



Effecten van atmosferische stikstofdepositie op biodiversiteit van grasland

Specificatie naar N- en P-beperkte standplaatsen

Alterra-rapport 2171
ISSN 1566-7197

R. Kemmers, J. Mol-Dijkstra, K. Hendriks, R. Wieggers, H. van Dobben, W. Wamelink en W. de Vries

Effecten van atmosferische stikstofdepositie op biodiversiteit van grasland

Dit onderzoek is uitgevoerd binnen het kader van Beleidsondersteunend onderzoek
Projectcode [BO-02-004-035 5238031]

Effecten van atmosferische stikstofdepositie op biodiversiteit van grasland

Specificatie naar N- en P-beperkte standplaatsen

R. Kemmers, J. Mol-Dijkstra, K. Hendriks, R. Wieggers, H. van Dobben, W. Wamelink en W. de Vries

Alterra-rapport 2171

Alterra, onderdeel van Wageningen UR
Wageningen, 2011

Referaat

Kemmers, R.H., J.P. Mol-Dijkstra, K. Hendriks, R. Wieggers, H. van Dobben, W. Wamelink, W. de Vries, 2011. *Effecten van atmosferische stikstofdepositie op biodiversiteit van grasland; Specificatie naar N- en P- beperkte standplaatsen*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2171. 46 blz.; 15 fig.; 13 tab.; 38 ref.

Voor beleidsdoeleinden is een aansprekende indicator ontwikkeld waarmee het effect van stikstofdepositie op biodiversiteit zichtbaar kan worden gemaakt. De voedingstoestand van de bodem kan met de nieuwe methode niet alleen worden gespecificeerd naar stikstof (N) beperkte maar ook naar fosfaat (P) beperkte groeiomstandigheden. Voor de berekening van effecten van depositiescenario's op de nieuwe biodiversiteitsmaat is gebruik gemaakt van het model SMART2-SUMO-NTM. Volgens deze nieuwe methode lijken voor graslanden soms minder strenge en soms strengere normen voor kritische depositieniveaus nodig te zijn dan tot nu werd verondersteld. Daarbij blijken P-beperkte standplaatsen minder tolerant te zijn voor overschrijding van kritische N-niveaus dan N-beperkte standplaatsen. Op N-beperkte standplaatsen worden op N-arme bodemtypen lagere en op N-rijke bodemtypen hogere toleranties gevonden dan in de huidige praktijk. Het is niet mogelijk gebleken ruimtelijk bodemkundige informatie te gebruiken als voorspeller van standplaatsen met N-beperkte of P-beperkte omstandigheden. De resultaten van de scenarioberekeningen impliceren dat volgens de nieuwe methode de kritische stikstofdepositieniveaus van graslanden naar beneden zouden moeten worden bijgesteld in geval van P-beperkte standplaatsen en N-beperkte standplaatsen met N-arme bodemtypen. Op N-beperkte standplaatsen met N-rijke bodemtypen zouden de stikstofdepositieniveaus naar boven kunnen worden bijgesteld. Gezien het grote politieke belang en de onzekerheid over de ruimtelijke verspreiding van N-beperkte en P-beperkte standplaatsen wordt nader onderzoek aanbevolen.

Trefwoorden: Biodiversiteit, stikstofdepositie, groeibeperkende factor, kritisch stikstofniveau.

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van www.alterra.wur.nl (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra Wageningen UR verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.rapportbestellen.nl.

© 2011 Alterra (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek)
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; info.alterra@wur.nl

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

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

Alterra-rapport 2171

Wageningen, april 2011

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	11
2 Synopsis van methoden	15
2.1 Effectindicator biodiversiteit	15
2.1.1 Criteria	15
2.1.2 Naar een nieuwe maat	15
2.1.3 Potentiële biodiversiteit	17
2.2 Modelleringsdepositiescenario's met SMART2-SUMO-NTM	18
2.2.1 SMART2	18
2.2.2 SUMO	19
2.2.3 NTM	20
2.3 Conversie SMART-output naar Ellenberg-getallen	21
2.3.1 Huidige methode voor conversie van de zuurgraad, vocht- en nutriëntentoestand	21
2.3.2 Nieuwe methode voor conversie van de voedingstoestand gespecificeerd voor N- en P-gelimiteerde standplaatsen	24
2.4 Modelinvoer	28
2.4.1 Depositiescenario's	29
2.5 Ruimtelijke variatie in N- en P-beperkte standplaatsen	30
2.5.1 Pedotransferfuncties	30
2.5.2 Ruimtelijke analyse voorkomen N- of P-beperkte standplaatsen	33
3 Effecten depositie op biodiversiteitsindex	35
3.1 Huidige methode	35
3.2 Nieuwe methode	36
3.2.1 Ellenberg N-indicatiegetallen	36
3.2.2 Biodiversiteitsindex	37
3.3 Discussie	38
4 Conclusies	41
Literatuur	43

Samenvatting

Beleidsachtergrond

De mate waarin mogelijke effecten van stikstofdepositie op de biodiversiteit optreden wordt gerelateerd aan de overschrijding van het kritische depositieniveau (critical loads). Verkenningen wijzen uit dat in Nederland de kritische depositieniveaus voor stikstof op een termijn van tien jaar nog steeds op grote schaal zullen worden overschreden. Het effect daarvan is een verlies van diversiteit aan plantensoorten in natuurgebieden die deel uitmaken van het Natura 2000-netwerk. De relevantie van dit probleem is groot omdat de EU harde eisen stelt aan de staat van instandhouding van deze gebieden. De vraag is wel in welke mate overschrijding van de kritische depositie leidt tot verlies aan diversiteit van plantensoorten. Het beleid heeft daarom behoefte aan een indicator waarmee effecten van atmosferische depositie op biodiversiteit zichtbaar gemaakt kunnen worden.

Wetenschappelijk probleem

Effecten van stikstofdepositie op de vegetatie leiden tot een toename van de droge stofproductie met een netto verlies aan biodiversiteit. Voor de berekening van deze effecten en de kritische depositieniveaus wordt in Nederland gebruik gemaakt van modellen. De onzekerheid van de huidige modellen is groot omdat er geen directe relaties beschikbaar zijn tussen gemeten bodemeigenschappen en vegetatierespons. Bij de modelberekeningen wordt de stikstofbeschikbaarheid afgeleid uit de indicatieve waarde van aanwezige plantensoorten. De kritische depositieniveaus worden afgeleid uit de relatie tussen droge stofproductie en stikstofbeschikbaarheid.

Een belangrijke impliciete veronderstelling in de modellen is dat alleen stikstof beperkend is voor de productiviteit van de vegetatie. Soms is echter ook fosfor beperkend. Het gebruik van indicatieve waarden voor stikstof om de voedingstoestand van de bodem aan te geven is daarom omstreden. Te verwachten is dat een verbeterde relatie tussen voedingstoestand van de bodem, rekening houdend met een mogelijke co-limitatie van stikstof en fosfaat, en vegetatierespons consequenties zal hebben voor de grootte van kritische depositieniveaus van stikstof.

Doelstelling onderzoek

Het doel van het onderzoek was voor het beleid een indicator te ontwikkelen waarmee het effect van stikstofdepositie op biodiversiteit zichtbaar kan worden gemaakt en waarin ook de oplossing van het wetenschappelijke probleem van de bepalende factor van de voedingstoestand is verdisconteerd.

Hiervoor werden vier samenhangende onderzoeksactiviteiten geformuleerd:

- Ontwikkelen van een aansprekende maat voor diversiteit aan plantensoorten in relatie tot stikstof- (en zuur)depositie op basis van een evaluatie van bestaande nationale en internationale indicatoren.
- Maken van een landsdekkende doorrekening van een scenario voor te verwachten effecten van stikstof- en zuurdepositie op de ontwikkelde diversiteitsmaat.
- Ontwikkeling van een verbeterd model waarbij een directere koppeling tussen de depositie van stikstofverbindingen en de nieuw ontwikkelde diversiteitsmaat tot stand wordt gebracht en waarbij bovendien voor de relatie tussen voedselrijkdom en biodiversiteit van een standplaats rekening wordt gehouden met de aard van groeibeperkende factoren.
- Maken van een landsdekkende doorrekening voor de ontwikkelde diversiteitsmaat met het verbeterde model gebaseerd op de onder 3) bewerkstelligde koppeling.

Hiermee kan voor het beleid een betere maat beschikbaar komen voor de evaluatie van de effecten van stikstofdepositie dan louter de 'critical load' overschrijding.

Een nieuwe maat voor biodiversiteit

Een beleidsmaat voor biodiversiteit in relatie tot critical loads is afgeleid op basis van de volgende criteria: het moet i) gebaseerd zijn op plantensoorten en hun hoeveelheden, ii) informatie bevatten over de waarde van een beschouwd ecosysteem en iii) effecten van beleidsscenario's zichtbaar kunnen maken. Bij de ontwikkeling van de nieuwe biodiversiteitsmaat is uitgegaan van het 'Rode Lijst-principe', dat zegt dat beleidsmaatregelen moeten voorkomen dat soorten uitsterven en dat soorten die dreigen uit te sterven zeldzaam zijn en in aantallen achteruitgaan. Door combinatie van de factoren zeldzaamheid en achteruitgang worden in de nieuwe maat 18 biodiversiteitsklassen onderscheiden, waarbij klasse 1 de laagste en klasse 18 de hoogste waarde vertegenwoordigt. De nieuwe maat berekent de potentiële biodiversiteit van een standplaats op basis van regressie van soorten op standplaatsfactoren en vegetatiestructuur.

Berekening van depositie effecten

Voor de berekening van effecten van depositiescenario's is gebruik gemaakt van de modellentrein SMART2-SUMO-NTM.

SMART2 is een uitbreiding van het bodemverzuringmodel SMART door toevoeging van de factor kwel en een volledige nutriëntencyclus, waardoor terugkoppeling met de strooiselproductie en -afbraak plaatsvindt. Omdat het model toepasbaar moet zijn op nationale schaal worden processen op een eenvoudige manier beschreven. SMART2 is een éénlagig model. Het model bevat alle macro-elementen uit de ladingsbalans. De netto input van een element bestaat uit atmosferische depositie (waarbij rekening gehouden wordt met kronendakinteractie) en uit kwel. De bodemchemie wordt beïnvloed door biogeochemische interacties tussen de vaste en vloeibare fase van de bodem. SMART2 berekent o.a. de N-beschikbaarheid als functie van nutriëntencyclus-processen. De jaarlijkse watertoevoer is gelijk aan de neerslag, die als modelinput wordt opgelegd. De tijdstap van het model is een jaar; seizoensvariatie wordt niet meegenomen.

SUMO2 simuleert de biomassaontwikkeling voor vijf verschillende functionele vegetatie- compartimenten: kruiden en grassen, dwergstruiken, struiken en twee boomsoorten als functie van beheer (maaien, grazen, dunnen/kappen, plaggen en branden). Beschikbaarheden van vocht en nutriënten worden gegeven door SMART2, terwijl SUMO2 het model SMART2 voorziet van gegevens over biomassa die afsterft en in de strooisellaag terecht komt, inclusief het nutriëntengehalte. Op basis van de biomassaverdeling over de vegetatiecompartimenten bepaalt SUMO2 welk vegetatietype geacht wordt aanwezig te zijn. Bij veranderingen in die verdeling kan successie optreden, waardoor het vegetatietype verandert.

