i> <i>Salicetum cinereae – Salicetosum repentis</i>			22.4 – 38.8 <i>31.2 – 33.3</i> <i>22.4 – 38.8</i>		32.3 <i>31.2 – 33.3</i>
2180 Duinbossen <i>Fago/ Betulo – Quercetum</i> <i>Carici elongatae – Alnetum</i> <i>Crataego – Betuletum pubescentis</i> <i>Violo odorata/ Fraxino – Ulmetum</i> <i>Pruno – Fraxinetum</i>		10 – 30	20.0 – 29.1 <i>20.0</i> <i>27.9</i> <i>29.1</i>		12.9 – 36.4 <i>28.1 – 29.1</i> <i>22.0 – 36.4</i> <i>27.9</i> <i>23.6 – 32.3</i> <i>12.9 – 24.5</i>
2190 Vochtige duinvalleien <i>Cicendietum filiformis</i> <i>Parnassio – Juncetum atricapilla</i> <i>Junco baltici – Schoenetum nigricantis</i> <i>Equiseto variegati – Salicetum repentis</i> <i>Caricetum trinervi – nigrae</i>	10 – 25	10.9 – 26.9 <i>10.9</i> <i>17.7</i> <i>17.8</i> <i>11.8 – 26.9</i>	20	11.8 – 26.9 <i>17.7</i> <i>17.8</i> <i>21.7 – 22.0</i> <i>11.8 – 26.9</i>	
3130 Duinplassen	5 – 10	5.6 – 14.0	Duinmeer =14	5.8	

Het model voor kritische N-depositie geeft uitkomsten op het niveau van plantengemeenschappen. Om tot een kritische depositiewaarde voor een habitatype in de zin van de Habitatrichtlijn te komen, worden meestal de modeluitkomsten van meerdere relevante plantengemeenschappen gecombineerd (van Dobben & van Hinsberg 2008). In van Dobben et al. (2004; 2006) staan de basisgegevens: de minimale en maximale berekende kritische N-deposities van alle relevante plantengemeenschappen (cursief gedrukte waarden in Tabel 4.2). Deze waarden zijn gebruikt om de range van de kritische N-depositie voor een habitatype te bepalen (vet gedrukte waarden in Tabel 4.2). In de rapporten van Bal et al. (2007) en van Dobben & van Hinsberg (2008) heeft men deze ranges voor habitatypen aangescherpt tot concrete waarden voor kritische N-depositie, zodat deze gebruikt kunnen worden bij het verlenen van vergunningen. Bij het bepalen van deze concrete waarden is niet strikt de laagst gemodelleerde waarde als uitgangspunt wordt genomen, maar is het gemiddelde berekend van de modeluitkomsten van de verschillende relevante plantengemeenschappen (van Dobben & van Hinsberg 2008). De reden hiervoor is dat de gemodelleerde waarde per plantengemeenschap onzeker is, en de betrouwbaarheid toeneemt na opschaling (van Dobben et al. 2006). Verder zijn bij het opstellen van de waarden uit van Dobben et al. (2006) niet alle plantengemeenschappen voldoende geparameteriseerd. De recente overzichten van Bal et al. (2007) en van Dobben & van Hinsberg (2008) vervangen eerdere overzichten, zoals van Dobben et al. (2006). De nieuwe waarden zijn vergeleken met, en vallen binnen een internationaal vastgestelde empirische kritische range voor N-depositie (Achermann & Bobbink 2003). Als de gemiddelde modeluitkomst binnen de range ligt, wordt over het algemeen de modeluitkomst als kritische depositie gehanteerd. Als de modeluitkomst echter boven (of onder) de internationale empirische range ligt, wordt voor de kritische depositiewaarde de bovengrens (of ondergrens) van deze range gekozen. Deze methode is internationaal bekeken en positief beoordeeld (van Dobben & van Hinsberg 2008). Voor de berekeningen voor de Natuurbalans zijn deze nieuwe waarden echter nog niet gebruikt.

Uit Tabel 4.2 blijkt dat sommige habitatypen zoals zilte pioniersvegetaties en duindoornstruwelen niet zo gevoelig zijn voor N-depositie. Grijze duinen, vochtige duinvalleien en duinplassen zijn dat echter wel. De concrete waarden uit van Dobben & van Hinsberg (2008) voor de gevoelige kalkrijke grijze duinen en vochtige duinvalleien zitten meer aan de bovenkant van de empirische range, terwijl drogere en kalkarmere grijze duinen meer aan de onderkant zitten. Dit is in lijn met tabel 4.1, waarin beschreven wordt hoe internationaal moet worden omgegaan met de conditionerende factoren.

4.2. Empirische metingen kritische stikstofdepositie duinvegetaties

Het meten van de kritische N-depositie in het duingebied is in het verleden op verschillende wijze uitgevoerd, zoals correlatieve veldstudies, veldstudies met toevoeging van stikstof, en mesocosmos-experimenten. Internationaal is vastgesteld dat bij het bepalen van empirische kritische N-depositie alleen gepubliceerde statistisch en biologisch significante uitkomsten van bemestingsexperimenten in het veld en mesocosmos-studies worden meegenomen, waarbij dan ook de N-belasting lager dan 100 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ en de duur langer dan een jaar is geweest (Bobbink et al. 2003). Om de zoveel jaar worden in een internationale expert-workshop de oude en nieuwe publicaties tegen het licht gehouden en wordt de tabel vernieuwd. Omdat het aantal onderzoeken naar kritische N-depositie in het duingebied niet zo groot is, worden per standplaats alle beschikbare resultaten weergegeven. Er zijn alleen betrouwbare empirische waarden in de literatuur gevonden voor zoutmoerassen, embryonale en witte helmduinen, en grijze duinen en duingraslanden. Meer (langdurige) metingen van kritische N-depositie zijn dan ook zeer gewenst voor de duinvegetaties.

4.2.1. Zilte pioniersvegetatie, schorren met slijk- & kweldergrassen:

Deze periodiek onder water staande zoutmoerassen worden gekarakteriseerd door een open nutriëntencyclus waarin veel N wordt getransporteerd (Valiela & Teal 1977). Stikstof kan echter wel een limiterende factor zijn (Jefferies & Perkins 1977; Kiehl et al. 1997). Van Wijnen & Bakker (1999) hebben aangetoond dat een 15 jaar jong zoutmoeras reageerde met verhoogde biomassa-productie tijdens een driejarige bemesting met 50 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ (bij een atmosferische depositie van 15-20 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹). In honderd jaar oud zoutmoeras werden geen significante verschillen in biomassa-productie gevonden, hoewel de vegetatiesamenstelling wel veranderde bij 250 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹. Omdat er bij de huidige N-depositie van 15-20 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ echter geen verschillen in biodiversiteit en vegetatiesamenstelling zijn waargenomen, is besloten om de internationale kritische N-depositie range voor jonge zoutmeren vast te stellen op 30-40 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ (Bobbink et al. 2003). De modelwaardes van Dobben & van Hinsberg (2008) vallen binnen deze range (zie Tabel 4.2).

4.2.2. Mobiele embryonale & witte helmduinen:

Jones et al. (2004) hebben in een veldexperiment, waar de N-depositie varieerde tussen de 10 tot 30 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹, significant positieve relaties gevonden tussen atmosferische N-depositie en bovengrondse biomassa, vegetatiehoogte en totale hoeveelheid N in de vegetatie. Daarnaast bleek de bedekkingsgraad van de vergrasser *Ammophila arenaria* (Helm) significant hoger te zijn op locaties met hogere N-depositie. De verhoogde biomassa en toename van Helm zou op de langere termijn kunnen leiden tot versnelde accumulatie van organisch materiaal, en dus tot een versnelde successie van mobiele naar gefixeerde duinsystemen (Greipsson & Davy 1997; Jones et al. 2004). Hoewel het om een correlatieve studie gaat, lijkt het onderzoek van Jones et al. (2004) aan te geven dat er boven een grens van ongeveer 15 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ veranderingen beginnen op te treden. Hoewel deze studie nog niet gepubliceerd was bij het opstellen van de lijst van internationale kritische waarden, ligt deze waarde binnen de internationaal vastgestelde range van 10-20 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ voor mobiele duinsystemen (Bobbink et al. 2003). De modelwaardes van Bal et al. (2007) en van Dobben & van Hinsberg (2008) voor embryonale en witte helmduinen liggen met 20 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ aan de bovenkant van deze range, wat op basis van conditionerende factoren als beheer (toelaten verstuiwing) en pH reëel zou zijn (zie Tabel 4.1). Op basis van de vochtconditie zou internationaal gezien de onderkant van de range meer reëel zijn. Internationaal is niet vastgelegd hoe met deze tegengestelde conditionerende effecten moet worden omgegaan.

4.2.3. Grijs duinen en duingraslanden

De afgelopen decennia is er op veel plaatsen in de grijze duinen vergrassing opgetreden, waarbij kalkarme duinen veelal worden gedomineerd door *Ammophila arenaria* (Helm) en kalkrijke duinen door *Elymus athericus* (Strandkweek) en *Calamagrostis epigejos* (Duinriet) (Kooijman & Van der Meulen 1996). De kritische N-deposities uit de modelonderzoeken van Bal et al. (2007) en van Dobben & van Hinsberg (2008) liggen in de range van empirische waardes van Achermann & Bobbink (2003). De vraag kan echter gesteld worden of de berekende waardes niet te hoog zijn ingeschat.

In kalkrijke en gedeeltelijk ontcalcite duinen in Meijndel had vier jaar van N-bemesting ($25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ bij een N-depositie van ongeveer $23 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) geen effect op de vegetatie (ten Harkel & van der Meulen 1996; ten Harkel et al. 1998), wat werd toegeschreven aan een verschuiving van N naar P-limitatie als gevolg van de hoge N-depositie, waardoor extra N weinig tot geen invloed meer had (ten Harkel & van der Meulen, 1996). Deze studie heeft meegewogen bij de vaststelling van de internationale empirische range, zoals ook gebruikt door Bal (2007) en van Dobben & van Hinsberg (2008). In een correlatieve studie (Jones et al. 2004), waarin N-depositie varieerde van 10 tot $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$, werden echter significant positieve relaties gevonden tussen atmosferische N-depositie en de bovengrondse biomassa, de totale hoeveelheid N in de vegetatie en de bedekkingsgraad van *Carex arenaria* (Zandzegge), en een negatieve relatie met soortenrijkdom. Volgens deze studie treden veranderingen op boven een grens van $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$.

Dit wordt ondersteund door een zeer recente publicatie over een N-bemesting in een kalkrijk, zwaar begraasd en stabiel duingebied op het Britse eiland Anglesey (Plasmann et al. 2009). Uit dit recente onderzoek blijkt dat er al veranderingen optreden na twee jaar beperkte N-toevoeging, terwijl het gebied zwaar begraasd wordt. Na twee jaar N-additie ($7,5$ en $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ bij een achtergronddepositie van $10\text{-}12 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) was de bovengrondse biomassa al verhoogd, en nam de biomassa en hoeveelheid N in de moslaag significant toe. Plasmann et al. (2009) suggereren dan ook dat de internationale bovengrens voor grijze duinen, die nu op $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ gesteld is (Bobbink et al. 2003), zou moeten worden verlaagd.

Deze resultaten komen overeen met een mesocosmos-experiment dat is uitgevoerd met kalkrijk nutriëntarm duinzand uit Oostvoorne, waarvan de organische toplaag was verwijderd (Tomassen et al. 1999; van den Berg et al. 2005a). Op een locatie met zeer lage N-depositie, waarbij verschillende hoeveelheden NH_4NO_3 ($1, 5, 10, 15, 20, 40$ en $80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) werden toegevoegd, waren binnen een jaar verschillen zichtbaar in plantengroei. Na 2-3 jaar was duidelijk dat de biomassa van *Calamagrostis epigejos* (vooral bovengronds) en *Carex arenaria* (vooral ondergronds) significant hoger was bij een N-depositie hoger dan $10\text{-}20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Ook werden er boven $10\text{-}20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ extra groei van groene algen aan het zandoppervlakte en extra uitspoeling van N gemeten. Van den Berg et al. (2005a) concludeerden dat de kritische N-depositie voor kalkrijke duinen waarschijnlijk dichterbij 10 dan bij $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ ligt. Op basis van deze recente studies zouden de huidige internationaal geldende ranges bij een volgende update wel eens verlaagd kunnen worden. Dit heeft consequenties voor de huidige Nederlandse waarde voor kalkrijke duinen van $17,2$, indien de bovengrens verlaagd wordt tot onder de $17,2$.

Tenslotte blijkt uit een correlatief veldonderzoek langs de Baltische Zee dat er al veranderingen optreden in kalkarme grijze duinen bij een atmosferische N-depositie van $5\text{-}8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ (Remke et al. 2009). De bedekking van *Carex arenaria* neemt toe bij hogere N-depositie, terwijl korte grassen, zoals *Corynephorus canescens*, *Festuca ovina* en *Festuca rubra*, en de diversiteit aan korstmossen afnemen. Een probleem kan zijn dat de deposities zijn berekend door EMEP op de relatief grove schaal van $50 \times 50 \text{ km}$, en ondersteund worden door metingen van alleen natte depositie. Het onderzoek geeft echter wel aan dat de kritische depositie voor kalkarme grijze duinen van $10,2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ nu terecht tegen de internationale ondergrens aanligt (Bobbink et al. 2003). Ook hier geldt dat, wanneer deze publicatie internationaal als voldoende wordt gezien om de ondergrens van de kritische range aan te passen, dit consequenties kan hebben voor de Nederlandse waarde.

4.3. Kritische N-depositie op gebiedsniveau

Er zijn drie factoren die de overschrijding van kritische deposities bepalen. Allereerst is dat het habitatype en de natuurdoelstelling. Als in de duinen meer duingrasland dan duindoornstruweel wordt nagestreefd, dan heeft dit consequenties voor de overschrijding. Duindoornstruweel heeft immers een hogere kritische waarde dan duingrasland. Dus voor een groter areaal zal een hogere kritische waarde gelden en er zullen dan minder overschrijdingen worden berekend. Vervolgens is natuurlijk informatie nodig over de kritische waarde per habitatype, en over de werkelijke depositie, die voor een deel ook ecosysteem-afhankelijk is. Aangezien zowel kritische waarden als werkelijke N-depositie kunnen variëren per habitatype, moet men ervoor waken om zomaar kaartbeelden te vergelijken die gebaseerd zijn op verschillende achterliggende doelstellingen. Het is belangrijk om te realiseren dat verschillende beleidsdoelstellingen kunnen doorwerken in de uiteindelijke berekening van de overschrijding van kritische deposities.

Voor het berekenen van de overschrijding zou op basis van het voorzorgsprincipe de kritische N-depositie voor het meest gevoelige habitatype als uitgangspunt genomen moeten worden. Dit kan op verschillende schaalniveaus: op nationale schaal (waar wordt de kritische depositie van een gevoelig habitatype als een ven overschreden?), op gebiedsniveau (waar wordt binnen een bepaald gebied het kritische niveau van een ven overschreden), en op locatie (in welke vennen wordt de kritische depositie overschreden). Als de overschrijding echter over grotere gebieden berekend wordt, is het vaak niet reëel om voor dat hele gebied de waarde van een enkel habitatype als uitgangspunt te nemen. Voor het duingebied zou op basis van het voorzorgsprincipe bijvoorbeeld de kritische waarde van duingrasland gelden, maar een groot deel van het gebied bestaat uit andere habitattypen als duindoornstruweel, met wezenlijk andere kritische deposities. Het Planbureau voor de Leefomgeving berekent de kritische waarden dan veelal op een zo goed mogelijke inschatting van daadwerkelijk aanwezige vegetatie en rapporteert over de overschrijding in al die vegetaties.

In de Natuurbalans is daarom de kritische depositie per locatie berekend, en vergeleken met de depositie op die locatie. Er ontbreekt echter nog een goede kaart van habitattypen. Dit is nodig omdat zowel de kritische depositie als de werkelijke N-depositie per habitatype kan variëren. Het vergelijken van bijvoorbeeld de N-depositie op de Veluwe – die onder meer zo hoog is door de grote invang in bossen – met de kritische waarde van vennen, die door hun lage vegetatiestructuur veel minder depositie invangen, is wetenschappelijk niet houdbaar.

Derhalve is voor de ruimtelijke verdeling van habitattypen teruggevallen op de ecotopenkaart en een begroeiingskaart (Runhaar et al. 2003), waarin locaties van habitattypen zijn ingeschat op basis van begroeiing (gras, bos, water) en bodemtype (ecotopen zoals kalkrijk-droge grond). Per cel van 25x25 m is berekend welke combinatie van voedselrijkdom, zuurgraad en waterhuishouding er voorkomt met een lage begroeiing. Zo zijn bijvoorbeeld kalkrijke, droge graslanden onderscheiden van natte, voedselrijke graslanden. Met behulp van een koppelingstabel zijn deze ecotopen gekoppeld aan habitattypen (Tabel 4.3). Er speelt echter een probleem: de ecotopen bevatten in het veld vaak meerdere habitattypen, met verschillende waarden voor kritische N-depositie. In de Natuurbalans is gekozen om de habitattypen die binnen een bepaald ecotoop voorkomen qua areaal evenveel te laten wegen. Zo weegt het gevoelige duingrasland (H2130) evenveel als het veel minder gevoelige duindoornstruweel (H2160), omdat beide voorkomen in eenzelfde ecotoop. Per natuurgebied zal de juistheid van deze keuze variëren. Als er veel meer duingrasland voorkomt zal de gebruikte methode een onderschatting van de overschrijding geven en omgekeerd. De vraag is steeds in hoeverre de werkelijke oppervlakteverdeling van habitattypen hiervan afwijkt.

Tabel 4.3. Koppelingstabel die Schouwenberg (2007) gebruikt heeft voor de omzetting van ecotopen naar standplaatsen.

Habitatype	Ecotoop binnen het duingebied
2110 Embryonale mobiele duinen	<ul style="list-style-type: none"> • X40: Brakke natte/vochtige gronden • X63: Droge voedselarme basische gronden
2120 Witte mobiele helmduinen	<ul style="list-style-type: none"> • X60: Brakke droge gronden
2130A Kalkrijke grijze duinen + 2160 Duindoornstruweel	<ul style="list-style-type: none"> • X62: Droge voedselarme zwakzure gronden • X63: Droge voedselarme basische gronden
2130B Ontkalkte grijze duinen + 2140 Duinheide	<ul style="list-style-type: none"> • X61: Droge voedselarme zure gronden • X62: Droge voedselarme zwakzure gronden
2170 Kruipwilgstruweel	<ul style="list-style-type: none"> • X62: Droge voedselarme zwakzure gronden • X63: Droge voedselarme basische gronden • X42: Vochtige voedselarme zwakzure gronden • X43: Vochtige voedselarme basische gronden
2180 Duinbossen	<ul style="list-style-type: none"> • X62: Droge voedselarme zwakzure gronden • X63: Droge voedselarme basische gronden
2190 Vochtige duinvalleien	<ul style="list-style-type: none"> • X22: Natte voedselarme zwakzure gronden • X23: Natte voedselarme basische gronden

Tabel 4.4 brengt in beeld met welke deposities is gewerkt voor het bepalen van overschrijdingen in Meijndel en Berkheide op locaties waar, op basis van een ecotopenkaart, vastgelegde kustduinen en duindoornstruweel voorkomt. De deposities zijn wat hoger dan die in Tabel 3.3 voor de specifieke MAN-locaties van Meijndel, die voornamelijk zijn gelegen in het wat minder belaste noordelijke deel.

Tabel 4.4. Mediane stikstofdepositie die voor de Natuurbalans 2006 is toegepast voor Meijndel en Berkheide.

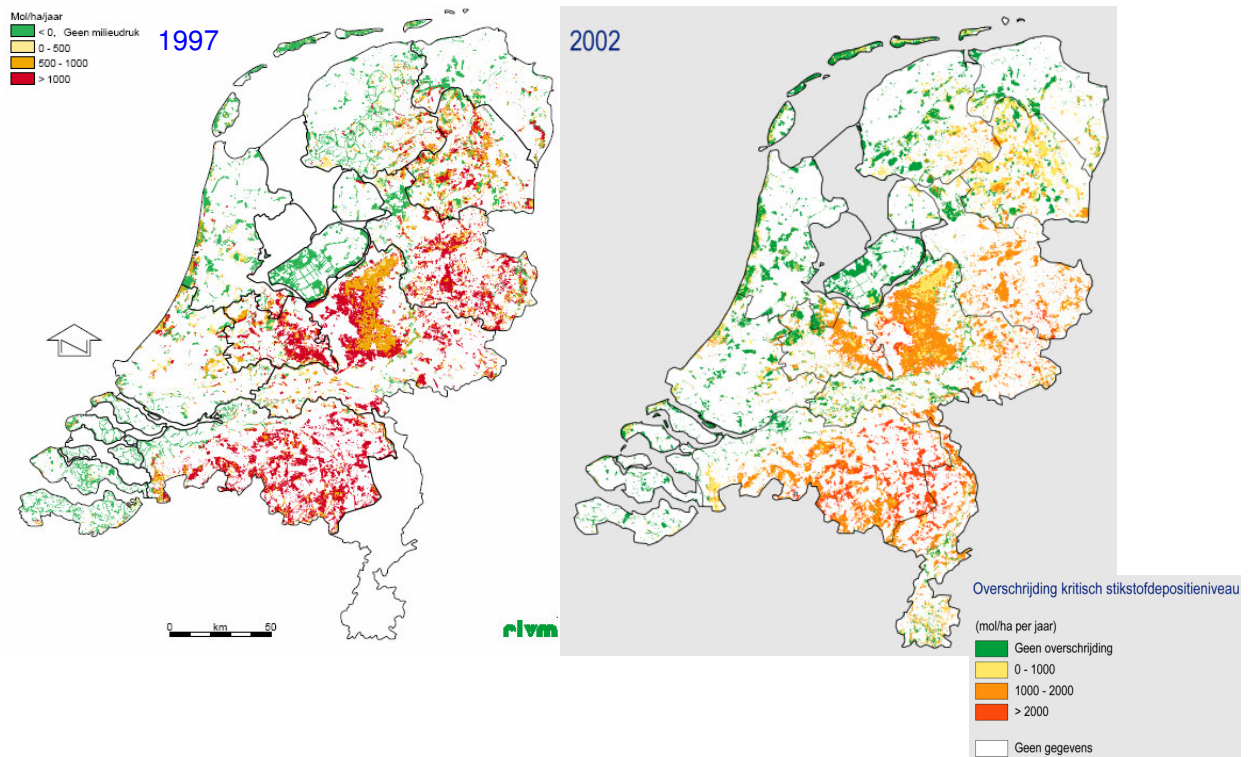
Habitatype	Mediane N-depositie	
	mol ha ⁻¹ jaar ⁻¹	kg ha ⁻¹ jaar ⁻¹
sub-Atlantische en Midden-Europese bossen	1297	18,2
Vastgelegde kustduinen, 2160 Duinen met duindoornstruweel	1289	18,0
Vastgelegde ontkalkte duinen	1592	22,3

5. Overschrijding van de kritische N-depositie

Wanneer de N-depositie de kritische niveaus van de voorkomende habitattypen overschrijdt, dan bestaat het risico op significante negatieve effecten, waardoor de samenstelling van de vegetatie op den duur kan veranderen (de Haan et al. 2008). Vooral bij hoge en langdurige overschrijding neemt de kans op vergrassing sterk toe. Het zijn ook vooral de zeldzame en kritische plant- en diersoorten die verdwijnen.

5.1. Gemodelleerde kaarten van de overschrijding van kritische stikstofdepositie

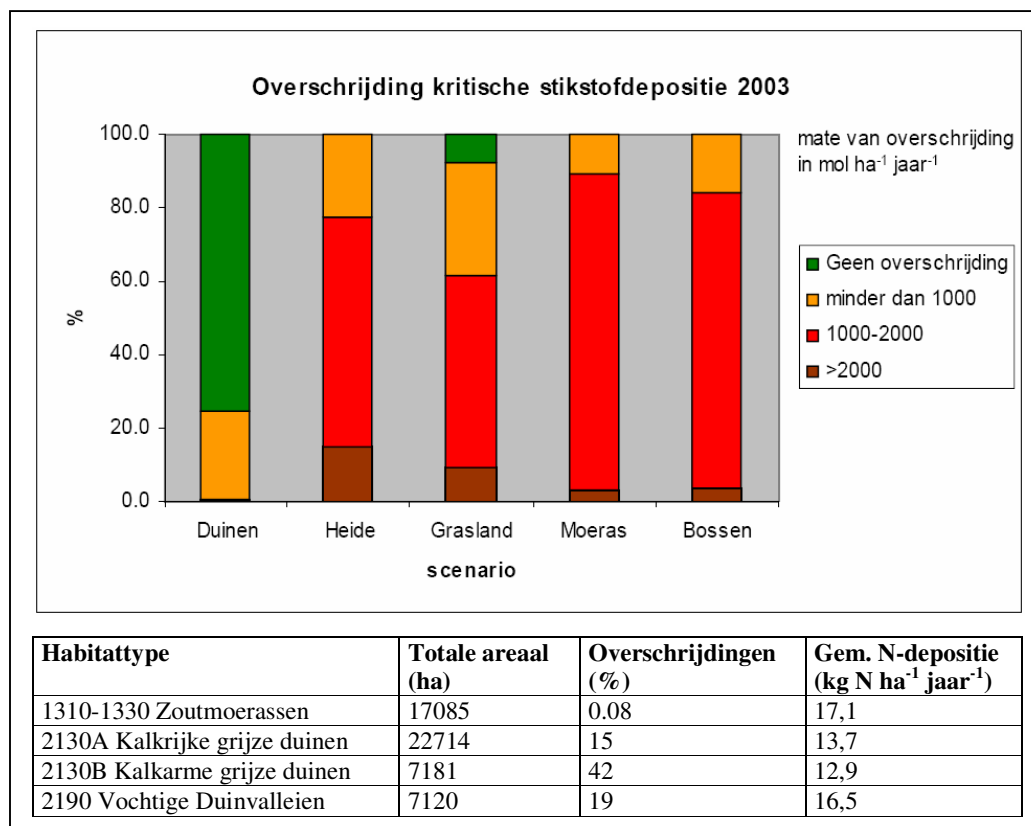
Er zijn nog geen kaarten van overschrijding gemaakt die gebaseerd zijn op habitattypen, omdat de ecotopenkaart (Runhaar et al. 2003) te onzeker is voor ruimtelijk expliciete uitspraken (zie paragraaf 4.3). Wel zijn er kaarten gemaakt voor natuurdoeltypen (Bal et al. 2007). Door de kaart met gemodelleerde kritische N-deposities te vergelijken met die van de (waarschijnlijk in de duinen onderschatte) N-depositie uit het OPS-model, kan een ruimtelijk beeld verkregen worden van de overschrijding (van Hinsberg et al. 2001). Er wordt gekeken naar zowel gevoelige als naar minder gevoelige natuurdoeltypen, maar ook hier speelt het probleem dat binnen een natuurdoeltype verschillende habitattypen kunnen worden geaggregeerd. De berekende overschrijdingskaarten zijn voor de jaren 1997 en 2002 in Figuur 5.1 weergegeven. In beide gevallen is uitgegaan van de natuurdoeltypen.



Figuur 5.1. Ruimtelijk beeld van de locaties waar in 1997 (links) en 2002 (rechts) de N-depositie te hoog is voor de plaatselijke geplande natuurdoeltypen. (van Hinsberg et al. 2001; Kros et al. 2008). Het rechter figuur geeft de overschrijdingen weer voor de natuurdoeltypen kaart op basis van de oude 1995-typologie. Overschrijdingen in mol N ha⁻¹ jaar⁻¹, waarbij 70 mol N overeenkomt met 1 kg N.