Het natuurwaarderingsmodel NTM3 is ontwikkeld voor de voorspelling van (potentiële) natuurwaarden op grond van de hydrologie en de bodemkenmerken pH en beschikbaarheid van stikstof. De natuurwaarde is identiek aan de nieuwe maat voor floristische biodiversiteit en is uitgedrukt op een arbitraire schaal van 1 tot 18. De natuurwaarde wordt direct ontleend aan de combinatie van abiotische omstandigheden en vegetatiestructuur. Voor een inschatting van de N-beschikbaarheid maakt het NTM gebruik van door Ellenberg geschatte indicatiegetallen voor stikstof. Er wordt een conversiemodule gebruikt om de door SMART2 berekende stikstofbeschikbaarheid om te zetten in Ellenberg indicatiegetallen die als invoergegeven voor het NTM nodig zijn.

Nieuwe normen voor depositieniveaus

Om de abiotische output uit SMART2 en SUMO bruikbaar te maken als input voor NTM wordt gebruik gemaakt van een conversiemodule. Daarbij worden in de huidige praktijk de door SMART2 gesimuleerde waarden van de N-beschikbaarheid vertaald naar Ellenberg N-indicatiegetallen in de veronderstelling dat alleen de N-beschikbaarheid bepalend is voor de voedingstoestand van de bodem. In het kader van dit project zijn nieuwe conversiefuncties afgeleid die gespecificeerd zijn naar N- of P-beperkte standplaatsen, waarbij het onderzoek

beperkt is gebleven tot graslanden. Deze specificatie is gebaseerd op een significant effect van de beperkende factor op de relatie tussen biomassaproductie en de hoeveelheid door het gewas opgenomen stikstof. Wat opvalt bij de vernieuwde conversiefuncties is dat P-beperkte standplaatsen aan strengere normen moeten voldoen dan de N-beperkte plaatsen. Op P-beperkte standplaatsen is sprake van een hogere N-use efficiency van de vegetatie (een hogere droge stof productie per eenheid N toevoer), wat tot uiting komt in een lager N-gehalte van droge stof. Bij een lage P-beschikbaarheid zou de energievoorziening mogelijk onvoldoende kunnen zijn voor de aanmaak van een ruime hoeveelheid eiwit waar zich N in bevindt.

Effecten van depositie op nieuwe biodiversiteitsmaat

Met de modelketen zijn twee scenario's voor depositie doorgerekend. In een referentiescenario is een depositie aangenomen, die constant is vanaf 2010. In een realistisch scenario is een depositie met een lichte daling tussen 2010 en 2020 en daarna een constante depositie aangenomen. De modelinvoer bestond uit ruimtelijk afhankelijke informatie, zoals een bodemkaart, vegetatiekaart, neerslag, kwel en atmosferische depositie. Er zijn zeven bodemtypen en dertien vegetatietypen onderscheiden. Aan de bodem- en vegetatietypen zijn invoerparameters gekoppeld. Hoewel het ijzergehalte van de bodem een goede voorspeller blijkt te zijn voor de aard van de beperkende factor van standplaatsen in natuurgebieden leverde een analyse van het Bodemkundig Informatie Systeem (BIS) onvoldoende resultaten om ruimtelijke informatie over het ijzergehalte volgens de bodemkaart van Nederland te vertalen naar de aard van de beperkende factor op een bepaalde plaats. Daarom was het niet mogelijk bij de modelberekeningen ruimtelijk expliciete informatie van de beperkende factor te gebruiken. Scenario-berekeningen zijn uitgevoerd alsof alle standplaatsen P-beperkt dan wel N-beperkt waren en vergeleken met de resultaten wanneer geen gebruik werd gemaakt van een gespecificeerde conversiefunctie voor de aard van de beperkende factor.

De door SMART berekende N-beschikbaarheid is omgerekend naar Ellenberg N-indicatiegetallen met de nieuwe conversie formules. Voor beide scenario's worden met de nieuwe formules gemiddeld iets hogere Ellenberg N-indicatiegetallen en lagere biodiversiteitsindices c.q. natuurwaarden berekenend dan bij de huidige praktijk het geval is. Om de natuurwaarde op een gelijk niveau te kunnen handhaven zullen dus lagere N-beschikbaarheden nodig zijn. Dit impliceert dat volgens de nieuwe methode de vegetatie een lagere tolerantie heeft voor N-depositie dan volgens de huidige methode wordt verondersteld. De laagste toleranties worden daarbij berekend voor de P-beperkte standplaatsen, de Ellenberg N-indicatiegetallen zijn daar bij benadering een factor 1.2 hoger dan volgens de huidige praktijk. P-beperkte standplaatsen zijn dus minder tolerant voor overschrijding van kritische N-niveaus dan N-beperkte standplaatsen. Op N-beperkte standplaatsen worden op N-arme bodemtypen lagere en op N-rijke bodemtypen hogere toleranties dan in de huidige praktijk.

De verschillen tussen Ellenberg N-indicatiegetallen van de scenario's zijn beperkt en zijn bij het realistische scenario over de hele range 2-5% lager dan bij het referentiescenario, hetgeen vanzelfsprekend is door de lagere N-depositie in het realistische scenario. De lagere toleranties van de vegetatie voor stikstofdepositie vertalen zich in een wat lagere biodiversiteitsindex. De biodiversiteitsindex gaat volgens de nieuwe methode zowel op N- als op P-beperkte standplaatsen omlaag met een factor die varieert tussen 0.8 en 1.0. De verschillen tussen de scenario's zijn voor de biodiversiteitsindex gering en bedragen slechts 1 à 2%.

De resultaten van deze studie impliceren dat volgens de nieuwe methode de kritische depositieniveaus van de vegetatietypen voor de wat rijkere standplaatsen (> 100kg N/ha) met N-beperking naar boven zouden kunnen worden bijgesteld. De armere standplaatsen met N-beperking (< 100kg N/ha) zouden naar beneden moeten worden bijgesteld. Onder P-beperkte omstandigheden zouden de kritische depositieniveaus in alle gevallen naar beneden moeten worden bijgesteld.

Gezien de grote onzekerheid in de relaties en het grote politieke belang is het aan te bevelen het verschil in kritische depositieniveaus tussen N-beperkte en P-beperkte standplaatsen nader te onderzoeken.

1 Inleiding

Maatschappelijke context

Eén van de doelstellingen van het milieubeleid is de uitstoot en emissie van stikstof te reduceren tot een niveau waarbij de schade voor natuur acceptabel is. Kritische depositieniveaus worden gebruikt als criterium voor de maximaal toelaatbare belasting van ecosystemen: de zgn. beschermingsniveaus. Nog steeds wordt in Nederland de kritische depositie voor stikstof op grote schaal overschreden. Verkenningen wijzen uit dat dit op een termijn van ca. 10 jaar nog steeds het geval zal zijn. Het effect van overschrijding van de kritische depositie is vooral een verlies aan plantensoorten. De relevantie van dit probleem is groot daar de EU harde eisen stelt aan de staat van instandhouding van de natuurgebieden die deel uitmaken van het Natura 2000-netwerk. Naar analogie van het inschatten van effecten van milieuvervuiling op de volksgezondheid is in het milieubeleid behoefte aan voorspellingen van toekomstige effecten van stikstofdepositie c.q. de te verwachten overschrijding van het kritische depositieniveau op de soortenrijkdom aan planten.

Beleidsproblematiek

Momenteel wordt de mate waarin mogelijke effecten van stikstofdepositie op de biodiversiteit (hier gedefinieerd als de diversiteit en aantallen plantensoorten) optreden gerelateerd aan de overschrijding van het kritische depositieniveau. Hiervan worden in Europa kaarten gemaakt door het Coordinating Centre for Effects (CCE) op basis van bijdragen uit lidstaten. De resultaten worden doorgegeven en geëvalueerd in de ICP on Mapping and Modelling van de Working Group on Effects van de UNECE. Hoewel er in kringen van ecologen en natuurbeschermers brede consensus is over dit verschijnsel, ontbreekt het aan een aansprekende maat die de biodiversiteit in één getal uitdrukt en die gerelateerd kan worden aan regionale effecten van stikstofdepositie. Het gebruik van louter de 'critical load overschrijding' is niet voldoende als maat. Het beleid heeft behoefte aan een indicator waarmee effecten van atmosferische depositie op biodiversiteit zichtbaar gemaakt kunnen worden. Zo'n maat zou faciliterend kunnen zijn in de internationale onderhandelingen op het gebied van emissie en depositie.

Wetenschappelijke problematiek

Effecten van stikstofdepositie op de vegetatie bestaan doorgaans uit een toename van de droge stofproductie die kan worden toegeschreven aan een toename van snelgroeiende aan stikstofrijke milieu's aangepaste soorten en een verdringing van langzaam groeiende aan stikstofarme milieu's aangepaste soorten. De genomen productie gaat veelal gepaard met een netto verlies aan biodiversiteit. Het proces leidt ertoe dat algemene soorten steeds algemener worden, en zeldzame soorten steeds zeldzamer. Deze processen kunnen worden gesimuleerd met modellen. Voor de berekening van de kritische depositieniveaus wordt in Nederland gebruik gemaakt van de modelketen SMART2-SUMO-NTM/MOVE, die uit een bodem- en een vegetatiemodule bestaat. SMART2 berekent de bodemprocessen, SUMO de droge stofproductie van de vegetatie en NTM/MOVE de response van plantensoorten en de vegetatie.

De onzekerheid van de huidige modellen om het kritische depositieniveau op een bepaalde plek te voorspellen is groot. Dit hangt samen met het feit dat er momenteel nog geen directe relaties beschikbaar zijn tussen gemeten bodemeigenschappen en vegetatierespons. Bij de huidige modelberekeningen worden de bodemeigenschappen op een bepaalde plaats afgeleid uit de samenstelling van de vegetatie. Daarbij wordt gebruik gemaakt van de indicatieve waarde van aanwezige plantensoorten (Ellenberg N-indicatiegetal) voor de zuurgraad (e-R), de vochtbeschikbaarheid (e-F) en de stikstofbeschikbaarheid (e-N) van de bodem. De kritische depositieniveaus zijn gebaseerd op een relatie tussen droge stofproductie en N-beschikbaarheid. Door de ingewikkelde chemie van stikstofverbindingen in de bodem is het lastig in het veld de effecten van stikstof-

depositie op de N-beschikbaarheid te kwantificeren (Van Dobben et al., 2005). Daarom worden N-indicatiegetallen van de vegetatie gebruikt als een benadering voor de N-beschikbaarheid in de bodem. Daarnaast hebben Schouwenberg et al. (2000) en Wamelink et al. (in prep.) aangetoond dat de relatie tussen fysisch meetbare eenheden en Ellenberg indicatiegetallen het grootste aandeel hebben in de onzekerheid van modelresultaten van de keten SMART2-SUMO-NTM/MOVE. Dit is een belangrijke reden om deze relaties te verbeteren.