Ook al is de legenda niet helemaal hetzelfde, er is een duidelijke afname te zien in de overschrijding van de kritische N-depositie van 1997 naar 2002. Met name tussen Hoek van Holland en Bergen lijkt de situatie aanzienlijk verbeterd. In 1997 zijn er langs de Hollandse kust nog hoge overschrijdingen, maar in 2002 zouden er in de zeeduinen weinig overschrijdingen meer zijn, en in de achterduinen alleen nog matige. Verder is opvallend dat er volgens deze kaart in het kalkarme Wadden-district en in de Zeeuwse duinen ook in 1997 al relatief weinig overschrijding was van de kritische N-depositie. Het is echter de vraag in hoeverre dit beeld klopt, gezien de mogelijk sterk onderschatte ammoniakdepositie, de mogelijk te hoog ingeschatte kritische N-depositie en de aggregatie van gevoelige en minder gevoelige habitattypen. Het is mogelijk dat de N-depositie en overschrijding van de kritische waarden werkelijk is gedaald, maar gezien de bovengenoemde onzekerheden is niet precies bekend in welke mate.

Voor het jaar 2003 is ingeschat hoe groot het areaal is met overschrijding van de kritische N-depositie wanneer uitgegaan wordt van habitattypen (Figuur 5.2). Volgens deze berekeningen is de situatie in de duinen relatief goed (Schouwenberg 2007), zoals ook op basis van deze informatie is vermeld in de Natuurbalans van 2006. Volgens de modellen heeft nog 25% van het duingebied een te hoge N-depositie. In kalkarme duingraslanden heeft 40% van het areaal een overschrijding. Maar gezien de onzekerheid over de werkelijke N-depositie, de kritische depositie waarden, en de samenvoeging van gevoelige en minder gevoelige habitattypen is ook dit waarschijnlijk een onderschatting.



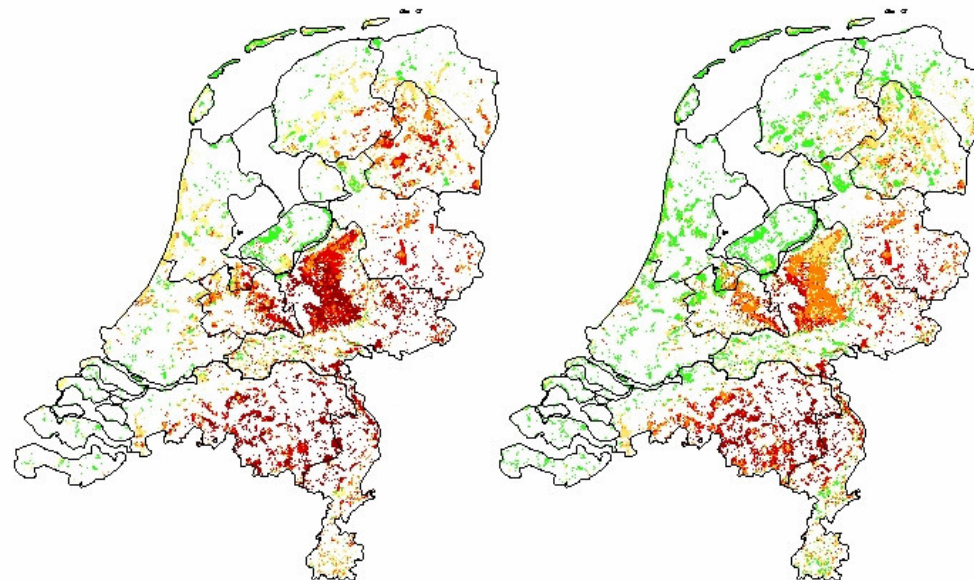
Figuur 5.2. Areaal en overschrijdingen van verschillende standplaatsen en ecosystemen (Schouwenberg 2007).

Het beeld zou er minder rooskleurig uitzien als werd uitgegaan van een doel, waarin het meest gevoelige type als norm wordt gesteld, zoals in de linkerkaart van Figuur 5.3. Hierbij zou de kritische waarde van het grasland dus ook gelden voor de oppervlakte van het duin met duindoornstruwelen. De rechterkaart is wederom gebaseerd op één type per locatie (hier 250x250 meter): hier geldt dan de dominante verschijningsvorm. De linkerkaart is echter gebaseerd op de beleidsdoelstelling dat binnen elk omgrensd beheersgebied het meest gevoelige natuurtype moet kunnen voorkomen, ongeacht zijn reële voorkomen. Provincies hebben de omvang van beheersgebieden overigens verschillend ingeschat, deze varieert landelijk tussen enkele tientallen vierkante meters tot vele vierkante kilometers. Duidelijk is dat het met deze methode duidelijk minder goed gaat met de duinen. Zo wordt aan de Hollandse kust, nog afgezien van de mogelijke onderschatting van de werkelijke N-depositie, vrijwel overal de kritische N-depositie voor duingraslanden overschreden. Duingrasland komt echter niet overal voor, hoewel veel verdwenen is mede als gevolg van hoge atmosferische depositie, bijvoorbeeld door verstruweling. Een ander punt is dat ook de werkelijke depositie ecosysteemafhankelijk is. In het Waddengebied lijkt de situatie iets beter, maar juist hier zijn de gemeten ammoniakconcentraties veel hoger dan de gemodelleerde, en is de werkelijke N-depositie waarschijnlijk sterker onderschat. Het is te verwachten dat ook in het Waddengebied de overschrijding van de kritische niveaus hoog is.

Knelpunten stikstofdepositie afhankelijk van schaalniveau natuurdoelstelling

Volgens Natuurdoelenkaart

Voor locatie



Overschrijding kritische stikstofdepositie N (mol/ha per jaar)



Figuur 5.3. Overschrijdingen van de kritische N-depositie onder natuurdoelstellingen die op verschillende schaalniveaus worden gedefinieerd (Lammers et al. 2005). Links de toepassing van de kritische depositie van het meest gevoelige natuurdoeltype, rechts de toepassing van gewogen kritische deposities van meerdere natuurdoeltypen.

6. Hoe groot is de erfenis?

6.1. Accumulatie van N in de bodem

Naast de genoemde onzekerheden over werkelijke N-depositie, kritische niveaus en samenvoeging van gevoelige en minder gevoelige habitattypen, heeft het duinecosysteem ook te maken met de erfenis uit het verleden. Zo is het belangrijk te weten wat er met de overmaat aan N is gebeurd na overschrijdingen in het verleden. Deze overmaat heeft zich decennia lang in de bodem en vegetatie opgeslagen. Een deel hiervan is waarschijnlijk uitgespoeld naar het grondwater (ten Harkel 1998), maar een ander deel is achtergebleven in vegetatie en bodem (Jones et al. 2008). Volgens ten Harkel (1998) beslaat de uitspoeling van nitraat en ammonium 33-60% van de N-depositie, maar omdat DON (dissolved organic nitrogen) niet is gemeten, is de totale uitspoeling mogelijk iets hoger. Deze waarden lijken in ieder geval vergelijkbaar met bossen, waar de uitspoeling ca 60% van de N-depositie bedroeg (Gundersen et al. 1998). Deze cijfers geven aan dat de opslag van N in de bodem waarschijnlijk aanzienlijk is geweest, en dat misschien wel 40% van de N-depositie in de bodem achter is gebleven. Dit komt overeen met Phoenix et al. (2003), die een aanzienlijk opslag van N in graslandbodems hebben gemeten, variërend van ca 27% van de N-depositie in zure tot 87% in kalkrijke bodem. Uitgaande van een N-depositie van 27-30 kg ha⁻¹ jaar⁻¹, zoals in de jaren negentig gemeten door Dopheide & Verstraten (1995), en opslag van 40% van de N-depositie is er in duinbodems in 20 jaar tijd mogelijk 22-24 g N m⁻² bijgekomen. Aangezien een duingrasland gemiddeld ongeveer 100 g N m⁻² bevat, is deze toename aanzienlijk. Jones et al. (2008) geven nog hogere waarden van 86 g m⁻² in 20 jaar, maar dit was het gevolg van zowel atmosferische N-depositie als successie.

Hoewel de geaccumuleerde N-depositie aanzienlijk kan zijn, is mogelijk niet alles een probleem. Een deel van de N blijft beschikbaar voor micro-organismen en vegetatie, maar een deel wordt waarschijnlijk uiteindelijk vastgelegd in stabiele organische stof in de bodem. Sjöberg & Persson (1998) lieten voor naaldbos zien dat N snel door de microbiële massa wordt opgenomen, maar na een maand of vijf vooral in stabiele organische stof in de bodem was opgenomen. Voor de duinen is dit echter nog niet bekend. Ook is niet bekend of er verschil is tussen kalkrijke en zure bodems. Er zijn aanwijzingen dat N-opslag in kalkrijke bodems sterker is dan in zure bodems (Phoenix et al. 2003). Ten Harkel liet echter hogere uitspoeling in kalkrijke dan gedeeltelijk ontkalkte duinbodems zien, mogelijk als gevolg van de hoge doorlatendheid van de bodem en mobiliteit van nitraat (Stuyfzand 1998). Voor het beheer is het echter wel van belang te weten in welke mate N beschikbaar is in de verschillende bodemtypen, en in welke mate opgenomen in stabiele organische stof.

6.2. Versnelde verzuring en successie

Naast de erfenis in de vorm van N-accumulatie heeft ook de versnelde verzuring van de bodem een rol gespeeld. Verzuring is in de duinen in principe een natuurlijk proces, maar deze is versterkt door de hoge atmosferische zuurdepositie. In de laatste decennia van de vorige eeuw was vooral depositie van S een probleem (van Jaarsveld et al. 2000), maar dat is nu vergeleken met de jaren tachtig met 80% afgenomen (de Vries, 2008). De hoge zuurlast van de afgelopen eeuw heeft in oppervlakkig ontkalkte bodems, waarin de pH gebufferd wordt door kationuitwisseling, vooral geleid tot een snellere verlaging van de pH. De kalkrijke duinen hebben echter vooral geleden onder een snellere verlaging van het kalkfront in de bodem.

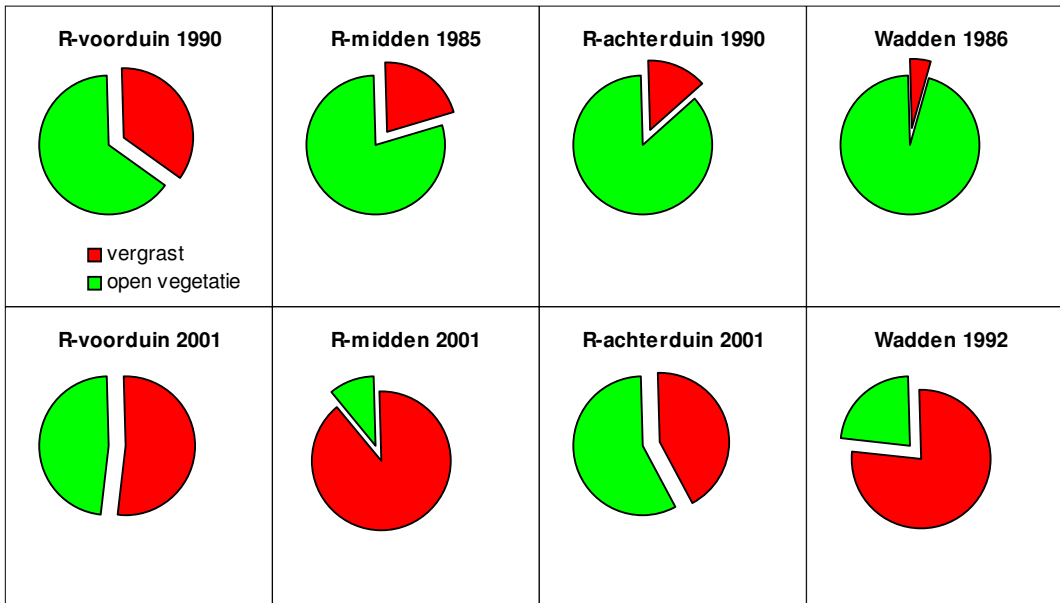
De schattingen van de zuurdepositie in de duinen lopen voor de jaren negentig uiteen van 1420-3800 mol ha⁻¹ jaar⁻¹, wat in principe een extra oplossing van calciumcarbonaat kan betekenen van 39-104 mg m⁻² dag⁻¹. Het is niet precies bekend hoeveel sneller dit is t.o.v. de natuurlijke situatie. Op basis van de ouderdom van bodems wordt de natuurlijke ontkalking in de kalkrijke duinen geschat tussen 6-9 cm per eeuw (Stuyfzand 1993). Verder zijn in de Amsterdamse Waterleidingduinen ontkalkingsnelheden gemeten van rond de 200 mg m⁻² dag⁻¹, afhankelijk van het vegetatietype (Stuyfzand 1998), maar dit was mede onder invloed van hoge zuurdepositie. In een bodem met 4% kalk kan een extra ontkalking van 39-104 mg m⁻² dag⁻¹ door de hoge zuurlast leiden tot een extra verlaging van het kalkfront van ca 4,3-11,4 mm in 20 jaar (Stuyfzand 1998). In een relatief kalkarme bodem, met 0.4% kalk, kan de extra verlaging van het kalkfront in 20 jaar oplopen van 43-114 mm. Deze getallen laten zien dat de extra ontkalking op zijn minst aanzienlijk is geweest, en mogelijk zelfs vergelijkbaar met de natuurlijke ontkalking.

De hoge zuurdepositie is niet alleen van belang voor de pH, maar ook voor de beschikbaarheid van P. In kalkrijke bodems is er niet alleen sprake van extra oplossing van calciumcarbonaat, maar ook van calciumfosfaat, met name nabij het kalkfront. In de kalkrijke duinen zit in iedere millimeter van de bodem ca 60 mg m⁻² aan P in de vorm van calciumfosfaat (Kooijman et al. 1998). Dit is genoeg voor een extra hoeveelheid bovengrondse biomassa van 60 g m⁻² (Kooijman & Besse 2002). Los van de vraag hoe groot de extra verzuring precies is geweest, leidt extra ontkalking dus tot een grote hoeveelheid P die beschikbaar komt voor de vegetatie. In combinatie met de hoge N-depositie heeft dit geleid tot hogere biomassa-productie. Daar blijft het niet bij, want deze hogere biomassa-productie heeft op zichzelf weer geleid tot sterkere verzuring, via verhoogde opname van kationen door de wortels in ruil voor zuur, en door een hogere afgifte van het verzurende CO₂ (Ulrich & Summer 1991). Volgens Stuyfzand (1998) werd de ontkalkingsnelheid van mos naar duingrasland en duindoorn-struweel ongeveer anderhalf keer zo groot. Dit wordt ondersteund door een proef op ondiep-ontkalkte bodems, waar jaarlijks maaien van vergraste vegetaties niet, maar zeven jaar niets doen wel leidde tot een daling van de pH van 6.8 naar 5.7 (Kooijman et al. 2005). Door deze extra verzuring wordt in kalkhoudende bodems de oplossing van calciumfosfaat steeds sterker, vooral nabij het kalkfront, en de vegetatie productiever dan ooit.

Zoals eerder aangegeven, is de precieze omvang van de versnelde ontkalking en successie moeilijk in te schatten. Als de natuurlijke ontkalking vergelijkbaar is met de extra ontkalking bij hoge zuurdepositie, en dit proces versterkt wordt door de hogere productiviteit van de vegetatie, dan is de successie in bodem en vegetatie misschien wel twee keer zo snel verlopen dan onder natuurlijke omstandigheden. Dit betekent niet alleen verhoging van de productiviteit en vergrassing, maar ook een versterkt verlies aan kalkminnende soorten. Daarnaast leidt hogere productiviteit van de vegetatie ook tot hogere strooiselininput, en een lagere pH tot geremde afbraak van organische stof. Beide factoren leiden tot meer organische stof in de bodem, verdere verzuring en mobilisatie van fosfaat.

7. Het effect van te hoge N-depositie hangt af van de bodem

De te hoge atmosferische N-depositie heeft in de afgelopen decennia sterk bijgedragen aan vergrassing, waarbij open, soortenrijke duingraslanden vervangen werden door dichte, soortenarme vegetatie van hoog gras (o.a. Veer 1998; Kooijman & Besse 2002). Het effect van de hoge N-depositie is versterkt door de afname van het natuurlijke herstelvermogen van het duin, als gevolg van verminderde verstuiwing en afname van de konijnenstand. Daarnaast is het effect van hoge N-depositie in sommige duingebieden versterkt door bodemprocessen, en in andere verzwakt (Figuur 7.1). Met name de beschikbaarheid van P en de regulatie van N-mineralisatie zijn belangrijk. Voor beide factoren zijn bodemchemische factoren als pH, kalk en ijzer van belang, maar voor een deel ook de hoeveelheid organische stof in de bodem.



Figuur 7.1. Verschuiving van het aandeel lage, open en vergraste vegetatie in duingrasland in vier verschillende duinzones, zonder beheer. R-voorduinen = Renodunaal district, kalkrijke voorduinen; R-midden = Renodunaal district, ondiep ontkalkte middenduinen; R-achterduinen = Renodunaal district, diep ontkalkte achterduinen; Wadden = Wadden district, ontkalkte, ijzerarme bodems. Gegevens uit het Renodunaal district zijn gebaseerd op luchtfoto-interpretaties (Mark van Til, ongepubliceerde resultaten). Gegevens uit het Wadden district zijn gebaseerd op vegetatiekarteringen (Kooijman & de Haan 1995).

7.1. Verschil in bodemchemie tussen Renodunaal en Wadden district

De Nederlandse kustduinen verschillen lokaal sterk in bodemchemische samenstelling (Eisma 1968). Het Renodunaal district van West-Nederland bevat zand uit relatief jonge delen van centraal-Europa, en is van origine relatief rijk aan kalk, ijzer en aluminium. Het kalkgehalte kan oplopen tot 8-10%.

Binnen het Renodunaal district is een zonering in het duingebied aanwezig. Nabij de kust zijn de duinen over het algemeen relatief jong, en is de bodem tot bovenin het profiel kalkhoudend. In het oudere middenduin is de bovengrond tot ca 25 cm ontkalkt en verzuurd, maar is de bodem daaronder nog kalkhoudend. In de nog oudere achterduinen is de bodem meestal tot enkele meters diep ontkalkt. Het kalkgehalte en de pH nemen dus duidelijk af gaande van de jongere zeeduinen naar de oudere achterduinen. Dit geldt echter niet voor de hoeveelheid reactief ijzer (en aluminium). Deze neemt juist toe in de oudere duinen, doordat ijzerhoudende mineralen juist in zure bodems beter oplossen. Hierbij is van belang dat ijzer in jonge duinbodems van origine vooral in minerale vorm voorkomt, bijvoorbeeld als ijzerhydroxide. In oudere bodems met hoge organische stofgehalten kan echter een flink deel van het minerale ijzer omgezet zijn naar organische Fe-organische stof complexen (Kooijman et al. 2007), wat leidt tot een verschuiving van de binding, en dus beschikbaarheid van P (zie hieronder).

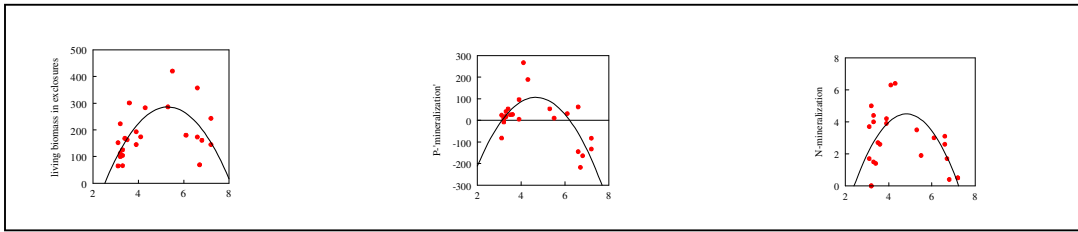
Het Waddendistrict van Noord-Nederland wordt juist gekenmerkt door witter kalk- en mineraalarm zand (Eisma 1968). Het zand is afkomstig uit relatief oude, doorverweerde delen van het Noordoost-Europese Baltische schild. Omdat het zand veelal minder dan 1% kalk bevat, is er vaak ook nauwelijks een zonering in de duinen aanwezig. Alleen hele jonge, actieve delen van het duingebied hebben een hogere pH, maar over het algemeen zijn de bodems ontkalkt en verzuurd. IJzer (en aluminium) komt vrijwel niet voor, en dan alleen in de vorm van complexen met organische stof.

7.2. Beschikbaarheid van P

De verschillen in bodemchemie tussen Renodunaal en Wadden district zijn van betekenis voor de regulatie van de P-beschikbaarheid. De beschikbaarheid van P is vooral afhankelijk van de pH in de bodem, in combinatie met de hoeveelheid kalk dan wel ijzer (en aluminium). Als er veel kalk of ijzer is, kan er P-fixatie optreden door chemische vastlegging van P in de bodem.

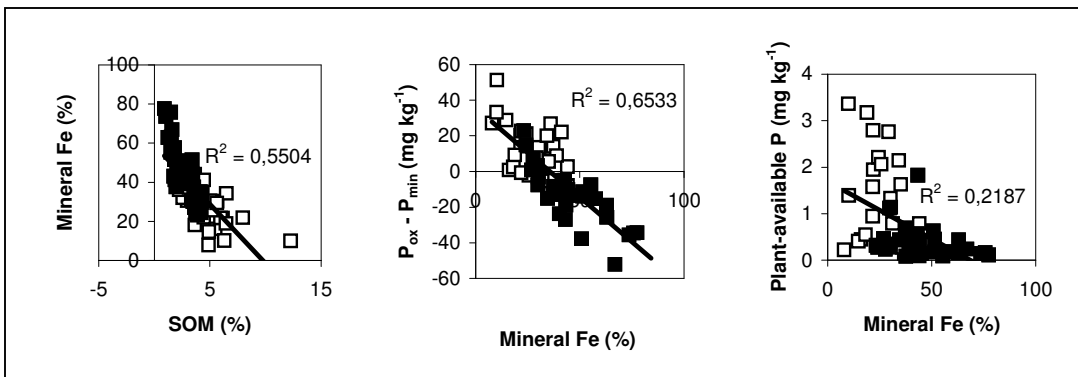
Bij hoge pH en aanwezigheid van kalk, zoals in de kalkhoudende zeeduinen van het Renodunaal district, zal P voor een groot deel worden vastgelegd als calciumfosfaat (Kooijman et al. 1998; Kooijman & Besse 2002). Dit is bij hoge pH niet beschikbaar voor de vegetatie. Er zijn mogelijk wel soorten die met weinig P toekunnen. In kalkrijke bodems in Zuid-Limburg bleek de vergrasser *Brachypodium pinnatum* (Gevinde kortsteel) een zeer efficiënte P-gebruiker, waardoor deze soort beter van de hoge N-depositie kon profiteren dan allerlei kruiden (Bobbink 1989). Het is echter niet bekend of vergrassers in de kalkrijke duinen als *Elymus athericus* (Strandkweek) en *Calamagrostis epigejos* (Duinriet) ook zulke efficiënte P-gebruikers zijn. Hoe dan ook is vergrassing in kalkrijke duinen, met pH-waardes boven de 6, een minder groot probleem dan in de meeste andere duingebieden (Figuur 7.2), wat voor een deel samenhangt met de lage P-beschikbaarheid.

In de middenduinen, waar de kalk in de bovengrond is opgelost en de pH rond de 5 is komen te liggen, is calciumfosfaat goed oplosbaar, terwijl fosfaten bij deze pH nog maar nauwelijks aan ijzer (en aluminium) hechten. Dit brengt een grote verhoging van de P-beschikbaarheid met zich mee, en een forse verhoging van de biomassa-productie in dit deel van het duin (Figuur 7.2). Het veelvuldig voorkomen van verruigde vegetaties in de middenduinen kan waarschijnlijk worden verklaard door de hoge P-beschikbaarheid.



Figuur 7.2. Maximale levende bovengrondse biomassa (in exclosures) en P en N-mineralisatie in het groeiseizoen over een pH-gradient in de Amsterdamse Waterleidingduinen. Waarden voor biomassa en N-mineralisatie zijn in g m^{-2} , en voor P-mineralisatie in mg m^{-2} . De gegevens zijn gebaseerd op Kooijman & Besse (2002).

In de achterduinen, waar de bodem diep ontkalkt en zuur is, zorgt oplossing van verweerbare mineralen voor hoge gehalten aan reactief ijzer (en aluminium). Dit ijzer gaat een binding aan met fosfaat, waarbij P chemisch wordt vastgelegd in de vorm van ijzerfosfaat, en vrijwel niet beschikbaar is voor de vegetatie. Als er echter veel organische stof in de bodem is, werkt dit P-fixatie mechanisme minder goed (Kooijman et al. 2007; Kooijman et al. 2009). Het vrijgekomen ijzer gaat dan eerst een verbinding aan met organische stof (Figuur 7.3). Daardoor blijft er minder bindingsruimte over voor P. Fosfaat wordt uiteindelijk wel gebonden, maar veel minder sterk waardoor het gemakkelijk weer beschikbaar kan komen voor de vegetatie. De grootste veranderingen in organische stof en omzetting van mineraal naar organisch ijzer zijn waarschijnlijk ver voor de afgelopen decennia ontstaan. De zwaar-vergraste voormalige, door jong stuifzand overstoven strandvlakte is tot 1925 onder invloed van grondwater geweest (van Til & Mourik 1999), waardoor organische stofaccumulatie mogelijk hoger was, en ijzertransformaties vaker optraden door afwisseling van natte en droge condities. Maar ook in de hoger gelegen Kopjesduinen neemt mineraal ijzer af bij toenemend organisch stofgehalte, en de P-beschikbaarheid toe. Dit betekent dat het ook een actueel proces kan zijn.



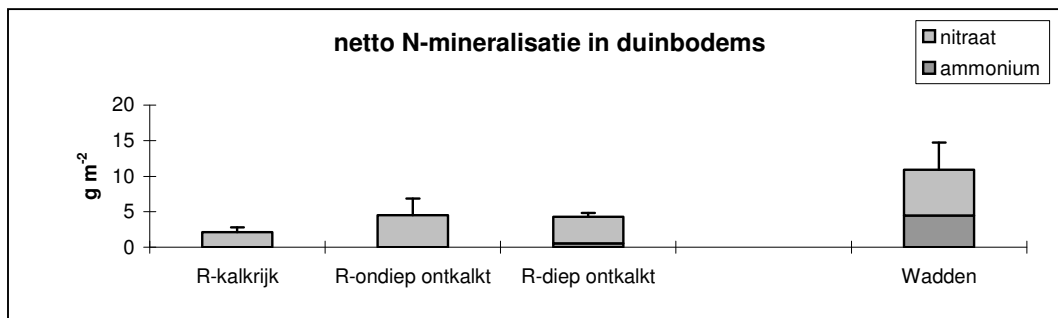
Figuur 7.3. Veranderingen in organische stof en vormen van ijzer en P in de minerale bodem van licht (■) en zwaar (□) vergraste gebieden in de ijzerrijke binnenduinrand van de Amsterdamse Waterleidingduinen. SOM = organische stofgehalte van de bodem. Mineral Fe = Fe in ijzeroxiden en ijzerfosfaat. P_{\min} = P in ijzerfosfaat en gebonden aan ijzeroxiden. P_{ox} = P gebonden aan ijzeroxiden en aan Fe-organische stof complexen. Gegevens zijn gebaseerd op Kooijman et al. (2007).

In het Waddendistrict is er veel minder kalk en ijzer in de bodem aanwezig, en speelt P-fixatie in de vorm van calcium of ijzerfosfaat vrijwel geen rol. De P-beschikbaarheid is hierdoor vrijwel altijd relatief hoog, hoewel de uiteindelijke voorraad P in de bodem veel lager kan zijn dan in het Renodunaal district (Kooijman et al. 1998). Als gevolg van de hoge P-beschikbaarheid is de vegetatie in het Wadden district N-gelimiteerd en heeft atmosferische N-depositie een duidelijke, stimulerende rol gehad in de vergrassing.

7.3. Beschikbaarheid van N

Het effect van hoge N-depositie in duingraslanden kan versterkt of verzwakt worden door andere factoren als de beschikbaarheid van P en de pH in de bodem. Stikstof komt vrij bij de afbraak van organische stof. Over het algemeen is het zo dat hoe hoger de biomassa is, hoe meer strooisel er geproduceerd wordt, en hoe hoger de netto N-mineralisatie in de bodem zal zijn.