Een belangrijke impliciete veronderstelling in de modellen is dat stikstof de groeibeperkende factor voor de gewasproductie is en dat stikstof daarom bepalend is voor de voedingstoestand. Uit onderzoek in onbemeste droge zure tot natte licht zure graslanden (Kemmers et al., 2010) bleek dat de productie van de vegetatie in slechts enkele gevallen door uitsluitend stikstof wordt beperkt en dat in overige gevallen P en K of combinaties van N, P en K beperkend zijn.

Het gebruik van de Ellenberg indicatiegetallen voor stikstof om de voedingstoestand van de bodem aan te geven is daarom omstreden. Soms zal stikstof en soms zal fosfor of co-limitatie bepalend zijn voor de voedingstoestand. Te verwachten is dat een verbeterde relatie tussen voedselrijkdom (gebaseerd op gemeten N-, P- en K-beschikbaarheid) en productie/ biodiversiteit grote consequenties zal hebben voor de grootte van kritische depositieniveaus van stikstof. In de te ontwikkelen maat voor botanische diversiteit dient daarom rekening gehouden te worden met effecten van N-depositie in systemen die niet alleen door N maar ook door P worden beperkt in productiviteit.

Doelstelling onderzoek

In dit rapport wordt een verslag gegeven van onderzoek waarin gezocht is naar een methode om aan de beleidsvraag naar een effectindicator voor biodiversiteit tegemoet te komen en waarin tegelijkertijd een oplossing is gezocht voor het wetenschappelijke probleem om de Ellenberg N-indicatiegetallen ook te kunnen gebruiken voor het vaststellen van de voedingstoestand in zowel N- als P-beperkte groeiplaatsen.

Er werden vier doelstellingen voor het onderzoek geformuleerd:

1. Ontwikkelen van een aansprekende maat voor diversiteit aan plantensoorten in relatie tot stikstof- en zuurdepositie op basis van een evaluatie van bestaande nationale en internationale indicatoren.
2. Maken van een landsdekkende doorrekening van een scenario voor te verwachten effecten van stikstof- en zuurdepositie op de ontwikkelde diversiteitsmaat.
3. Ontwikkeling van een verbeterd model waarbij een directere koppeling tussen de depositie van stikstof-verbindingen en de nieuw ontwikkelde diversiteitsmaat tot stand wordt gebracht en waarbij bovendien voor de relatie tussen voedselrijkdom en biodiversiteit van een standplaats rekening wordt gehouden met de aard van groeibeperkende factoren (naast stikstof ook fosfaat).
4. Maken van een landsdekkende doorrekening voor de ontwikkelde diversiteitsmaat met het verbeterde model gebaseerd op de onder 3) bewerkstelligde koppeling.

Bij realisatie van de doelstellingen wordt het mogelijk om de effecten van depositie van stikstof (en zuur) op diversiteit aan plantensoorten regionaal te kwantificeren en dit tevens te illustreren voor Nederland (Doelstelling 1 en 2). Hiermee wordt aan het beleid een betere maat geleverd voor de evaluatie van de effecten van stikstofdepositie dan louter de 'critical load overschrijding'. Met de verbeterde maat voor de voedselrijkdom van de bodem in afhankelijkheid van ook andere groeibeperkende factoren wordt het waarschijnlijk mogelijk om betere voorspellingen te maken van de effecten van stikstofdepositie en van de kritische N -depositieniveaus en dit dan ook weer te illustreren voor Nederland (Projectonderdeel 3 en 4).

Leeswijzer

In hoofdstuk 2 worden de methoden besproken die we hebben ontwikkeld om de onderzoeksvragen te kunnen beantwoorden. Daarin wordt eerst (paragraaf 2.1) een synopsis gegeven van de weg die gevolgd is voor de ontwikkeling van de nieuwe 'effectindicator biodiversiteit'. Vervolgens (paragraaf 2.2) worden de processen toegelicht die door de modellen SMART2-SUMO-NTM worden gesimuleerd. In paragraaf 2.3 wordt beschreven hoe de rekenresultaten van SMART2 omgezet worden naar input voor het NTM. De huidige praktijk (2.3.1) wordt toegelicht, waarbij uitgegaan wordt van gegevens die niet gespecificeerd zijn naar de aard van de beperkende factor voor gewasgroei als de conversiefuncties die in het kader van dit project werden afgeleid voor N- resp. P-beperkte groeiplaatsen (2.3.2). Paragraaf 2.4 beschrijft de modelinput die is gebruikt voor doorrekening van scenario's van depositie-effecten. Hoe we zijn omgegaan met het vaststellen van de ruimtelijke variatie in het voorkomen van N- en P-beperkte standplaatsen wordt in de paragrafen 2.5 en 2.6 toegelicht. In hoofdstuk 3 worden de resultaten gepresenteerd waarbij de berekende effecten van de gangbare methode wordt vergeleken met de effecten volgens de nieuwe biodiversiteitindex met een specificatie voor zowel N- als P-beperkte standplaatsen. In hoofdstuk 4 worden de belangrijkste conclusies van het onderzoek nog eens bij elkaar gezet.

2 Synopsis van methoden

2.1 Effectindicator biodiversiteit

Achtergrond

Sinds de Rio Conventie (1992) krijgt het begrip *Biodiversiteit* steeds meer politieke betekenis en ontstond er een grote variatie aan maten voor biodiversiteit, vaak geheel verschillend van de oorspronkelijke bedoeling. In het kader van het SEBI2010-project (Streamlining European Biodiversity Indicators) werd in 2004 een poging ondernomen om dit voor Europa te stroomlijnen. In 2007 werd de eerste fase afgesloten met een voorstel voor een eerste set van indicatoren waarmee de voortgang in de realisatie van de Europese doelstellingen om het verlies aan biodiversiteit te stoppen kon worden gemonitord.

2.1.1 Criteria

Uit de grossijst van 655 indicatoren werden in het SEBI-project uiteindelijk 26 hoofdgroepen geselecteerd. Criteria voor een goede biodiversiteitsmaat zijn dat de maat ecologische betekenis moet hebben en beïnvloedbaar moet zijn via beleidsmaatregelen. Uit de evaluatie van deze hoofdgroepen blijken dan slechts zes indicatoren een ecologische betekenis te hebben omdat ze gebaseerd zijn op plantensoorten en hun hoeveelheden. Om in aanmerking te komen voor gebruik in relatie tot critical loads moet de indicator ook informatie bevatten over de waarde van een beschouwd ecosysteem en moeten met de indicator effecten van scenarioberekeningen kunnen worden berekend. Daardoor blijven uiteindelijk drie indicatoren over waarmee een relatie naar critical loads kan worden gelegd (Van Dobben en Wamelink, in prep.): i) Index gebaseerd op bedekking en verspreiding van een set geselecteerde soorten, ii) Index gebaseerd op Rode Lijst-soorten van Europa en iii) Index gebaseerd op overschrijding van kritische depositie-niveaus van stikstof.

Een ecologische diversiteitsmaat moet uit twee componenten bestaan:

- Het aantal soorten: de diversiteit is hoger naarmate er meer soorten zijn.
- De relatieve abundantie: een ecosysteem met dominantie van één soort is minder divers dan een systeem met meerdere soorten die in gelijke mate voorkomen.

De meest algemene vorm waarin een diversiteitsindex (H) wordt geformuleerd is:

$$H(\alpha, \beta) = \sum_{i=1}^s p_i^\alpha (-\log p_i)^\beta \quad (\text{vgl. 1})$$

Waarin s het aantal soorten, p_i de abundantie van soort i , en α and β parameters voor weging zijn.

2.1.2 Naar een nieuwe maat

De nieuwe biodiversiteitsmaat is gebaseerd op de zgn. 'Gelderland-methode' (Wamelink et al., 2003). Bij deze methode zijn twee overwegingen gehanteerd, die aansluiten bij criteria waarop Rode Lijst-soorten worden geselecteerd: i) De politieke implementatie van biodiversiteit moet zijn dat uitsterven van soorten moet worden voorkomen en ii) een soort die dreigt uit te sterven moet zeldzaam zijn en in aantallen achteruitgaan.

In Nederland worden zes categorieën Rode Lijst-soorten onderscheiden: onbedreigd, gevoelig, kwetsbaar, bedreigd, ernstig bedreigd en uitgestorven. In tabel 1 zijn deze categorieën geclassificeerd volgens de gebruikte criteria. Deze benadering sluit goed aan bij de 'Red List Index for European species' van het SEBI2010, waarmee de internationale inbedding gewaarborgd lijkt. Om in breder Europees verband draagvlak te krijgen is deze methodiek gepresenteerd tijdens UN-ECE meeting in Stockholm (UN-ECE mei 2009).

Tabel 1

Categorieën Rode Lijst-soorten gerangschikt naar mate van achteruitgang (% decline) en voorkomen in uurhokken in Nederland (% squares). LR: onbedreigd; SU: gevoelig; VU: kwetsbaar; EN: bedreigd; CR: ernstig bedreigd; EXT: uitgestorven.

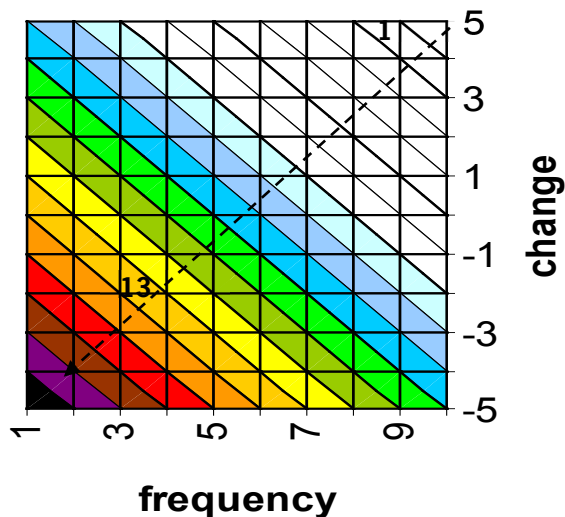
% decline	< 25%	SU	LR	LR	LR
	25% - 50%	VU	VU	VU	LR
	50% - 75%	EN	EN	VU	SU
	75% - 100%	CR	EN	VU	SU
	100%	EXT			
		< 1%	1% - 5%	5%-12%	> 12%
		% squares (actual)			

De gehanteerde criteria voor Rode Lijst-soorten kunnen ook gehanteerd worden voor de overige plantensoorten van de Nederlandse Flora en kunnen daarom ook worden toegepast om een vegetatie te beoordelen. Een vegetatietype is dan waardevoller naarmate het meer zeldzame en achteruitgaande soorten bevat. Het Nederlandse soortenbestand is onderverdeeld in tien zeldzaamheidsklassen op basis van een voorkomen in cellen van een 5x5 km grid in de periode 1990-2000 en in vijf klassen naar afname of toename over de periode van voor 1940 en tussen 1990 en 2000. Door combinatie van de factoren zeldzaamheid en achteruitgang kunnen 18 klassen onderscheiden worden (figuur 1).