Als de P-beschikbaarheid echter een beperkende factor is, zoals in de kalkrijke voorduinen en de ijzerrijke achterduinen van het Renodunaal district, wordt de groei van de vegetatie geremd (Kooijman & Besse 2002). Zowel N als P zijn immers essentiële voedingsstoffen, die in een bepaalde verhouding opgenomen moeten worden (Koerselman & Meuleman 1996). Als er een tekort van de één is (P), leidt een hogere beschikbaarheid van de ander (N) niet tot hogere groeisnelheid. Door geremde plantengroei bij P-limitatie zullen ook de strooiselproductie en netto N-mineralisatie relatief laag zijn, zelfs bij hoge atmosferische N-depositie. Als P echter geen beperkende factor is, wordt de plantengroei wel degelijk gestimuleerd door hoge N-depositie en zal de netto N-mineralisatie toenemen. Dit is bijvoorbeeld het geval in de middenduinen van het Renodunaal district, waar alle calciumfosfaat is opgelost, maar ook in de kalk- en ijzerarme bodems van het Wadden district.



Figuur 7.4. Netto N-mineralisatie in het veld gedurende het groeiseizoen in vergraste vegetatie van verschillende duinzones. R = Renodunaal district. Gegevens gebaseerd op Kooijman & Besse (2002).

Ook de pH van de bodem is van direct belang voor de N-beschikbaarheid voor de vegetatie. Stikstof komt vrij bij de afbraak van organische stof, en in kalkrijke bodems met hoge pH is de afbraaksnelheid hoger dan in zure bodems. Ook de hoeveelheid N die in zijn totaliteit (bruto) vrijkomt, is hoger in kalkrijke dan in zure bodems. Volgens het klassieke beeld zou 'dus' ook de netto beschikbaarheid van N voor de vegetatie in kalkrijke bodems hoger zijn dan in zure bodems, maar dat (b)lijkt niet het geval te zijn (Kooijman & Besse 2002, Kooijman et al. 2008). Het lijkt tegenstrijdig, maar het is eerder het omgekeerde. In zure duinbodems was de netto N-mineralisatie een heel stuk hoger dan in kalkrijke bodems, met name in het Wadden district. Voor bosbodems is uitgezocht dat verschillen in micro-organismen een belangrijke rol spelen (Kooijman et al. 2008). In kalkrijke bodems zitten vooral bacteriën, die weliswaar een hogere activiteit hebben dan de schimmels uit de zure bodems, maar zelf ook veel meer N nodig hebben. Misschien is dit omdat ze elke keer een compleet nieuwe cel moeten maken. Het kan dus zijn dat er in kalkrijke bodems bruto meer N wordt vrijgemaakt, maar dat daarvan een groot deel wordt vastgelegd in micro-organismen en vervolgens in organische stof in de bodem, waardoor er netto minder voor de vegetatie overblijft. Dit is voor duinbodems nog niet goed onderzocht, maar het zou ook een verklaring kunnen zijn voor de lage netto N-mineralisatie in kalkrijke duinbodems (Figuur 7.4), en tevens voor de lagere snelheid van vergrassing.

Omgekeerd is in zure bodems de hoeveelheid N die bruto vrijkomt gering, maar de microbiële N-behoefte is dat ook, omdat schimmels zelf niet zoveel N nodig hebben. Er blijft dus relatief veel N voor de vegetatie over. Er blijft zelfs zoveel over, dat een relatief kleine verhoging in strooiselininput resulteert in een grote toename van de N-beschikbaarheid voor de vegetatie. Ook wordt de atmosferische N-depositie op deze manier extra efficiënt door de vegetatie benut. Dit zelfversterkende proces van meer strooisel, meer nutriënten, een hogere groeisnelheid en nog weer meer strooisel, heeft een grote rol gespeeld bij de sterke vergrassing in de zure bodems van het Wadden district. In de zure bodems van het Renodunaal district is dit mechanisme waarschijnlijk minder belangrijk geweest, omdat daar de groeisnelheid voor een deel door P-limitatie wordt beperkt.

7.4. Ammonium of nitraat?

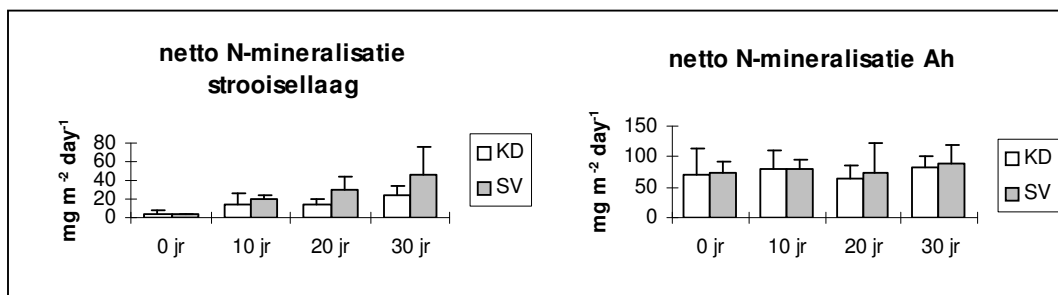
Behalve de hoeveelheid, is ook de vorm waarin N beschikbaar is van belang. Plantensoorten van basenrijke bodem hebben over het algemeen een voorkeur voor nitraat, en die van zure bodem voor ammonium (Falkengren-Grerup 1995, Dijk & Eck 2006). Nitraat kan verder de kieming van plantensoorten bevorderen (VandeLook et al. 2008), terwijl ammonium in hoge concentraties toxisch kan zijn (van den Berg et al. 2005b). Mogelijk is nitraat echter niet alleen goed voor de duinvegetatie. Vergrassers als *Ammophila arenaria* en *Carex arenaria* komen zowel bij hoge als bij lage pH voor, en zijn mogelijk nitraatpreferente soorten. Ook vergrassers uit het binnenland, als *Deschampsia flexuosa* (Bochtige smele), die niet eens bij hoge pH voorkomen, prefereren nitraat boven ammonium (Nordin 2006).

Wat betreft de depositie van ammonium zijn er een aantal onzekerheden, maar deze kan toch meer dan 50% bedragen (ten Harkel 1998). Nitrificatie is over het algemeen hoger in kalkrijke dan in zure duinen (Kowalchuk et al. 1997, Kooijman & Besse 2002). In theorie zou nitrificatie in zure bodems zeer laag moeten zijn (Prosser 1989). Door de hoge N-depositie wordt er tijdens het mineralisatieproces echter zoveel ammonium geproduceerd dat ook de zwakker concurrerende nitrificeerders aan bod komen. In ontkalkte duinbodems kan nitrificatie dan ook oplopen tot 38-61% (Kowalchuk et al. 1997) en 50-90% (Figuur 7.4). Het is dus mogelijk dat vergrassers als *Ammophila arenaria* en *Carex arenaria* extra worden geholpen door hoge N-depositie, door de hogere N-input zelf, en door de hogere nitrificatie als gevolg van de overmaat aan N in de bodem.

7.5. Sleutelrol voor organische stof?

Vanuit de gedachte dat veel organische stof een ophoping van nutriënten en veruiging betekent, is het lokale beheer van duingraslanden regelmatig gericht op vermindering van de hoeveelheid organische stof in de bodem. Er zijn echter diverse voor het beheer relevante vragen, waar nog geen antwoord op is. Omdat verwijdering van organische stof over het algemeen een kostbare maatregel is, is het belangrijk om te weten wanneer dit wel, en wanneer dit niet nodig is.

In de loop van de successie nemen bodemvorming en ophoping van organische stof in de bodem inderdaad toe (Oloff et al. 1993). In vers, kaal zand zit vrijwel geen organische stof, maar dit kan oplopen tot 4-5 % in duingrasland en nog veel hogere waarden in natte duinvalleien, waar zelfs veenvorming op kan treden. In de loop van de successie neemt ook de beschikbaarheid van N toe, omdat de afbraak van organische stof en de N-kringloop op gang komt (Gerlach et al. 1994; Kowalchuk et al. 1997). De vraag is echter of, als deze kringloop eenmaal op gang gekomen is, een verdere toename van de hoeveelheid organische stof werkelijk een probleem is. In de zure bodems van de Renodunale achterduinen bleek meer of minder organische stof in de bodem geen effect op N-mineralisatie te hebben (Figuur 7.5). In de bodems met de meeste organische stof bleek de microbiële activiteit zelfs erg laag te zijn, wat werd gecompenseerd door de hogere microbiële massa. Mogelijk is het organische stof in deze bodems relatief oud en sterk gemineraliseerd, en minder reactief dan bijvoorbeeld de relatief verse organische stof in het strooisel. In dat geval zal N-mineralisatie meer op variatie in strooiselininput reageren dan op variatie in organische stof in de bodem. Dit wordt ondersteund door de toename van N-mineralisatie in de strooisellaag van oudere vergrassingsstadia. Of N-mineralisatie in kalkrijke bodems, na een bepaalde initiële toename (Gerlach et al. 1994; Kowalchuk et al. 1997) ook ongevoelig is voor de hoeveelheid organische stof in de bodem is echter niet bekend.



Figuur 7.5. Netto N-mineralisatie in de strooisellaag en minerale bodem in een serie van niet tot langdurig vergraste vegetaties in licht (KD) en zwaar (SV) vergraste gebieden in de ijzerrijke binnenduinrand van de Amsterdamse Waterleidingduinen. Gegevens zijn gebaseerd op Kooijman et al. (2007).

8. Is herstelbeheer nog wel nodig?

Gezien het bovenstaande is het duidelijk dat beheer in de duinen nog steeds noodzakelijk is. Op de eerste plaats is er in minstens 25% van de duinen een overschrijding van de kritische depositie. Knelpunten in open duinvegetaties zijn groter (40%). Waarschijnlijk is dit een onderschatting omdat gemodelleerde en gemeten deposities mogelijk te laag zijn en kritische deposities die gebruikt zijn voor die berekening te hoog. Met recentere inzichten zou het percentage overschrijding van de kritische depositie hoger liggen. Maar zelfs al zou dit kloppen dat is evident dat het duin is vergrast en verstruikt. Er is dus stikstof in de bodem en vegetatie. Met alleen verlaging van de stikstofdepositie kom je er niet, er moet immers stikstof uit het systeem gehaald worden. De hogere atmosferische depositie van zuur en N in de afgelopen decennia resulteerde in hogere overschrijdingen en heeft geleid tot een aantal (soms irreversibele) veranderingen in de bodem, zoals versnelde ontkalking, verzuring, oplossing van calciumfosfaat, accumulatie van organische stof en mogelijk een omzetting van ijzerfosfaat naar P gebonden aan Fe-organische stof complexen. Deze veranderingen zijn niet meteen verdwenen als de atmosferische depositie afneemt. Daarnaast heeft zich in de bodem een voorraad N opgehoopt, waarvan het nog maar de vraag is of dit wel of niet een probleem is.

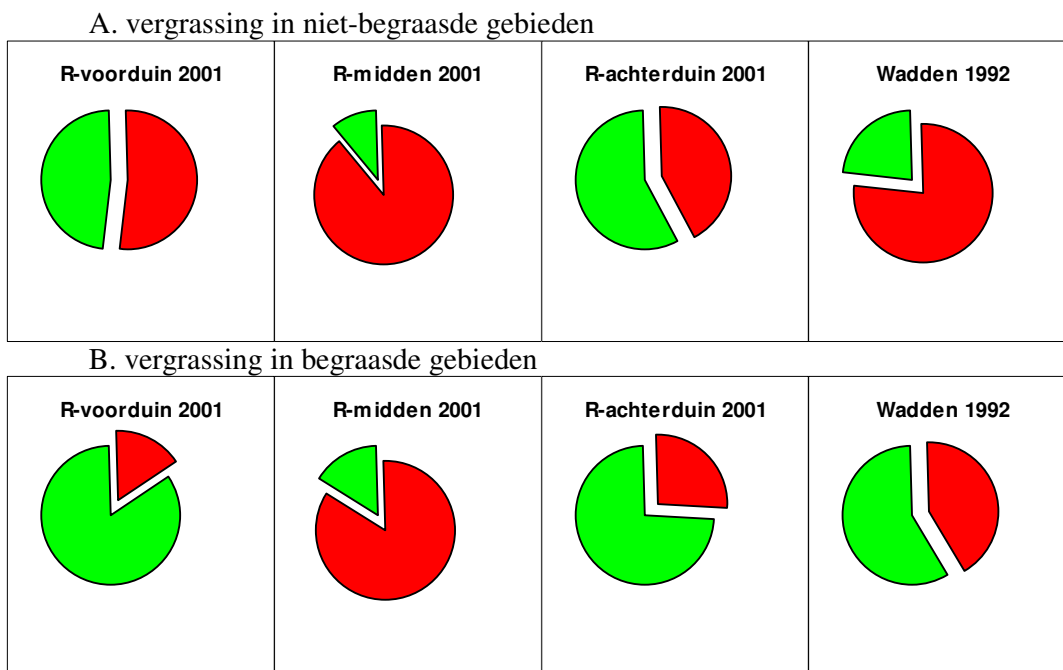
8.1. Herstelbeheer in kalkhoudende duinen

In (nog steeds) kalkrijke bodems dicht langs de kust valt de schade nog mee, daar is de overschrijding van kritische depositie het laagst. Het verlies aan kalk is relatief gemakkelijk te herstellen met wat hogere verstuiwingsdynamiek (Arens et al. 2007). De beschikbaarheid van P is nog steeds laag door de onoplosbaarheid van calciumfosfaat bij hoge pH. De N-beschikbaarheid wordt mogelijk laag gehouden door hoge microbiële N-behoefte, en incorporatie van N in stabiel organisch stof, maar dit moet verder worden uitgezocht. Zolang lichte verstuiwing voor handhaving van kalkrijke condities zorgt, is zelfs accumulatie van organische stof misschien niet zo'n probleem, maar ook dit moet nader worden onderzocht. De biomassa-productie lijkt in kalkrijke duinen hoe dan ook niet erg hoog, en vergrassing is waarschijnlijk met lichte begrazing onder controle te houden (Figuur 8.1). Nu de konijnenstand lokaal weer toeneemt, is begrazing door vee mogelijk zelfs op termijn niet meer nodig. Naast de begrazing dragen de konijnen ook in belangrijke mate bij aan het aan de oppervlakte brengen van kalkrijk zand.

De ondiep-ontkalkte bodems van de middenduinen in het Renodunaal district hebben waarschijnlijk zeer te lijden gehad onder de hoge atmosferische depositie van zuur en stikstof. Deze bodems zijn relatief sterk ontkalkt, de bovengrond is sterker verzuurd, calciumfosfaten zijn opgelost en N heeft zich opgehoopt. Ook heeft zich mogelijk een verschuiving in micro-organismen voorgedaan in de richting van minder actieve groepen met lagere N-behoefte en hogere efficiëntie van N-mineralisatie, maar dat moet nader worden onderzocht. De productiviteit van de vegetatie is zo hoog geworden, dat vergrassing met begrazing maar ten dele onder controle te houden is (Figuur 8.1). Ook de opslag van Vogelkers (*Prunus serotina*) is een probleem. Het middenduin is de zone waar deze zich het meest als probleemsoort manifesteert. Intensieve begrazing is noodzakelijk als een vorm van onderhoudsbeheer. Plaggen of het stimuleren van verstuiwing zijn misschien een optie om het kalkgehalte weer omhoog, en de nutriëntbeschikbaarheid omlaag te krijgen, maar lastig gezien de hoge productiviteit.

8.2. Herstelbeheer in kalkarme, ijzerrijke duinen

In de diep-ontkalkte, ijzerrijke achterduinen van het Renodunaal district kan verzuring een probleem zijn geweest, omdat de bodems zwak gebufferd zijn, maar waarschijnlijk was een groot gedeelte al verzuurd. Wat betreft N-depositie hangen de gevolgen af van het organische stofgehalte van de bodem, en de beschikbaarheid van P. De benutting van N-depositie via N-mineralisatie lijkt in de zure bodems op zichzelf redelijk hoog, mogelijk als gevolg van efficiënte micro-organismen met een lage N-behoefte, maar dit moet nader worden onderzocht. Maar het effect van hoge N-depositie kan in relatief jonge, opgestoven duinbodems met lage organische stofgehalten worden verminderd door een lage P-beschikbaarheid. IJzer is nog grotendeels in minerale vorm aanwezig, en P ligt vermoedelijk voor een flink deel opgeslagen in ijzerfosfaat. Vergrassing treedt wel op, maar waarschijnlijk vooral omdat begrazing door konijnen afnam als gevolg van ziektes, en vervolgens door het zichzelf versterkende proces van hogere mineralisatie in de strooisellaag. Vergrassing is echter relatief goed te bestrijden met begrazing (Figuur 8.1). Toename van het organische stofgehalte is verder te bestrijden met verstuing, wat ook zorgt voor verhoging van de buffercapaciteit en toename van soorten van zwak-gebufferde bodem.



Figuur 8.1. Verschuiving van het aandeel van lage, open en vergraste vegetatie in duingrasland in vier verschillende duinzones in niet-begraasde en begraasde gebieden. R-voorduin = Renodunaal district, kalkrijke voorduin; R-achterduin = Renodunaal district, diep ontkalkte achterduinen; R-midden = Renodunaal district, ondiep ontkalkte middenduinen; Wadden = Wadden district, ontkalkte, ijzerarme bodems. Gegevens uit het Renodunaal district zijn gebaseerd op luchtfoto-interpretaties (Mark van Til, ongepubliceerde resultaten). Gegevens uit het Wadden district zijn gebaseerd op vegetatiekarteringen (Kooijman & de Haan 1995).

Bij organische stofgehalten boven de 3% is echter een steeds groter deel van het ijzer geïncorporeerd in Fe-organische stof complexen, wat zorgt voor een veel lossere binding met P, en een hogere P-beschikbaarheid voor de vegetatie. In deze gebieden is vergrassing als gevolg van hoge N-depositie een groot probleem. De organische stofvoorraad is ook zo groot dat beheersmaatregelen als plaggen en het stimuleren van verstuing niet eenvoudig uitvoerbaar zijn. Het is ook de vraag of, gezien de relatief efficiënte benutting van N, het verlagen van de N-depositie werkelijk zal helpen.

Als de opslag van de exoot Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*) niet zo'n probleem was, zou het voor deze gebieden misschien goed zijn een successie in de richting van struweel en bos te stimuleren. Dat is nu echter niet wenselijk, omdat andere houtige gewassen als Meidoorn (*Crataegus monogyna*) nauwelijks een kans krijgen. De beste oplossing lijkt op dit moment zware begrazing, die zowel het gras als de Amerikaanse vogelkers min of meer onder controle houden.

8.3. Herstelbeheer in kalkarme, ijzerarme duinen

De kalk- en ijzerarme duinen van het Waddendistrict zijn in de afgelopen decennia sterk achteruitgegaan. Naast veranderingen in duinbeheer en de achteruitgang van de konijnenstand heeft de atmosferische depositie van zowel zuur als N hieraan flink bijgedragen. De buffercapaciteit van de bodem is gering, en de ontkalkingsnelheid is waarschijnlijk fors verhoogd. Zwak-gebufferde bodems zijn vrijwel geheel verdwenen, maar kunnen door verstuiving wel weer worden gecreëerd. De beschikbaarheid van P wordt niet geremd door kalk, noch door ijzer. De kleine hoeveelheid ijzer die er is, is vrijwel volledig geïncorporeerd in Fe-organische stof complexen. Hoewel er ook relatief weinig P is, omdat het zand van origine kalkarm is, is fosfaat wel reversibel gebonden en relatief goed beschikbaar. N is een beperkende factor voor de vegetatie, meer dan in andere duingebieden, en de hoge N-depositie wordt zeer efficiënt benut. Of micro-organismen ook daadwerkelijk een lage N-behoefte hebben moet nog worden gemeten, maar een relatief kleine verhoging van de strooiselininput zorgt voor een relatief sterke verhoging van de netto N-mineralisatie. Het enige voordeel hiervan is dat een relatief kleine verlaging van de strooiselininput door begrazing leidt tot een relatief sterke daling van de biomassa-productie. Vergrassing is dus tot op zekere hoogte terug te dringen, maar hier is zeker wel beheer voor nodig.

9. Conclusies en aanbevelingen

De voor u liggende studie behandelt de stand van zaken wat betreft de atmosferische stikstofdepositie in het Nederlandse duingebied, en de mogelijke erfenis van de hoge N-belasting in het verleden. De aanleiding hiervoor was het relatief gunstige beeld dat voor de overschrijding van de kritische stikstofdepositie in de duinen geschetst werd, o.a. in de Natuurbalans van 2006. Volgens de Natuurbalans zou de huidige depositie in slechts 25% van het beschermde duingebied en 40% van de duingraslanden hoger zijn dan de kritische depositie. Er zijn echter redenen om aan te nemen dat dit een onderschatting kan zijn, vooral wat betreft prioritaire habitattypen als Grijze duinen (H2130). Duidelijk is ook dat depositie in het verleden de natuur in de duinen negatief heeft beïnvloed.

9.1. Conclusies

1. De werkelijke N-depositie in de duinen is op dit moment niet goed bekend. Het is mogelijk dat deze beduidend hoger is dan de gangbare schattingen uit het OPS-model. IJking van modelresultaten vindt plaats met luchtconcentratie metingen, omdat depositie metingen zeer kostbaar en tijdrovend zijn. De ijking vindt plaats aan de hand van acht meetpunten binnen het Landelijk Meetnet Luchtverontreiniging (LML), waarvan er één in de duinen ligt nabij de Zilk. Sinds 2005 worden NH_x -concentraties in natuurgebieden gemeten binnen het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN), waarvan 27 meetpunten in de duinen liggen, in zeven transecten van zee naar binnenland in het Waddengebied en langs de Hollandse kust. Zowel model als meting laat zien dat de duinen in het minst door ammoniak belaste deel van Nederland liggen. De gemeten ammoniak-concentraties in de duinen, met uitzondering van de omgeving rond De Zilk, zijn vrijwel overal beduidend hoger dan de modelwaarden. Langs de Hollandse kust zijn de gemeten waarden gemiddeld twee keer zo hoog als de modelwaarden en in het Waddengebied zelfs vier keer. Deze metingen roepen de vraag op of de gemodelleerde N-depositie wel correct is, aangezien de totale N-depositie voor het grootste deel uit ammoniak bestaat. Mogelijk is het OPS-model nu niet in staat om het verspreidingsgedrag van ammoniak in de specifieke overgang van zee naar het hoger gelegen duingebied goed te beschrijven. Het is echter ook niet uit te sluiten dat de metingen een overschatting geven en niet alleen ammoniak meten maar ook 'een' andere stof uit zee. Daarnaast is het denkbaar dat het model de concentratie te laag in schat doordat er ammoniakvervluchtiging optreedt vanuit zee, met name in de stikstofrijke kuststrook. Het is gewenst dat er meer duidelijkheid komt over de werkelijke N-depositie, waarvoor nader onderzoek noodzakelijk is.
2. De kritische N-depositie, op basis waarvan een eventuele overschrijding berekend wordt, is in de Natuurbalans 2006 voor habitattypen als Grijze duinen (H2130) aan de hoge kant in vergelijking met recentere informatie. De in 2006 berekende geringe overschrijding is dus waarschijnlijk een onderschatting, geflatteerd door een vermoedelijk te laag geschatte N-depositie, maar ook door een mogelijk te hoge kritische depositie. In 2008 is de kritische depositie bijgesteld tot 17,4, 13,1 en 10,8 $\text{kg ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$ voor respectievelijk kalkrijke, kalkarme en heischrale duingraslanden, wat binnen de internationaal erkende empirisch bepaalde range valt van 10 tot 20 $\text{kg N ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$. Er zijn echter aanwijzingen dat de ondergrens van de kritische N-depositie voor duingraslanden misschien nog lager zou moeten liggen. De toekomst zal uitwijzen of de internationale wetenschappelijke gremia op basis van deze recente informatie de range van kritische waarden zullen bijstellen.

3. Om uitspraken te kunnen doen over de omvang van gebieden met een bepaalde overschrijding, wordt een kaart van kritische waarden vergeleken met een depositiekaart. Om dit goed te doen, zou dit op het niveau van habitattypen moeten plaatsvinden, waarbij ecosysteem-afhankelijke kritische niveaus worden vergeleken met ecosysteem-afhankelijke depositiewaarden. Een kritische N-depositie van een duingrasland mag bijvoorbeeld niet vergeleken worden met de hoeveelheid stikstof die op het duinbos terecht komt, omdat bossen meer depositie invangen dan graslanden. Er is echter (nog) geen gebiedsdekkende kaart voor de habitattypen. In de Natuurbalans 2006 is getracht de werkelijke en kritische deposities goed te koppelen door gebruik te maken van een ecotopenkaart, waarmee het voorkomen van habitattypen is ingeschat. Op basis van de ecotopenkaart is verondersteld dat de duinen bestaan uit zeer gevoelige open duinen, minder gevoelige open duinhabitats en bossen. Het voordeel is dat zo voor de duinen een totaaloverzicht wordt verkregen. Het nadeel is dat een bepaald ecotoop zowel gevoelige als minder gevoelige habitattypen kan bevatten, zoals duingraslanden en duindoornstruwelen, waardoor gevoelige typen onderbelicht worden. Bij berekening van de overschrijding kan ook gekozen worden om alleen te focussen op de meest gevoelige delen van het duingebied, mits gecorrigeerd voor ecosysteem-variatie in depositie. Hiermee zal veelal een minder positief beeld worden geschetst.
4. Elk ecosysteem, ook de duinen, reageert niet alleen op de huidige N-depositie, maar heeft ook te maken met de erfenis uit het verleden. Overschrijdingen van kritische deposities brengen alleen maar in beeld of de depositie op dat moment bij langdurige blootstelling kan gaan leiden tot veranderingen in het ecosysteem. De overschrijding geeft dus informatie over risico's door de huidige depositie en de mogelijke noodzaak voor maatregelen om deze te beperken. Het ontbreken van een overschrijding op dit moment sluit echter niet uit dat te hoge depositie in het verleden al heeft geleid tot knelpunten in bodem en vegetatie. In de afgelopen decennia is waarschijnlijk minimaal 40% van de historische N-depositie geaccumuleerd in de bodem, hoewel niet bekend is in hoeverre dit nog voor de vegetatie opneembaar is, en in hoeverre het is ingebouwd in stabiele organische stof. Daarnaast heeft atmosferische depositie, in de vorm van met name zwavel maar ook door stikstofverbindingen, geleid tot versnelde verzuring en ontkalking. Deze verzurende effecten worden niet meegenomen bij de bepaling van de kritische stikstofdepositie, maar wel bij de bepaling van de kritische zuurdepositie. Voor een bodem met 4% kalk wordt de *extra* verlaging van het kalkfront in 20 jaar geschat op 4.3-11.4 mm. Dat lijkt misschien wel mee te vallen, maar in werkelijkheid is dit een groot probleem, omdat iedere mm van de bodem in de kalkrijke duinen gemiddeld 60 mg m⁻² P in de vorm van calciumfosfaat bevat. Calciumfosfaat lost namelijk ook op bij verzuring, en zorgt in gedeeltelijk ontkalkte bodems voor een forse verhoging van de P-beschikbaarheid. Atmosferische depositie in het verleden heeft zo dus in kalkhoudende bodems, behalve voor versnelde verzuring en successie, ook gezorgd voor verhoogde beschikbaarheid van N en P, gevolgd door verhoogde biomassa-productie en dominantie van een beperkt aantal, snelgroeiende soorten.