Van een vegetatieopname of -type wordt de biodiversiteitsindex vastgesteld door sommatie van de indices van individuele soorten volgens:

$$H = \frac{1}{\log \max\{5, N\}} \sum_{i=1}^N Q_i \cdot S_i \quad (\text{vgl. 2})$$

Waarbij H de biodiversiteitscore van de vegetatie, N het aantal soorten in een opname, Q_i een weegfactor voor soort i en S_i de biodiversiteitsindex van soort i is.



Figuur 1

Biodiversiteitsindex gebaseerd op de Rode Lijst-criteria zeldzaamheid (frequency) en achteruitgang (-change) of vooruitgang (+change). Door combinatie van de factoren zeldzaamheid en achteruitgang kunnen 18 klassen onderscheiden worden, die zijn aangegeven door de verschillend gekleurde diagonale stroken. Categorie 1 vertegenwoordigt de laagste en categorie 18 de hoogste biodiversiteitscore.

2.1.3 Potentiële biodiversiteit

In de 'Gelderland-methode' (Wamelink et al., 2003) wordt het voorkomen van een soort geschat met behulp van een calibratieset (ca. 160.000 vegetatieopnamen), waarbij de kans op voorkomen van een soort op een bepaalde standplaats wordt voorspeld op basis van regressie van soorten op standplaatsfactoren en vegetatiestructuur:

- Hydrologie,
- pH bodem,
- N-beschikbaarheid bodem,
- Vegetatiestructuur:
 - Naaldbos,
 - Loofbos,
 - Heide,
 - Gras.

Ruimtelijke informatie over deze condities wordt in de 'Gelderland-methode' berekend met het model SMART2 (zie paragraaf 2.2).

Indien de aanwezigheid van soorten op een standplaats kan worden geschat uit abiotische factoren, kan ook de potentiële biodiversiteit van die standplaats worden voorspeld door de biodiversiteitsindex H (zie vgl. 2) te berekenen uit de diversiteitsindices van de samenstellende soorten. In het NTM wordt deze getrapte benadering kortgesloten door de potentiële biodiversiteitsindex H rechtstreeks te berekenen als functie van vegetatiestructuur en de abiotische factoren.

De weergave van de potentiële biodiversiteit is veelbelovend voor scenariostudies. Met SMART2 kunnen van verschillende depositiescenario's effecten op standplaatsfactoren worden berekend. De output van SMART2 kan vervolgens als input voor NTM worden gebruikt om de potentiële biodiversiteit voor verschillende tijdstippen te berekenen.

2.2 Modelling depositiescenario's met SMART2-SUMO-NTM

Voor de berekening van effecten van depositiescenario's wordt gebruik gemaakt van de modellentrein SMART2-SUMO-NTM. SMART2-SUMO is een dynamisch model dat bodemprocessen en vegetatiegroei beschrijft. NTM is een statistisch model waarmee de potentiële biodiversiteit wordt berekend.

2.2.1 SMART2

SMART2 is ontwikkeld om effecten van beleidsmaatregelen (o.a. scenario's voor vermindering van atmosferische depositie) op abiotische factoren in natuurlijke ecosystemen te kwantificeren (Kros et al., 1995; Kros, 1998). SMART2 is een uitbreiding van het bodemverzuringmodel SMART (De Vries et al., 1989). Ten opzichte van SMART is een volledige nutriëntencyclus toegevoegd, hetgeen betekent dat in SMART2 ook terugkoppeling met de strooiselproductie en -afbraak plaatsvindt. Bovendien is de modellering van kwel toegevoegd. SMART2 bestaat uit: i) een serie massabalansvergelijkingen, die de input-output-relaties voor een element van een bodemcompartiment beschrijven en ii) een set van vergelijkingen voor de beschrijving van de snelheids- en evenwichtsprocessen waarbij die elementen in de bodem zijn betrokken. Het model bevat alle macro-elementen uit de ladingsbalans. Na^+ en Cl^- zijn slechts aanwezig als indifferente ionen en zitten alleen in de ladingsbalans. Omdat het model toepasbaar moet zijn op nationale schaal worden processen op een eenvoudige manier beschreven (Kros 1998). Tabel 2 geeft een overzicht van de in SMART beschreven processen.

Tabel 2

Processen en procesbeschrijving in het model SMART2.

Processen	Ion	Procesbeschrijving
<i>Input</i>		
Totale depositie	SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ , $\text{BC}^{2+ \ 1)}$, Na^+ , K^+	Input
Kwel	SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ , $\text{BC}^{2+ \ 1)}$, Na^+ , K^+	Input
<i>Snelheidsreacties</i>		
Bladopname	NH_4^+	Lineair evenredig met de totale depositie
Bladuitloging	$\text{BC}^{2+ \ 1)}$, K^+	Gelijk aan bladopname
Bladval	$\text{BC}^{2+ \ 1)}$, K^+ , NH_4^+ , NO_3^-	Berekend door SUMO
Wortelsterfte	$\text{BC}^{2+ \ 1)}$, K^+ , NH_4^+ , NO_3^-	Berekend door SUMO
Mineralisatie	$\text{BC}^{2+ \ 1)}$, K^+ , NH_4^+ , NO_3^-	1 ^e -orde-reactie en functie van pH, GVG en C/N-ratio
N-immobilisatie	NH_4^+ , NO_3^-	Evenredig met de N-depositie en een functie van de C/N-ratio
Groeiopname	$\text{BC}^{2+ \ 1)}$, K^+ , NH_4^+ , NO_3^-	Berekend door SUMO
Nitrificatie	NH_4^+ , NO_3^-	Evenredig met de netto- NH_4^+ -input en een functie van de pH, GVG en C/N-ratio
Denitrificatie	NO_3^-	Evenredig met de netto NO_3^- input en een functie van de pH, GVG en C/N-ratio
Silicaatverwerking	Al^{3+} , BC^{2+} , Na_+ , K^+	0 ^e -orde-reactie
<i>Evenwichtsreacties</i>		
Dissociatie/associatie	HCO_3^-	CO_2 -evenwicht
Carbonaatverwerking	BC^{2+}	Carbonaatevenwicht
Al-hydroxide-verwerking	Al^{3+}	Gibbsietevenwicht
Kationenomwisseling	$\text{H}^{+ \ 2)}$, Al^{3+} , BC^{2+}	Gaines-Thomasvergelijking
Sulfaatsorptie	H^+ , SO_4^{2-}	Langmuirvergelijking

¹⁾ BC^{2+} staat voor divalente basische kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+}).

²⁾ H^+ wordt impliciet, via de ladingsbalans, door alle processen beïnvloed.

De netto-input van een element bestaat uit atmosferische depositie (waarbij rekening gehouden wordt met kronendakinteractie) en uit kwel. Verder wordt de bodemchemie beïnvloed door nutriëntencyclus-processen en de geochemische interacties tussen de vaste en vloeibare fase van de bodem (CO_2 -evenwichten, carbonaat-verwerking, silicaatverwerking, oplossing van Al-hydroxides en kationenumwisseling). De volgende processen zijn niet meegenomen:

- N-fixatie en NH_4^+ -adsorptie
- Opname, immobilisatie en reductie van SO_4^{2-}
- Complexatie van Al^{3+} met OH^- , SO_4^{2-} en RCOO^-

In SMART2, zónder SUMO, zijn de interacties tussen bodemoplossing en vegetatie niet meegenomen. Groei en strooiselproductie worden daar opgelegd via een lineaire of logistische groeicurve. Nutriëntenopname wordt slechts beperkt wanneer er sprake is van een tekort in de bodemoplossing. In SMART2-SUMO is de opgelegde groeicurve vervangen door een procesbeschrijving met SUMO en is er interactie aanwezig tussen de nutriëntenbeschikbaarheid en -opname, vegetatieontwikkeling en strooiselproductie (Wamelink et al. 2000).

Het bodemorganisch materiaal wordt verdeeld over de minerale laag en de strooisellaag. Het organisch materiaal in de minerale laag wordt niet afgebroken en wordt alleen gebruikt om de C/N-verhouding te berekenen voor immobilisatie. Het organisch materiaal in de strooisellaag wordt verdeeld in een makkelijk afbreekbaar deel (vers strooisel) en in een langzaam afbreekbaar deel (oud strooisel). De afbraak van vers strooisel wordt berekend als een fractie van de strooiselproductie. Vers strooisel dat niet in het eerste jaar wordt afgebroken gaat naar de oud-strooiselpool, die afbreekt volgens een 1^e orde reactie.

Interacties tussen bodem- en bodemoplossing zijn óf met een eenvoudige snelheidsreactie (bijv. silicaat-verwerking) óf door evenwichtsreacties (bijv. carbonaat- en Al-hydroxideverwerking en kationenumwisseling) beschreven. Beïnvloeding van processen als verwerking en kationenumwisseling door omgevingsfactoren zoals de pH zijn buiten beschouwing gelaten. Stoftransport uit het bodemcompartiment is beschreven onder de aanname dat er volledige menging optreedt en dat het bodemcompartiment homogeen is met een vaste laagdikte en dichtheid. Omdat SMART2 een éénlagig model is, wordt de verticale heterogeniteit verwaarloosd en hebben de voorspelde bodemvochtconcentraties betrekking op het water dat de wortelzone verlaat. De jaarlijkse watertoevoer is gelijk aan de neerslag, die als modelinput wordt opgelegd. De tijdstap van het model is een jaar; seizoensvariatie wordt niet meegenomen. Voor een uitgebreide onderbouwing van bovenstaande aannamen en vereenvoudigingen wordt verwezen naar De Vries et al. (1989).

2.2.2 SUMO

In dit project is gebruik gemaakt van het SUMO2 model versie 3.2.1. Voor een uitgebreide beschrijving wordt verwezen naar Wamelink et al. (2009a; 2009b).

SUMO2 simuleert i) de biomassaontwikkeling voor vijf verschillende functionele vegetatiecompartimenten (kruiden en grassen, dwergstruiken, struiken en twee boomsoorten) als gevolg van beheer (maaïen, grazen, dunnen/kappen, plaggen en branden), ii) de nutriënten- en vochtbeschikbaarheid in afhankelijkheid van klimaat-gerelateerde factoren als temperatuur en kooldioxide concentratie in de lucht. Per vegetatiecompartiment wordt de biomassaontwikkeling voor drie organen gesimuleerd, wortels, stam/tak en blad. Voor elk orgaan wordt een volledige nutriëntencyclus gemodelleerd (N, P, K, Mg, Ca). Beschikbaarheden van de nutriënten worden gegeven door SMART2, terwijl SUMO2 het model SMART2 voorziet van gegevens over biomassa die afsterft en in de strooisellaag terecht komt, inclusief het nutriëntengehalte. Op basis van de biomassaverdeling over de vegetatiecompartimenten bepaalt SUMO2 welk vegetatietype geacht wordt aanwezig te zijn. Bij veranderingen in die verdeling kan successie optreden, waardoor het vegetatietype verandert. Het effect van klimaatverandering vindt direct plaats op de maximale groei van de vegetatiecompartimenten; de maximale

groeisnelheid is afhankelijk van de gemiddelde jaartemperatuur en de CO₂-concentratie. Indirect kan het klimaat effect hebben op de groei, o.a. via de door SMART2 geleverde stikstofbeschikbaarheid. Deze is afhankelijk van o.a. de stikstofdepositie, maar ook van de temperatuur via beïnvloeding van de mineralisatiesnelheid.

Hoewel SMART2 en SUMO2 met puntgegevens werken en in principe dus schaal onafhankelijk zijn draait SUMO2 op een nationale schaal met gridcellen van 250*250m, waardoor kleine zgn. pareltjes veelal niet meegenomen worden in de berekeningen. Voor het draaien van SUMO2 is een vegetatietypenkaart als invoer nodig. SUMO2 is inhoudelijk niet aangepast voor de berekeningen in dit project.

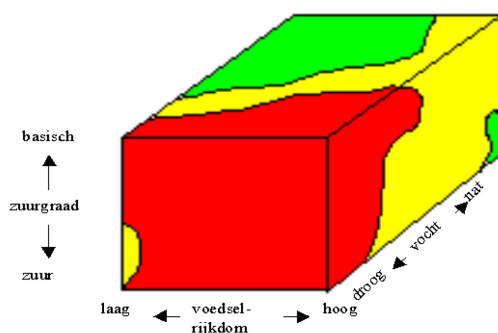
2.2.3 NTM

Het natuurwaarderingsmodel NTM3 (Wamelink et al., 1997; Schouwenberg, 2002; Wamelink et al., 2003) is ontwikkeld voor de voorspelling van (potentiële) natuurwaarden op grond van de hydrologie en de bodemkenmerken pH en beschikbaarheid van stikstof. NTM is een regressiemodel dat een relatie legt tussen de betreffende milieufactoren en de vegetatie. Het is gebruikelijk om natuurwaarden te formuleren op basis van plantensoorten of vegetatietypen. Modelmatige voorspelling omtrent het voorkomen van afzonderlijke soorten of typen gaat echter gepaard met grote onzekerheden. Daarom wordt door NTM deze stap via de soorten niet gemaakt en wordt de natuurwaarde direct ontleend aan de combinatie van abiotische omstandigheden en vegetatiestructuur. NTM is voor te stellen als een driedimensionale grafiek waarbij langs de assen de factoren vocht, zuurgraad en voedselrijkdom staan, en aan elke combinatie van deze drie factoren een natuurwaarde is toegekend (figuur 2).

Ideaal gesproken zou NTM gecalibreerd moeten worden op een set van veldwaarnemingen van natuurwaarde, gecombineerd met waarnemingen van abiotische omstandigheden. Omdat dergelijke relaties onvoldoende beschikbaar zijn (zie Sanders et al., 2000), wordt in NTM gebruik gemaakt van de door Ellenberg (1991) geschatte indicatiewaarden per soort, en een afzonderlijke omrekening van deze indicatiewaarden naar fysieke grootheden. Dit laatste gebeurt in de module P2E. Met de invloed van vegetatiestructuur wordt rekening gehouden door de relatie tussen natuurwaarde en abiotische omstandigheden voor elk structuurtype afzonderlijk af te leiden. In de huidige versie zijn de structuurtypen: loofbos, naaldbos, heide en 'open landschapselementen' (= alles wat geen bos of heide is).

Het model is gecalibreerd aan de hand van 160.252 vegetatieopnamen uit het bestand van de Vegetatie van Nederland (Schaminée et al., 1995-1999; zie Schouwenberg, 2002). Aan elke soort is een indicatiewaarde voor natuurbehoud toegekend aan de hand van zeldzaamheid, achteruitgang en (inter)nationaal belang (zie paragraaf 2.1.2: de 'Gelderland-methode' (Hertog en Rijken, 1992; Van Dobben et al. in prep.). Deze index is gebruikt bij het toekennen van een natuurwaarde aan elke vegetatieopname. De waarde van elke opname is vervolgens toegekend aan elke afzonderlijke soort in die opname. Vervolgens is een niet-lineaire regressie uitgevoerd van deze natuurwaarde op de Ellenberg-indicatiegetallen voor vocht (E_p), zuurgraad (E_r) en stikstofbeschikbaarheid (E_N) per soort. Hierbij is gebruik gemaakt van P-splines (Eilers en Marx 1996, Wamelink et al., 2003.).

De natuurwaarde is een maat voor de floristische biodiversiteit, uitgedrukt op een arbitraire schaal (NW < 10 betekent: lage natuurwaarde, kans op het aantreffen van een Rode Lijst-soort zeer gering; en NW > 15 betekent: hoge natuurwaarde, kans op het aantreffen van een Rode Lijst-soort groot).



Figuur 2

Grafische weergave van NTM; gelijke tint = gelijke natuurwaarde.

2.3 Conversie SMART-output naar Ellenberg-getallen

In de modelketen SMART2-SUMO-NTM/MOVE worden de rekenresultaten van SMART2 gebruikt als invoergegeven voor NTM/MOVE. Daarbij doet zich het probleem voor dat SMART2 fysische of chemische grootheden berekent om de abiotische toestand te beschrijven, terwijl NTM/MOVE daarvoor gebruik maakt van Ellenberg-indicatiegetallen. De output van SMART2 moet dus eerst vertaald worden naar Ellenberg-getallen voordat de effecten van veranderde abiotische omstandigheden op de vegetatie met NTM/MOVE berekend kunnen worden.

In paragraaf 2.3.1 beschrijven we eerst de huidige methode waarmee de abiotische eigenschappen nutriëntenrijkdom, zuurgraad en vochttoestand worden gekoppeld aan de Ellenberg-getallen. Vervolgens beschrijven we in paragraaf 2.3.2 de nieuwe methode voor deze koppeling.

2.3.1 Huidige methode voor conversie van de zuurgraad, vocht- en nutriëntentoestand

Om de abiotische output uit SMART2 en SUMO bruikbaar te maken als input voor NTM moet deze eerst worden 'vertaald' naar een Ellenberg-indicatiegetal. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van de conversiemodule P2E. Deze module converteert middels regressievergelijkingen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), pH en N-beschikbaarheid naar Ellenberg indicatiegetallen voor vocht (E_F), zuurgraad (E_R) en voedselrijkdom (E_N). De conversievergelijkingen in P2E zijn afgeleid met behulp van vegetatieopnamen waarin metingen aan abiotische condities zijn verricht. De regressie voor pH naar e_R en GVG naar e_F zijn overgenomen uit Wamelink et al. (2008), werkdocument WOT 35. De regressie voor N-beschikbaarheid naar E_N is afgeleid volgens Wamelink et al. (in prep.).

Conversie van pH

Voor de conversie van de pH is een extra stap nodig. De pH die uit SMART2 komt, refereert aan de pH van de bodemoplossing (pH_{SMS}), terwijl de pH die door NTM wordt gebruikt refereert aan de pH_{H_2O} . Om de pH_{SMS} om te rekenen naar pH_{H_2O} is gebruik gemaakt van lineaire relaties zoals die door Kros (1998) zijn afgeleid (zie tabel 3). De pH_{SMS} is hierbij gemeten in de bodemoplossing na het centrifugeren van een vers genomen monster, en de pH_{H_2O} volgens een gestandaardiseerde procedure voor bodemanalyses (schudden van een gedroogd bodemonster met gedemineraliseerd water in een verhouding van bodem/water van 1:5).

De vergelijking voor omrekening van pH_{SMS} naar pH_{H_2O} is als volgt:

$$pH_{H_2O} = a + bpH_{SMS}$$

met a , b : regressiecoëfficiënten

Tabel 3

Lineaire regressieanalyse van de pH in het bodemvocht en pH_{H_2O} (Kros 1998).

Grondsoort	N	a ¹⁾	b ¹⁾	R ² _{adj}
Zand	549	0.70	0.88	0.80
Klei	119	0.67	0.88	0.79
Löss	118	0.51	0.93	0.94
Veen	116	1.55	0.59	0.81

¹⁾ Alle coëfficiënten zijn significant met een betrouwbaarheid van > 0.999.

De omrekening naar Ellenberg-indicatiegetal voor zuurgraad (E_R) is als volgt:

$$E_R = c + d * pH_{H_2O}$$

De waarden voor c en d staan vermeld in Tabel 4.

Tabel 4

Parameterwaarden van regressievergelijkingen voor de omrekening van de pH_{H_2O} in E_R .

Vegetatietype	n	c	d	R ² _{adj}
Grasland	2762	1.269	0.673	0.35
Heide	371	-0.042	0.549	0.19
Bos	416	1.757	0.626	0.35

Conversie van GVG

Omrekening van GVG naar vochtindicatiegetal volgens Ellenberg (E_F) voor grasland

$$E_F = a - b * GVG$$

met GVG als de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (m ten opzichte van maaiveld, negatief getal betekent: water **onder** maaiveld). De conversievergelijkingen zijn opgenomen in tabel 5.

Tabel 5

Parameterwaarden van regressievergelijkingen voor de omrekening van de GVG in E_F

Vegetatietype	n	a	b	R^2_{adj}
Grasland	2762	7.899	-1.24E-02	0.22
Heide	371	7.346	-5.35E-04	0.00
Bos	416	7.236	-6.84E-03	0.09

Conversie N-beschikbaarheid

Door Wamelink et al. (2003) is een methode ontwikkeld waarbij de door SMART2 gesimuleerde waarden van de N-beschikbaarheid vertaald worden naar Ellenberg N-indicatiegetallen met een conversiefunctie die door Ertsen (1998) werd afgeleid.

$$E_N = 0.818 + 0.445 * N_{av} \quad (\text{vgl. 3})$$

met: E_N : Ellenberg-indicatiegetal voor voedselrijkdom

N_{av} : N-beschikbaarheid uit SMART2 in $\text{kMol N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$

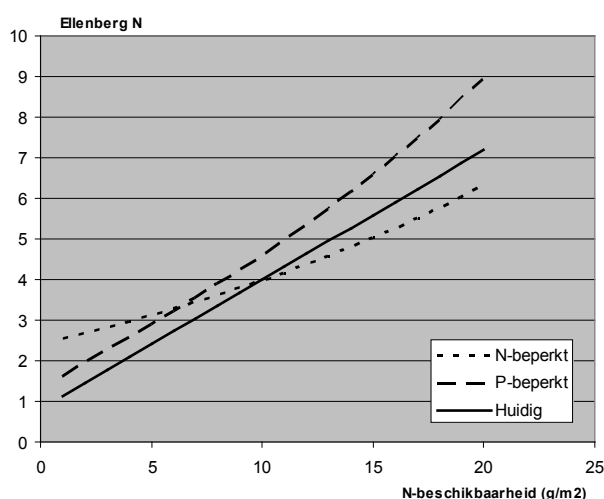
Op basis van de resultaten van onderzoek dat in het kader van dit project door Alterra is uitgevoerd (zie paragraaf 2.3.2) kan deze conversiefunctie nu specifiek voor N- of P-beperkte standplaatsen worden weergegeven (figuur 3), waarbij wordt verondersteld dat N-oogst overeenkomt met N dat via mineralisatie beschikbaar is gekomen (N_{av}).