5. De benutting van een hoge N-depositie door de vegetatie is echter niet in alle gebieden hetzelfde, maar is afhankelijk van o.a. de pH, de P-beschikbaarheid en organische stof in de bodem. In de meest recente overzichten van kritische waarden is dan ook onderscheid gemaakt tussen zure en meer basische condities. In kalkrijke en ijzerrijke (maar organische stofarme) bodems kan P een beperkende factor zijn, door P-fixatie in calcium- of ijzerfosfaat. In dat geval is een hoge N-depositie niet zo'n heel groot probleem. Voor P-gelimiteerde duingraslanden liggen kritische deposities dan ook in de buurt van de bovengrens van de range. Als de P-beschikbaarheid echter hoog is, zoals in de gedeeltelijk ontkalkte middenduinen langs de Hollandse kust of de ijzerarme bodems van het Waddengebied, zijn de kritische waarden lager en leidt een hoge N-depositie sneller tot vergrassing en verzuuring. Daarnaast zijn de hoeveelheid organische stof en de pH van de bodem van invloed op de N-beschikbaarheid. In kaal zand is de N-mineralisatie vrijwel nihil, maar deze neemt tot een bepaald niveau toe als er meer organische stof in de bodem komt. Bij hoge pH (kalkrijke bodem) is de hoeveelheid N die vrijkomt bij mineralisatie echter betrekkelijk laag, mogelijk als gevolg van hoge microbiële activiteit en N-behoefte. Er wordt waarschijnlijk een aanzienlijk deel van de N in de bodem vastgelegd. Kalkrijke bodems zijn dus relatief goed beschermd tegen hoge N-depositie, mede omdat naast de N-beschikbaarheid ook de P-beschikbaarheid laag is, als gevolg van vastlegging in calciumfosfaat. Kalkrijke bodems hebben dan ook een relatief hoge kritische waarde. In verzuurde bodems is de hoeveelheid N die voor de vegetatie beschikbaar komt echter veel hoger, mogelijk als gevolg van lage microbiële N-behoefte. In zure bodems lijkt het effect van N-depositie dan ook veel groter te zijn, met name als P geen beperkende factor is zoals in het Waddengebied. De kritische waarde is voor zure duinbodems dan ook lager dan voor kalkrijke bodems.

Er zijn al met al sterke aanwijzingen dat het relatief gunstige beeld wat betreft overschrijding van de kritische N-depositie in de duinen uit de Natuurbalans van 2006 een onderschatting van het probleem is. De werkelijke N-depositie is mogelijk flink onderschat voor wat betreft het ammoniakdeel, met name in het Waddengebied. Ook zijn in de meest recente overzichten de kritische waarden van duingraslanden naar beneden bijgesteld. Daarnaast moet gerealiseerd worden dat bij de presentatie in de Natuurbalans gekozen is om niet alleen de knelpunten in het meest gevoelige duintype in beeld te brengen, maar ook te kijken naar minder gevoelige typen zoals kwelders, duindoornstruwelen en bossen. In deze minder gevoelige typen zijn de knelpunten per definitie minder groot. Verder is, zoals per definitie bij de kritische waarde, de erfenis uit het verleden niet meegenomen. In de Natuurbalans is alleen gekeken of de huidige depositie groter is dan de kritische waarde, waarmee niet gezegd is dat er al niet eerder knelpunten zijn opgetreden. Dit is echter gezien de hoge N-depositie in het verleden wel waarschijnlijk. De door de EU-regelgeving vereiste goede staat van instandhouding is in grote delen van de duinnatuur dan ook nog niet bereikt. In sommige gevallen zal de depositie naar beneden moeten, in andere gevallen de bodem en/of vegetatie verarmd moeten worden. Daarnaast zijn er aan de Hollandse kust ook problemen met verzuring, o.a. vanwege de oplossing van calciumfosfaat. Dit knelpunt wordt niet meegenomen in de analyse van kritische stikstofdeposities, maar zou in beeld gebracht kunnen worden via kritische zuurdeposities.

Uit de bovengenoemde resultaten komen een aantal aanbevelingen voor de overheid en de duinbeheerders naar voren, naast suggesties voor nader onderzoek.

9.2. Aanbevelingen voor het beleid

De duinen zijn Natura 2000-gebieden die vallen onder de EU-regelgeving. De EU eist dat deze gebieden op termijn in een goede staat van instandhouding komen te verkeren. Dat is momenteel niet het geval. Het is belangrijk om de oorzaken hiervan te identificeren en te bepalen welke oplossingen denkbaar zijn, zoals emissie maatregelen en/of extra beheer. Overschrijding van de kritische N-depositie nu en in het verleden in gevoelige habitattypen is waarschijnlijk een belangrijke factor. In de Natuurbalans van 2006 is verondersteld dat 40% van de gevoelige typen nog een te hoge N-depositie heeft, hetgeen waarschijnlijk een onderschatting is. Ook zal in het verleden de overschrijding hoger geweest zijn.

De eerste aanbeveling is dan ook om onderzoek te starten naar de werkelijke N-depositie in de duinen. Hiertoe zijn aanvullende metingen nodig, in ieder geval van ammoniakconcentraties, maar bij voorkeur ook van ammoniakdeposities. Daarnaast is onderzoek nodig naar achterliggende mechanismen als ammoniakvervluchtiging vanuit zee. Op deze manier moet duidelijk worden of de geconstateerde afwijking voortkomt uit de meting van de ammoniakconcentraties of uit de modelberekeningen.

Daarnaast is het van belang dat kritische waarden in de tijd kunnen veranderen door nieuwe inzichten. Belangrijk is om bij het berekenen van de overschrijding van de kritische N-depositie uit te gaan van de meest recente en geaccepteerde cijfers wat betreft de draagkracht van ecosystemen, zeker waar het om de prioritaire habitattypen in het kader van Natura 2000 gaat. De huidige kritische waarden zijn gepubliceerd in 2007 en 2008. Recent onderzoek geeft echter aan dat negatieve effecten van N-depositie mogelijk al optreden bij waarden beneden de internationaal geaccepteerde ondergrens van $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Mogelijk zullen deze nieuwe inzichten gaan leiden tot bijstelling van de kritische ranges door internationale wetenschappelijke gremia.

Het beleid kan bij bescherming van Natura 2000 gebieden het voorzorgsprincipe verder aanscherpen door te focussen op overschrijding van de kritische N-depositie in het meest gevoelige habitatype. Dat zouden voor de duinen de Grijze duinen en de vochtige duinvalleien zijn. Voor het wetenschappelijk juist in beeld brengen van overschrijding zijn dan ecosysteemspecifieke kaartbeelden van N-depositie nodig.

Bij het in beeld brengen van knelpunten in de Natuurbalans e.d. zou duidelijk moeten zijn welke type natuur beschouwd is. Om het beleid goed te informeren zou zowel informatie over de gevoelige als de minder gevoelige typen als bossen, kwelders en duindoornstruwelen gerapporteerd kunnen worden. Bij combinatie ervan is het belangrijk om specifiek aandacht te vestigen op de gevoelige systemen.

9.3. Aanbevelingen voor de duinbeheerders

De duinbeheerders hebben vrijwel geen invloed op de hoogte van de N-depositie. Het beheer kan echter wel zo goed mogelijk gebruik maken van het natuurlijke herstelvermogen van het duin. De belangrijkste aanbeveling is om de mechanismen voor P-fixatie in de bodem zoveel mogelijk te benutten. Als de duinen kalkrijk zijn, is het belangrijk ervoor te zorgen dat ook de toplaag kalkhoudend blijft, bijvoorbeeld door lichte verstuiwing. Als de duinen ijzerrijk zijn, is het belangrijk ervoor te zorgen dat er zo min mogelijk organische stof in de bodem zit, door plagen of verstuiwen.

Als P-fixatie in de bodem echter niet mogelijk is, dan is het wenselijk om de N-mineralisatie zo laag mogelijk te houden. Dat kan door de strooiselinput flink te verlagen door begrazing of maaien, maar ook door het organische stofgehalte van de bodem sterk naar beneden te dringen, door plaggen of verstuiving.

9.4. Aanbevelingen voor nader onderzoek

Naast het al aanbevolen onderzoek naar de werkelijke N-depositie in de duinen is verder wetenschappelijk onderzoek naar het gedrag van N in de bodem zinvol. Voor het beheer is het van belang dat er meer inzicht wordt verkregen in de opslag van N in organische stof. Als dit voor een groot deel in inactieve vorm in stabiele organische stof in de bodem wordt opgeslagen, in plaats van beschikbaar te blijven, is N-accumulatie misschien een minder groot probleem. Ook is het belangrijk om nader onderzoek te doen naar de rol van micro-organismen in de mineralisatie van N. Als bacteriën inderdaad een hogere N-behoefte hebben en meer N vastleggen in de bodem dan schimmels, is het extra zinvol om te zorgen dat de pH hoog blijft.

10. Referenties

- Achermann, B. & Bobbink, R. (2003) Empirical critical loads for nitrogen: expert workshop, 11-13 November 2002. Environmental Documentation 164, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, Berne, 327pp.
- Al-Mufti, M.M., Sydes, C.L., Fumess, S.B., Grime, J.P. & Band, S.R. (1977) A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. *Journal of Ecology* 65: 759–791.
- Arens, B., Geelen, L., Hagen, H. van de & Slings, R. (2007) Duurzame verstuiving in de Hollandse duinen. Arens BSDO Rapportnummer RAP2007.02.
- Asman, W.A.H., Sutton, M.A. & Schjöring, J.K. (1998) Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. *New Phytologist* 139: 27-48.
- Bal, D., Beije, H., Dobben, H. van & Hinsberg, A. van (2007) Overzicht van kritische stikstofdeposities voor natuurdoeltypen. Notitie, Ministerie van LNV, Directie Kennis.
- Berg, L.J.L. van den, Bobbink, R. & Roelofs, J.G.M. (2005a) Effects of nitrogen enrichment on coastal dune grassland: A mesocosm study. *Environmental Pollution* 138: 77-85.
- Berg, L.J.L. van den, Dorland, E., Vergeer, P., Hart, M., Bobbink, R. & Roelofs, J.G.M. (2005b) Decline of acid-sensitive plant species in heathland can be attributed to ammonium toxicity in combination with low pH. *New Phytologist* 166: 551-564.
- Bobbink, R. (1989) *Brachypodium pinnatum* and the species diversity in chalk grasslands. PhD- thesis, University of Utrecht, Utrecht.
- Bobbink, R. & Lamers, L.P.M. (1999) Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties – een overzicht. Rapport R13 Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag, 77pp.
- Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, J.G.M. (1998) The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86: 717-738.
- Bobbink, R., Ashmore, M., Braun, S., Flückiger, W. & Wyngaert, I.J.J. van den (2003). Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: B. Achermann & R. Bobbink (eds.): Empirical critical loads for nitrogen: expert workshop, 11-13 November 2002. Environmental Documentation 164, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, Berne, 43-170.
- Clark, M.C. & Tilman, D. (2008) Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grasslands. *Nature* 451: 712-715.
- Cunha, A., Power, S.A., Ashmore, M.R., Green, P.R.S., Haworth, B.J. & Bobbink, R. (2002) Whole ecosystem nitrogen manipulation: An updated review. JNCC Report 331, 126pp.
- Dijk, E. & Eck, N. (2006) Ammonium toxicity and nitrate response of axenically grown *Dactylorhiza incarnata* seedlings. *New Phytologist* 131: 361-367.
- Dobben, H.F. van, Schouwenberg, E.P.A.G., Mol, J.P., Wieggers, H.J.J., Jansen, M.L.M., Kros, J. & Vries, W. de (2004) Simulation of critical loads for nitrogen for terrestrial plant communities in the Netherlands. Alterra-rapport 953. Alterra, Wageningen, 84pp.
- Dobben, H.F. van, Hinsberg, A. van, Schouwenberg, E.P.A.G., Jansen, M.L.M., Mol-Dijkstra, J.P., Wieggers, H.J.J., Kros, J. & Vries, W. de (2006) Simulation of critical loads for nitrogen for terrestrial plant communities in the Netherlands. *Ecosystems* 9: 32-45.

- Dobben, H.F. van & Hinsberg, A. van (2008) Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en Natura 2000-gebieden. Alterra-rapport 1654. Alterra, Wageningen, 78pp.
- Dopheide, J.C.R. & Verstraten, J.M. (1995) The impact of atmospheric deposition on the soil and soil water composition of the coastal dry dunes. Report Laboratory of Physical Geography and Soil Science, University of Amsterdam, 54pp.
- Eisma, D. (1968) Composition, origin and distribution of Dutch coastal sands between Hoek van Holland and the island of Vlieland. PhD-thesis, Rijksuniversiteit Groningen, Groningen, 267pp.
- Erismann, J. (1992) Atmospheric deposition of acidifying compounds in the Netherlands. PhD-thesis, University of Utrecht, Utrecht.
- Falkengren-Grerup, U. (1995) Interspecies differences in the preference of ammonium and nitrate in vascular plants. *Oecologia* 102: 305-311.
- Farnsworth-Lee, L.A. & Baker, A. (2000) Conceptual model of aquatic plant decay and ammonia toxicity for shallow lakes. *Journal of environmental engineering* 126: 199-207.
- Galloway, J.N. (1995) Acid deposition: perspectives in time and space. *Water, Air, and Soil Pollution* 85: 15-24.
- Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, G.P., Cleveland, C.C., Green, P.A., Holland, E.A., Karl, D.M., Michaels, A.F., Porter, J.H., Townsend, A.R. & Vörösmarty, C.J. (2004) Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70: 153-226.
- GCN (2009) Grootchalige Concentratiekaarten Nederland. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven. <http://geoservice.pbl.nl/website/gcn>.
- Gerlach, A., Albers, E.A. & Broedlin, W. (1994) Development of the nitrogen cycle in the soils of a coastal dune succession. *Acta Botanica Neerlandica* 43: 189-203.
- Greipsson, S. & Davy, A.J. (1997) Response of *Leymus arenarius* to nutrients: improvement of seed production and seedling establishment for land reclamation. *Journal of Applied Ecology* 34: 1165-1176.
- Gundersen, P., Callesen, I. & Vries, W. de (1998) Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution* 102: 403-407.
- Haan, B.J. de, Kros, J., Bobbink, R., Jaarsveld, J.A. van, Vries, W. de & Noordijk, H. (2008) Ammoniak in Nederland. PBL-rapport 500125003. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven, 61pp.
- Harkel, M.J. ten & Meulen, F. van der (1996) Impact of grazing and atmospheric nitrogen deposition on the vegetation of dry coastal dune grasslands. *Journal of Vegetation Science* 7: 445-452.
- Harkel, M.J. ten, Boxel, J.H. van & Verstraten, J.M. (1998) Water and solute fluxes in dry coastal dune grasslands: the effects of grazing and increased nitrogen deposition. *Plant and Soil* 202: 1-13.
- Hinsberg, A. van & Kros, J. (1999) Een normstellingsmethode voor (stikstof)depositie op natuurlijke vegetaties in Nederland. Een uitwerking van de Natuurplanner voor natuurdoeltypen. RIVM-rapport 722108024. RIVM, Bilthoven, 111pp.
- Hinsberg, A. van, Esbroek, M.L.P. van, Hendriks, A.M., Beugelink, G.P., Pul, W.A.J. van, Pastoors, M.J.H. & Aben, J.M.M. (2001) Knelpuntanalyse van milieudruk in relatie tot de provinciale natuurdoelen. RIVM rapport 408663002. Natuurplanbureau, Bilthoven, 54pp.
- Hoek, K. van der & Vonk, A. (2009) Zijn alle ammoniakbronnen in zicht? Rapport in voorbereiding, RIVM, Bilthoven.
- Jaarsveld, J.A. van (2004) The Operational Priority Substances model. Description and validation of OPS-Pro. RIVM-rapport 500045001. RIVM, Bilthoven, 156pp.