Conversiefunctie N-beperkte standplaatsen:

$$E_N = 1.18e^{0.1603 * 14 * N_{av}} \quad (\text{vgl. 4})$$

Conversiefunctie P-beperkte standplaatsen:

$$E_N = 1.151e^{0.1223 * 14 * N_{av}} \quad (\text{vgl. 5})$$

**Figuur 3**

Conversiefuncties om Ellenberg-indicatiegetallen voor stikstof te berekenen uit beschikbaarheid van stikstof in de bodem specifiek voor standplaatsen met een N- dan wel P-beperkte productiviteit.

2.3.2 Nieuwe methode voor conversie van de voedingstoestand gespecificeerd voor N- en P-gelimiteerde standplaatsen

Invloed lokale omstandigheden

In het project 'Bepaling van de nutriëntenbeschikbaarheid in gevoelige ecosystemen ten behoeve van het reduceren van de onzekerheid in kritische stikstofbelasting' werd door Kemmers en Van Delft (2007) na inventarisatie van bodem- en vegetatie-eigenschappen van vijftien standplaatsen langs een landschappelijke gradiënt een regressiemodel afgeleid om de productie van de vegetatie te voorspellen uit nutriëntgehalten en -voorraden in de bodem. Met een tweede onafhankelijke dataset (n=10) werd dit model geverifieerd. Bij de verificatie bleek dat de verschillende datasets tot verschillende modeluitkomsten leidden. Hieruit werd de conclusie getrokken dat lokale omstandigheden blijkbaar sterk bepalend zijn voor de modelformulering.

Daarom werden opnieuw berekeningen gemaakt op basis van het totale databestand (n=22) in de veronderstelling dat het productiemodel daarmee een ruimer geldigheidsbereik zou verwerven. Met dit uiteindelijke (niet-geverifieerde) model bleek ruim 75% van de gewasproductie te kunnen worden verklaard uit de C/N-verhouding van de organische stof, de kalium- en de fosforvoorraad. Intensiteitsparameters (gehalten of beschikbaarheden) bleken geen rol te spelen bij de voorspelling van de biomassaproductie. Het stikstof-indicatiegetal (e-N) bleek een slechte voorspeller van de productie (minder dan 4% bijdrage). Onderscheid naar N- of P-beperkte standplaatsen leverde geen significante bijdrage aan het productiemodel.

Omdat uit eerder onderzoek (Kemmers en Van Delft, 2007) bleek dat lokale omstandigheden sterk van invloed zijn op de productiemodellen, wilden we zeker zijn dat de gevonden resultaten niet aan het toeval konden worden toegeschreven. Daarom werd besloten het databestand uit te breiden en de exercitie nogmaals te herhalen. Uiteindelijk werden van 56 standplaatsen verspreid over Nederland gegevens verzameld van de vegetatiesamenstelling, gewasparameters, nutriëntgehalten en -voorraden in de bodem en stikstofmineralisatie en -immobilisatie. In dit uiteindelijke bestand bleek dat er op 23 standplaatsen sprake was van N-beperkte en op 33 standplaatsen P-beperkte omstandigheden.

Invloed beperkende factor

Met deze grotere dataset kon een finaal model worden afgeleid waarbij een significant effect aanwezig bleek te zijn van de beperkende factor op de relatie tussen biomassaproductie en de hoeveelheid door het gewas opgenomen stikstof. Op P-beperkte standplaatsen werd voor een bepaalde droge stofproductie minder beschikbare stikstof opgenomen door het gewas dan op N-beperkte standplaatsen, waaruit werd geconcludeerd dat op P-beperkte standplaatsen minder stikstof nodig is om een bepaalde droge stofproductie te realiseren dan op N-beperkte standplaatsen. Hieruit werd geconcludeerd dat de relatie tussen N-beschikbaarheid en productie afhankelijk is van de aard van de nutriëntenlimitatie.

2.3.2.1 Het finale model

Droge stof productie als voorspeller voor N-indicatie

Omdat bij gebrek aan meetgegevens de productiviteit van een standplaats niet in verband kan worden gebracht met abiotische factoren wordt in het NTM de droge stofproductie geschat uit het N-indicatiegetal volgens Ellenberg. Hiertoe wordt gebruik gemaakt van een databestand op basis afkomstig van > 250 standplaatsen, waarmee Ertsen et al. (1998) via regressieanalyse een verband vonden tussen droge stofproductie (Ds) en N-indicatiegetal (E_N):

$$E_N = 3.89 + 0.18 \cdot Ds \quad (r^2 = 0.54) \quad (\text{vgl. 6})$$

Wanneer de droge stofproductie wordt voorspeld uit het indicatiegetal luidt de regressie vergelijking:

$$D_s = -10.8 + 3.578 \cdot E_N \quad (\text{vgl. 7})$$

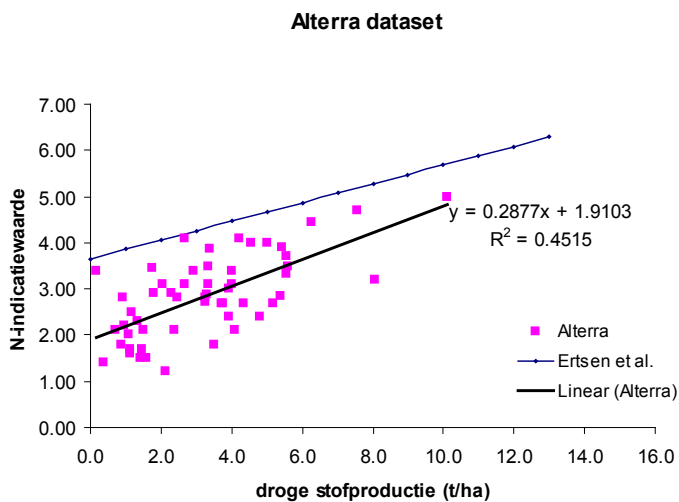
Ook in het finale model gebaseerd op de Alterra dataset (n=56) bleek de droge stofproductie redelijk voorspeld te kunnen worden uit het N-indicatiegetal:

$$D_s = -1.196 + 1.57 \cdot E_N \quad (r^2 = 0.45) \quad (\text{vgl. 8})$$

Wanneer het indicatiegetal wordt voorspeld uit de droge stofproductie luidt de regressievergelijking:

$$E_N = 0.288 + 1.9103 \cdot D_s \quad (r^2 = 0.45) \quad (\text{vgl. 9})$$

Van Dobben et al. (2005) hebben als bezwaar tegen vgl. 7 dat bij toepassing ervan voor een indicatiewaarde van ca. $E_N=3.5$ een productie nul zou worden verkregen, wat hen onaannemelijk lijkt. Met vgl. 8, afgeleid met de Alterra-dataset, zou een productie van ca. 4 t/ha worden gevonden, wat niet onwaarschijnlijk lijkt. Bovendien gaat vgl. 8 vrijwel door de oorsprong. Ondanks het feit dat de verklaarde variantie minder hoog is hebben wij daarom de voorkeur gegeven aan vgl. 8 resp. 9. De dataset waaruit vgl. 8 is afgeleid is weergegeven in figuur 4. Onderscheid tussen N- en P-beperkte standplaatsen is in de relatie tussen droge stof productie en N indicatie waarde niet significant.



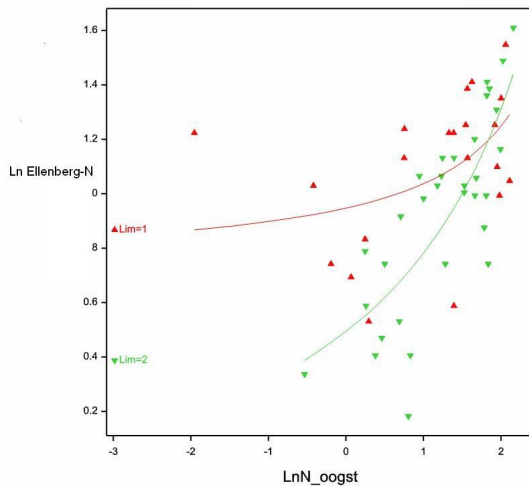
Figuur 4

Verband tussen N-indicatiegetallen volgens Ellenberg en droge stofproductie op 56 door Alterra onderzochte standplaatsen in vergelijking met een regressielijn op basis van een dataset die door Ertsen et al. (1998) werd gevonden.

N- en P-specifieke conversiefuncties.

Omdat in SMART wordt verondersteld dat de N-oogst overeenkomt met N dat via mineralisatie (en N-depositie) beschikbaar is gekomen (N-besch), hebben we N-beschikbaarheid en N-oogst als identieke parameters beschouwd. Met het Alterra-databestand (n=56) werd vervolgens gezocht naar een statistisch model dat, na logtransformatie, het verband tussen de N-oogst en de N-indicatiegetallen het best kon verklaren. Indien rekening werd gehouden met de aard van de nutriëntenlimitatie werd een model gevonden waarmee 48% van

de variatie kon worden verklaard. De N-oogst leverde een significante ($F_{\text{prob}} < 0.001$) en de limiterende factor een zwak significante ($F_{\text{prob}} = 0.019$) bijdrage aan het model (figuur 5). De regressielijnen in figuur 5 werden gebruikt om een relatie af te leiden tussen het e-N en N-oogst in afhankelijkheid van de beperkende factor.



Figuur 5

Scatterdiagram van de N-indicatiegetallen volgens Ellenberg in relatie tot de N-oogst (gN/m^2) na logaritmische transformatie met regressielijnen voor N-beperkte ($\text{Lim}=1$) en P-beperkte ($\text{Lim}=2$) standplaatsen.

Bij de huidige werkwijze worden in het NTM de door SMART gesimuleerde waarden van de N-beschikbaarheid vertaald naar N-indicatiegetallen met een conversiefunctie die door Ertsen (1998) werd afgeleid (zie vgl. 6). Op basis van de Alterra-dataset kan deze conversiefunctie nu specifiek voor N- of P-beperkte standplaatsen worden weergegeven (figuur 5). De conversiefuncties worden als volgt geparametriseerd:

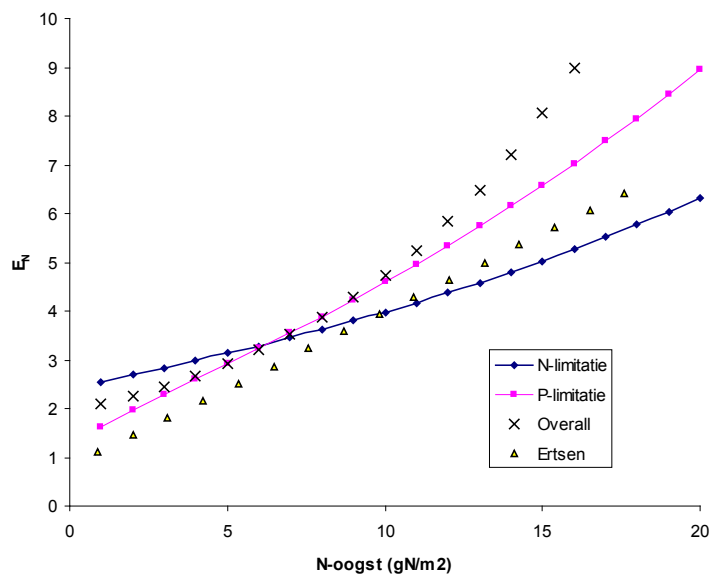
Conversiefunctie N-beperkte standplaatsen: $\text{LnE}_N = 0.88 + 0.057(2.57)\text{LnN-beschikbaar}$ (vgl. 10)