- Jaarsveld, J.A. van, Bleeker, A. & Hoogervorst, N.J.P. (2000) Evaluatie ammoniak emissiereducties met behulp van metingen en modelberekeningen. RIVM-rapport 722108025. RIVM, Bilthoven, 62pp.
- Jefferies, R.L. & Perkins, N. (1977) The effects on the vegetation of the additions of inorganic nutrients to salt march soils at Stiffkey, Norfolk. *Journal of Ecology* 65, 867-882.
- Johansson, O. & Wedborg, M. (1980) The ammonia-Ammonium Equilibrium in seawater at temperatures between 5 and 25⁰C. *Journal of Solution Chemistry* 9: 37-44.
- Jones, M.L.M., Wallace, H.L., Norris, D., Brittain, S.A., Haria, S., Jones, R.E., Rhind, P.M., Reynolds, B.R. & Emmett, B.A. (2004) Changes in vegetation and soil characteristics in coastal sand dunes along a gradient of atmospheric nitrogen deposition. *Plant Biology* 6: 598-605.
- Jones, M.L.M., Sowerby, A., Williams, D.L. & Jones, R.E. (2008) Factors controlling soil development in sand dunes: evidence from coastal dune soil chronosequence. *Plant Soil* 307: 219-234.
- Kiehl, K., Esselink, P. & Bakker, J.P. (1997) Nutrient limitation and plant species composition in temperate salt marches. *Oecologia* 111: 325-330.
- Koerselman, W. & Meuleman, A.F.M. (1996) The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology* 33: 1441-1450.
- Kooijman, A.M. & Haan, M.W.A. de (1995) Grazing as a measure against grass-encroachment in Dutch dry dune grasslands: effects on vegetation and soil. *Journal of Coastal Conservation* 1: 127-134.
- Kooijman, A.M. & Meulen, F. van der (1996) Grazing as a control against 'grass-encroachment' in dry dune grasslands in the Netherlands. *Landscape and Urban Planning* 34: 323-333.
- Kooijman, A.M. & Besse, M. (2002) On the higher availability of N and P in lime-poor than in lime-rich coastal dunes in the Netherlands. *Journal of Ecology* 90: 394-403.
- Kooijman, A.M., Dopheide, J., Sevink, J., Takken, I. & Verstraten, J.M. (1998) Nutrient limitation and their implications on the effects of atmospheric deposition in coastal dunes: lime-poor and lime-rich sites in the Netherlands. *Journal of Ecology* 86: 511-526.
- Kooijman, A.M., Besse, M. & Haak, R. (2005) Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiering in open droge duinen: eindrapport Fase 2. Ministerie van LNV. Rapport DK 2005/dkoo8-O, 158pp.
- Kooijman, A.M., Lubbers, I. & Til, M. van (2007) Vergrassing en beschikbaarheid van N en P in de Amsterdamse Waterleidingduinen: Strandvlakte en Kopjesduinen. Rapport IBED, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam, 33pp.
- Kooijman, A.M., Kooijman-Schouten, M.M. & Martinez-Hernandez, G.B. (2008) Alternative strategies to sustain N-fertility in acid and calcareous beech forests: low microbial N-demand versus high biological activity. *Basic Applied Ecology* 9: 410-421.
- Kooijman, A.M., Lubbers, I. & Til, M. van (2009). Iron-rich dune grasslands: Relations between soil organic matter and sorption of Fe and P. *Environmental Pollution* 157: 3158-3165.
- Kowalchuk, G.A., Stephen, J.R., Boer, W. de, Prosser, J.I., Embley, J.M. & Woldendorp, J.W. (1997) Analysis of Ammonia-Oxidizing Bacteria of the b Subdivision of the Class *Proteobacteria* in Coastal Sand Dunes by Denaturing Gradient Gel Electrophoresis and Sequencing of PCR-Amplified 16S Ribosomal DNA Fragments. *Applied and Environmental Microbiology* 63: 1489-1497.

- Kros, J., Reinds, G.J., Vries, W. de, Latour, J.B. & Bollen, M.J.S. (1995) Modeling the response of terrestrial ecosystems to acidification and desiccation scenarios. *Water, Air, and Soil Pollution* 85: 1101-1106.
- Kros, J., Haan, B.J. de, Bobbink, R., Jaarsveld, J.A. van, Roelofs, J.G.M. & Vries, W. de (2008) Effecten van ammoniak op de Nederlandse natuur: achtergrondrapport. Alterra-rapport 1698. Alterra, Wageningen, 131pp.
- Lammers, G.W., Hinsberg, A. van, Loonen, W., Reijnen, M.J.S.M. & Sanders, M.E. (2005) Optimalisatie Ecologische Hoofdstructuur: Ruimte, milieu en watercondities voor duurzaam behoud van biodiversiteit. MNP-rapport 408768003. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven, 94pp.
- Meulen, F. van der, Kooijman, A.M., Veer, M.A.C. & Boxel, J.H. van (1996) Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge duinen: eindrapport fase 1, 1991-1995. Fysisch Geografisch en Bodemkundig Laboratorium, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam, 232pp.
- Milieu- en Natuurcompendium (2009) <http://www.milieuennatuurcompendium.nl>.
- Natuurbalans (2006). Milieu en Natuur Planbureau. 141pp.
- Nilsson, J. & Grennfelt, P. (1988) Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden, 19-24 March 1988. Nordic Council of Ministers, Miljørapport 1988: 15, Copenhagen, 225-268pp.
- Noordijk, H. (2007) Nitrogen in the Netherlands over the past five centuries. In G.J. Monteny & E. Hartung (eds.): Ammonia emissions in agriculture. Proceedings "First International Ammonia Conference in Agriculture", Ede, Nederland.
- Nordin, A., Strengbom, J. & Ericson, L. (2005) Responses to ammonium and nitrate additions by boreal plants and their natural enemies. *Environmental Pollution* 141: 167-174.
- Olf, H., Huisman, J. & Tooren, B.F. van (1993) Species dynamics and nutrient accumulation during early primary succession in coastal sand dunes. *Journal of Ecology* 81: 693-706.
- S.W.M. Peters, , Atlas of Chlorophyll-*a* Concentration for the North Sea Based on MERIS Imagery of 2003, Vrije Universiteit, Amsterdam, Netherlands (2005) ISBN 90-5192-026-1.
- Peters, S.W.M., Eleveld, M., Pasterkamp, H., Woerd, H. van der, Devolder, M., Jans, S., Park, Y., Ruddick, K., Block, T., Brockmann, C., Doerffer, R., Krasemann, H., Röttgers, R., Schönfeld, W., Jørgensen, P.V., Tilstone, G., Martinez-Vicente, V., Moore, G., Sørensen, K., Høkedal, J., Johnson, T.M., Lømsland E.R. & Aas E. (2005) Atlas of Chlorophyll-*a* concentration for the North Sea based on MERIS imagery of 2003. Edition 3.0. Vrije Universiteit Amsterdam, ISBN 90-5192-026-1.
- Phoenix, G.K., Booth, R.E., Leake, J.R., Read, D.J., Grime, J.P. & Lee, J.A. (2003) Effects of enhanced nitrogen deposition and phosphorus limitation on nitrogen budgets of semi-natural grasslands. *Global Change Biology* 9: 1309-1321.
- Plassmann, K., Edwards-Jones, G. & Jones, M.L.M. (2009) The effects of low levels of nitrogen deposition and grazing on dune grasslands. *Science of the total environment* 407: 1391-1404.
- Prosser, J.I. (1989) Autotrophic nitrification in bacteria. *Adv. Microbiol. Physiol.* 30:125-181.
- Provoost, S., Ampe, C., Bonte, D., Cosyns, E. & Hoffmann, M. (2004) Ecology, Management and Monitoring of Dune Grassland in Flanders, Belgium. *Journal of Coastal Conservation* 10: 33-42.
- Pul, W.A.J. van, Jaarsveld, J.A. van, Meulen, T. van der & Velders, G. (2004) Ammonia concentrations in the Netherlands: spatially detailed measurements and model calculations. *Atmospheric Environment* 38: 4045-4055.

- Pul, W.A.J. van, Jaarsveld, J.A. van, Vellinga, O.S., Broek, M.M.P. van den, Smits, M.C.J. (2008a) The VELD experiment: An evaluation of the ammonia emissions and concentrations in an agricultural area. *Atmospheric Environment* 42: 8086-8095.
- Pul, W.A.J. van, Broek, M.M.P. van den, Volten, H., Meulen, A. van der, Berkhout, A.J.C., Hoek, K.W. van der, Wichink Kruit, R.J., Huijsmans, J.F.M., Jaarsveld, J.A. van, Haan, B.J. de & Koelemeijer, R.B.A. (2008b) Het ammoniakgat: onderzoek en duiding. RIVM-rapport 68015002. RIVM, Bilthoven, 95pp.
- Remke, E., Brouwer, E., Kooijman, A., Blindow, I., Esselink, H. & Roelofs, J.G.M. (2009) Even low to medium nitrogen deposition impacts vegetation of dry, coastal dunes around the Baltic Sea. *Environmental Pollution* 157: 792-800.
- Runhaar, J., Schaminée, J.H.J., Hennekens, S.M. & Zelfde, M. van 't (2003) Herziening Landelijk Ecotopensysteem; voorstudie. Alterra-rapport 551, Alterra, Wageningen, 74pp.
- Schouwenberg, E.P.A.G. (2007) Huidige en toekomstige stikstofbelasting op de Natura 2000-gebieden. WOT Natuur & Milieu, werkdocument 59. Alterra, Wageningen, 36pp.
- Sival, F.P. & Strijkstra-Kalk, M. (1998) Atmospheric deposition of acidifying and eutrophication substances in dune slacks. *Water, Air, and Soil Pollution* 116: 461-477.
- Sjöberg, R.M. & Persson, T. (1998) Turnover of carbon and nitrogen in coniferous forest soils of different N-status and under different $^{15}\text{NH}_4\text{-N}$ application rate. *Environmental Pollution* 102: 385-393.
- Sørensen, L.L., Hertel, O., Skjøth, C.A., Lund, M. & Pedersen, B. (2003) Fluxes of ammonia in the coastal marine boundary layer. *Atmospheric Environment* 37: 167-177.
- 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.
- Stolk, A.P., Zanten, M.C. van, Noordijk, H., Jaarsveld, J.A. van & Pul, W.A.J. van (2009) Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden. Meetresultaten 2005-2007. RIVM rapport 680710001/2009. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, 139pp.
- Stuyfzand, P.J. (1991) De samenstelling van regenwater langs hollands kust. KIWA-rapport SWE 91.010. KIWA, Nieuwegein.
- Stuyfzand, P.J. (1993) Hydrochemistry and hydrology of the coastal dune area of the Western Netherlands. PhD- thesis, Free University of Amsterdam, Amsterdam, 366pp.
- Stuyfzand, P.J. (1998) Decalcification and acidification of coastal dune sands in the Netherlands. In G.B. Arehart & J.R. Hulston (eds.): *Water-rock interaction*. Balkema, Rotterdam: 79-83.
- Sutton, M.A., Miners, B., Tang, Y.S., Milford, C., Wyers, G.P., Duyzer, J.H. & Fowler, D. (2001) Comparison of low cost measurement techniques for long-term monitoring of atmospheric ammonia. *Journal of Environmental Monitoring* 3: 446-453.
- Til, M. van & Mourik, J. (1999) Hiëroglyfen van het zand. Vegetatie en landschap van de Amsterdamse Waterleidingduinen. Gemeentewaterleidingen Amsterdam, Amsterdam, 272 pp.
- Tomassen, H., Bobbink, R., Peters, R., Ven, P. van der & Roelofs, J. (1999) Kritische stikstofdepositie in heischrale graslanden, droge duingraslanden en hoogvenen: op weg naar meer zekerheid. Eindrapport in het kader van het Stikstof Onderzoek Programma (STOP), 1997-1999. Katholieke Universiteit Nijmegen & Universiteit Utrecht, Nijmegen & Utrecht, 46pp.

- Ulrich, B. & Sumner, M.W. (1991) *Soil Acidity*. Springer Verlag. Berlin.
- Vandelook, F., Moer, D. van de, & Assche, J. A. van (2008) Environmental signals for seed germination reflect habitat adaptations in four temperate Caryophyllaceae. *Functional Ecology* 22: 470-478.
- Valiela, I. & Teal, J.M. (1979) The nitrogen budget of a salt marsh ecosystem. *Nature* 280: 652-656.
- Veer, M.A.C. (1998) Effects of grass-encroachment and management measures on vegetation and soil of coastal dry dune grasslands. PhD-thesis, University of Amsterdam, Amsterdam.
- Veer, M.A.C. & Kooijman, A.M. (1997) Effects of grass-encroachment on vegetation and soil in Dutch dry dune grasslands. *Plant and Soil* 192: 119-128.
- Vitousek, P.M. & Howarth, R.W. (1991) Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry* 13: 87-115.
- Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H. and Tilman, D.G. (1997) Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7: 737-750.
- Vries, W. de (2008) Verzuring: oorzaken, effecten, kritische belastingen en monitoring van de gevolgen van ingezet beleid. Alterra-rapport 1699. Alterra, Wageningen, 88pp.
- Wijnen, H.J. van & Bakker, J.P. (1999) Nitrogen and phosphorus limitation in a coastal barrier salt marsh: the implications for vegetation succession. *Journal of Ecology* 87: 265-272.