Conversiefunctie P-beperkte standplaatsen: $\text{LnE}_N = 0.07 + 0.415(1.724)\text{LnN-beschikbaar}$ (vgl. 11)

Conversiefunctie ongeacht limitatie: $\text{LnE}_N = 0.67 + 0.061(3.19)\text{LnN-beschikbaar}$ (vgl. 12)

In figuur 6 zijn de functies uitgezet op niet-logaritmische wijze, waarbij ook de relatie van Ersten is opgenomen. Uit figuur 6 blijkt dat volgens de Alterra-dataset voor N-beperkte standplaatsen de N-indicatiegetallen over het algemeen aan hogere waarden van de N-beschikbaarheid (i.e. N-oogst) gekoppeld zijn dan volgens Ertsen et al. (1998). Het blijkt dat op P-beperkte standplaatsen eenzelfde N-beschikbaarheid (N-oogst) samengaat met hogere indicatiegetallen dan op N-beperkte standplaatsen. Andersom geredeneerd betekent dit dat op P-beperkte standplaatsen voor een vegetatie met een bepaalde N-indicatie een lagere N-beschikbaarheid aanwezig is dan op N-beperkte standplaatsen met eenzelfde gemiddelde N-indicatie. Op P-beperkte sites dienen volgens dit model daarom kritischer N-niveaus te worden aangehouden dan op N-beperkte sites. Uit figuur 6 kan worden afgeleid dat voor standplaatsen met N-indicatie < 4 (relatief N-arm) strengere normen voor beschermingsniveaus nodig zijn dan tot nu op basis van de gegevens volgens Ertsen et al. (1998) werd verondersteld. Voor standplaatsen met een N-indicatiegetal > 4 (relatief N-rijk) geldt dat op N-beperkte

standplaatsen iets minder strenge normen kunnen volstaan. Op N-beperkte standplaatsen worden op N-arme bodemtypen lagere en op N-rijke bodemtypen hogere toleranties dan in de huidige praktijk.



Figuur 6

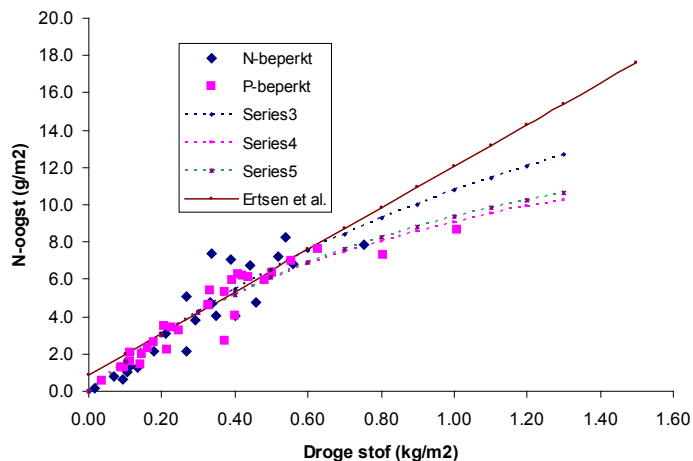
Conversiefuncties om Ellenberg- indicatiegetallen voor stikstof (E_N) te berekenen uit beschikbaarheid van stikstof in de bodem specifiek voor standplaatsen met een N- dan wel P-beperkte productiviteit.

Rationale

Hoe kan worden begrepen dat op P-beperkte standplaatsen een andere relatie tussen e-N en N-beschikbaarheid wordt gevonden (figuren 5 en 6) dan op N-beperkte standplaatsen? Omdat het N-indicatiegetal in NTM gebruikt wordt als een proxy voor de productiviteit van een standplaats kan men zich daarom ook afvragen waarom op P-beperkte standplaatsen met minder beschikbaar stikstof kan worden volstaan om een bepaald productieniveau te bereiken dan op N-beperkte standplaatsen.

Uit de Alterra-dataset blijkt niet alleen dat de droge stofproductie een zeer goede voorspeller is voor de N-oogst (figuur 7), maar ook dat daarbij een verschil aanwezig is tussen N- en P-beperkte standplaatsen, zij het dat dit verschil niet significant is.

In figuur 7 loopt de stikstofopname naar een maximum toe. Vanaf een droge stofproductie van ca. 0,5 kg.m² neemt de N-opname minder snel toe dan volgens de dataset van Ertsen et al. (1998). Voor P-beperkte standplaatsen is dit effect sterker dan voor N-beperkte standplaatsen. Dit impliceert dat op P-gelimiteerde sites minder stikstof wordt opgenomen per eenheid droge stof dan op N-beperkte sites. Dit suggereert dat op P-beperkte sites minder stikstof nodig is om een bepaalde droge stofproductie te realiseren dan op N-beperkte sites. Dit zou betekenen dat op P-beperkte sites de N-use-efficiency ($\delta Ds/\delta N$) groter is dan op N-beperkte standplaatsen. Bij een grote N-use-efficiency (P-beperkte standplaatsen) wordt weinig en bij een kleine N-use efficiency veel stikstof per eenheid ingebouwd. Weinig stikstof per eenheid droge stof kan worden geïnterpreteerd als droge stof met een laag eiwitgehalte. Op P-beperkte standplaatsen met een grote N-use efficiency en wordt dus droge stof geproduceerd met een laag eiwitgehalte.



Figuur 7

Verband tussen droge stofproductie en N-oogst via het gewas op 56 door Alterra onderzochte standplaatsen in vergelijking met een verband op basis van een dataset die door Ertsen et al. (1998) werd gebruikt. Series 3-5 zijn regressielijnen die door de data van N-beperkte ($n=23$; $r^2=82.3$), P-beperkte ($n=33$, $r^2=90.3$) resp. alle standplaatsen ($n=56$, $r^2=84.9$) zijn verkregen via een niet-lineaire fitcurve procedure op basis aan een rechthoekige hyperbool.

Eiwitsynthese is een hoog energetisch proces. Fosfaat is voor de plant fysiologisch van betekenis voor de energiehuishouding (ATP). Bij P-limitatie zou de energievoorziening dus onvoldoende kunnen zijn voor de aanmaak van een ruime hoeveelheid eiwit. Indien geen P-limitatie aanwezig is dan is er voldoende energie (P) beschikbaar om veel N per eenheid droge stof vast te leggen en een eiwitrijk gewas te produceren. Co-limitatie van N en P zou een verklaring kunnen zijn dat op P-beperkte sites minder stikstof nodig is om een bepaald droge stof niveau te bereiken dan op N-beperkte sites. Op P-beperkte sites zal daarom bij lagere N-overschrijdingsniveaus reeds sprake zijn van een toename van de biomassa productie dan op N-beperkte sites. P-beperkte sites zijn daarom gevoeliger voor overschrijding van kritische depositiewaarden dan N-beperkte sites.

2.4 Modelinvoer

De modelinvoer voor SMART2-SUMO bestaat uit ruimtelijk afhankelijke informatie, zoals een bodemkaart, vegetatiekaart, neerslag, kwel en atmosferische depositie (zie paragraaf 2.4.1).

In SMART2 worden zeven bodemtypen onderscheiden:

- SP: arm zand (sand poor)
- SR: rijk zand (sand rich)
- SC: kalkrijk zand (sand calcareous)
- CN: kalkloze klei (clay non-calcareous)
- CC: kalkrijke klei (clay calcareous)
- LN: löss (loess non-calcareous)
- PN: veen (peat non-calcareous)

De SUMO-vegetatietypen zijn: grasland, hei, donker naaldbos, licht loofbos, licht naaldbos donker beukenbos, structuurrijk loofbos, riet, korte vegetatie, kwelder, veenmoeras, moeras en kale grond.

Aan de bodem- en vegetatietypen zijn invoerparameters gekoppeld. In regionale toepassingen worden altijd de nominale waarden gehanteerd. Voor SMART2 zijn dit per bodem- en vegetatietype gemiddelde waarden die zijn afgeleid van een grote set meetgegevens (tabel 6) over heel Nederland (De Vries en Leeters, 1994; Klap et al. 1997). Voor SUMO zijn de invoerparameters veelal gebaseerd op literatuuronderzoek (zie hiervoor Wamelink,

2007). Bij een toepassing op puntniveau kunnen plaats specifieke waarden worden gebruikt. In SMART2 in combinatie met SUMO wordt een deel van de vegetatieafhankelijke parameters (o.a. groei en nutriëntengehalten) berekend door SUMO. De overige parameters (o.a. mineralisatieconstanten) worden biomassagewogen gemiddeld.

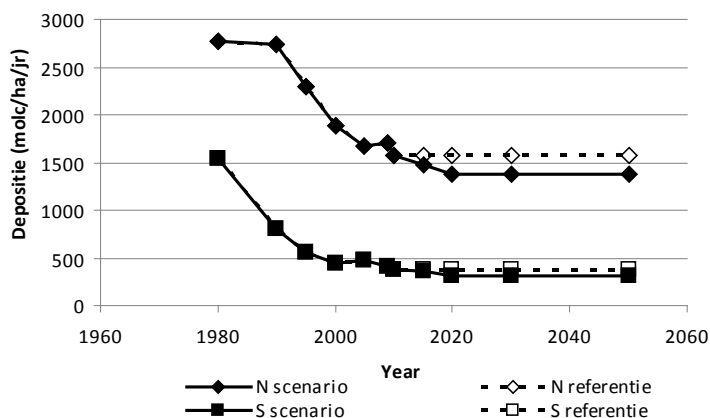
Tabel 6

Aantal met SMART2 doorgerekende locaties per bodem- vegetatiecombinatie.

Bodemtype	Grasland	Hei	Donker naald	Licht loofbos	Licht naaldbos	Donker beukenbos	Struitturijk loofbos	Riet	Korte vegetatie	Kwelder	Veenmoeras	Moeras	Kale grond	Totaal
CC	2622	5237	371	11149	5940	74	604	1232	53	498		1012	430	29222
CN	5681	2540	1456	15568	11311	74	1066	1024	91	1373	1	828	383	41396
LN	370	299	73	2442	918	91	412						45	4650
PN	5258	4851	2033	6500	4558	8	629	2304	48	46	413	847	83	27578
SC	1112	8502	124	2620	2160	46	594	168	1847	375		121	3356	21025
SP	17179	33726	8667	11123	69626	1334	28504	314	1375	79	214	203	1768	174112
SR	7705	6190	1421	22731	22243	293	2803	103	28	8	23	73	828	64449
Totaal	39927	61345	14145	72133	116756	1920	34612	5145	3442	2379	651	3084	6893	362432

2.4.1 Depositiescenario's

In dit onderzoek is met twee scenario's voor depositie gerekend: een referentiescenario en een realistisch scenario. De depositiekaarten zijn verkregen bij het Planbureau voor de leefomgeving (Jaarsveld, 2004; Velders et al., 2010) en gedownload van de themasite Grootschalige Concentratiekaarten Nederland 2009 (www.rivm.nl/nl/themasites/gcn/index.html). In het referentiescenario is een depositie aangenomen, die constant is vanaf 2010. In het realistische scenario is een depositie met een lichte daling tussen 2010 en 2020 en daarna een constante depositie aangenomen (zie figuur 8).



Figuur 8

Stikstof en zwaveldepositie bij het referentiescenario en het realistische scenario.

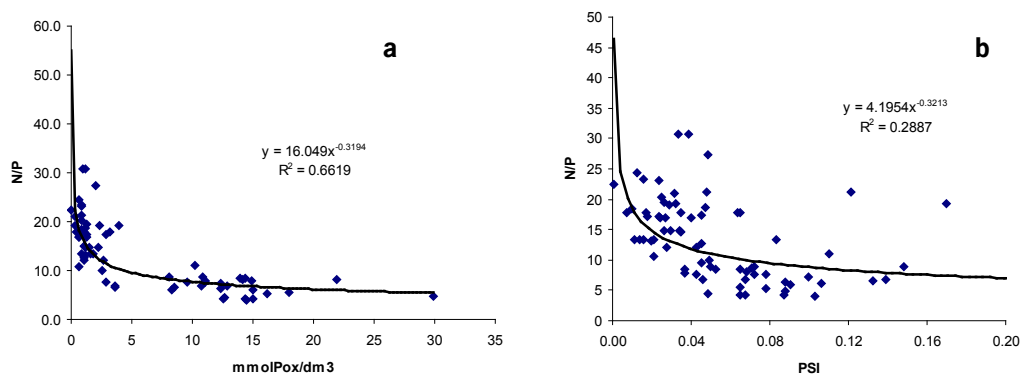
Vanaf 2020 is de stikstofdepositie in het realistische scenario $1374 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$.

2.5 Ruimtelijke variatie in N- en P-beperkte standplaatsen

2.5.1 Pedotransferfuncties

Uit de analyses in paragraaf 2.3.2 bleek dat P-beperkte standplaatsen minder tolerant zijn voor overschrijding van kritische N-niveaus dan N-beperkte standplaatsen. De vraag is of op voorhand kan worden aangegeven of een bepaalde standplaats P- of N-beperkt is. Wellicht is er een relatie tussen de aard van de beperkende factor (de N/P-verhouding van het gewas) en bodemeigenschappen, waarvan gebruik gemaakt kan worden. In dat geval kan een bodemeigenschap gebruikt worden om aan te geven welke beperkende factor het meest waarschijnlijk is. Een dergelijke relatie wordt een pedotransferfunctie genoemd. Van een dergelijke functie kan dan gebruik gemaakt worden voor een preciezere berekening van de resultaten van scenario-berekeningen.

P-beperkte standplaatsen worden gekenmerkt door een vegetatie waarvan de N/P-verhouding in de droge stof > 16 is (Koerselman en Meuleman, 1996). Bij een $N/P < 16$ is sprake van een N-beperkte groeiplaats. De bodemparameter die het sterkst is gecorreleerd aan de N/P van het gewas blijkt in onze dataset de oxalaat extraheerbare P-concentratie in de bodem, P_{ox} ($\text{mgP} \cdot \text{dm}^{-3}$) te zijn en, tegen de verwachting in, niet de fosfaatverzadigingsindex, gedefinieerd als de ratio tussen P en $\text{Al} + \text{Fe}$ in een oxalaatextractie (PSI, figuur 9). De correlatie op volumebasis is sterker dan die op gewichtsbasis. Omdat het bulkgewicht ($\text{kg} \cdot \text{dm}^{-3}$) van een grond een functie is van het organische stofgehalte, is in de regressievergelijking van figuur 9a in wezen een standaardisatie naar organische stofgehalte verdisconteerd. Uit figuur 9 blijkt dat het waarschijnlijk is dat naarmate de bodem minder P bevat, de N/P-verhouding van het gewas toeneemt. P-beperkte groei zou dan vooral verwacht mogen worden op P-arme bodems. Dit suggereert een 'depletion driven' P-limitatie (Vitousek et al., 2010). Uit figuur 9a kan met behulp van de grenswaarde voor de N/P-verhouding van 16 worden afgeleid dat bij een $P_{ox} < 1.42 \text{ mmolP} \cdot \text{dm}^{-3}$ P-beperkte groei mag worden verwacht.

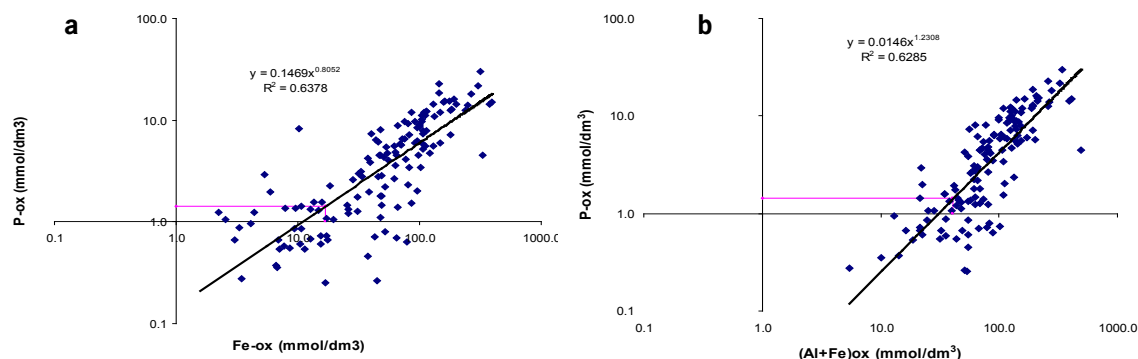


Figuur 9

Verband tussen de N/P-verhouding in het gewas en a) de P-oxalaatconcentratie en b) de PSI in de bodem (0-10cm) van 55 standplaatsen in natuurgebieden verspreid over Nederland.

Figuur 10 geeft het verband weer tussen het ijzergehalte (Fe-ox) resp. de fosfaatbindingscapaciteit $[(\text{Fe} + \text{Al})\text{ox}]$ en het fosfaatgehalte in de bodem (P-ox) van een groot aantal natuurgebieden in Nederland. Het blijkt dat naarmate bodems minder Fe-ox bevatten ook het gehalte P-ox neigt af te nemen (figuur 10a). Eenzelfde verband wordt gevonden tussen het gehalte P-ox en de fosfaatbindingscapaciteit (figuur 10b). Minder fosfaatbindingscapaciteit (of ijzer) leidt tot een lagere P-retentie in de bodem. Op standplaatsen met een geringe P-retentie ontstaat kennelijk gemakkelijk P-limitatie. Uit figuur 9 kon worden afgeleid dat bij $\text{P-ox} < 1.42$

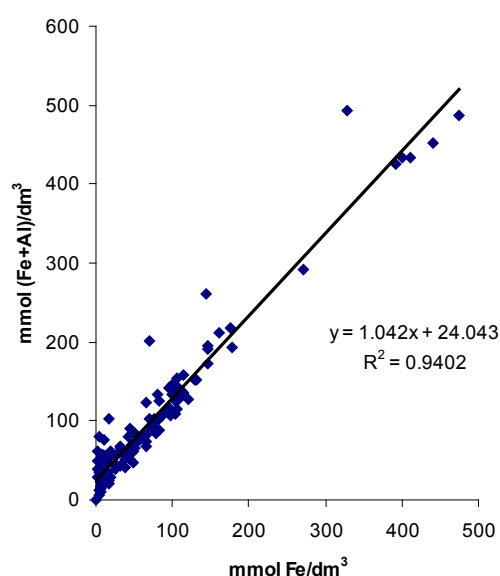
P-beperkte groei kan worden verwacht. Door deze waarde in de regressievergelijkingen van figuur 10 in te vullen kan worden afgeleid dat P-beperkte groei verwacht mag worden in gronden waar minder dan 16.7 mmolFe_{ox}.dm⁻³ aanwezig is of de fosfaatbindingscapaciteit (figuur 10b) kleiner dan 41.2 mmol.dm⁻³ is.



Figuur 10

Verband tussen de P-oxalaat- en de Fe-oxalaatconcentratie resp. de fosfaatbindingscapaciteit in de bodem (0-10cm) van 130 standplaatsen in natuurgebieden verspreid over Nederland. De paarse lijnen geven de grenswaarden van Fe-ox en de fosfaatbindingscapaciteit aan waaronder P-beperkte groei mag worden verwacht.

Algemeen wordt verondersteld dat op niet-kalkrijke gronden de fosfaatbindingscapaciteit wordt bepaald door de hoeveelheid actieve Fe- en Al-oxiden (Van der Zee en Van Riemsdijk 1986, Koopmans 2004). Deze bindingscapaciteit wordt bepaald door de bodem met oxalaat te extraheren (Schwertmann, 1964). De fosfaatbindingscapaciteit (Fe+Al)_{ox} kan echter vrijwel volledig worden verklaard uit het Fe-gehalte van de bodem (figuur 11). Het Fe-gehalte is dus eveneens een goede voorspeller van de fosfaatbindingscapaciteit van de bodem.



Figuur 11

Verband (n=130) tussen het ijzergehalte (Fe) en de fosfaatbindingscapaciteit van de bodem (Fe+Al).

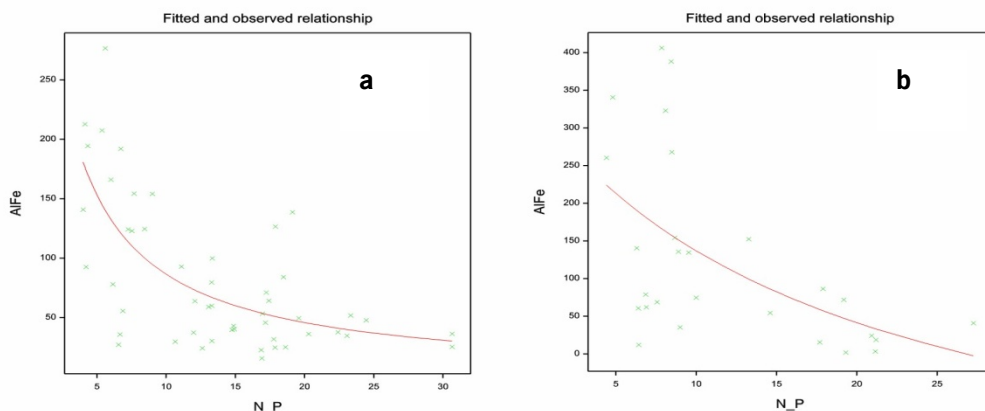
Op de bodemkaart van Nederland worden ijzerrijke of ijzerhoudende (boven)gronden expliciet of impliciet onderscheiden (Kemmers et al., 2002). Het is niet bekend of er een norm is voor ijzerhoudend of ijzerrijk. Dit zou via het BIS kunnen worden achterhaald. Er ontstaat dan mogelijk een perspectief om ruimtelijke informatie te verkrijgen over het voorkomen van P-beperkte dan wel N-beperkte standplaatsen via het ijzergehalte van bodems. Voor de betreffende polygonen of rastercellen zou dan de vergelijkingen (5) of (6), zie figuur 6, gebruikt moeten worden als conversiefunctie om de met SMART berekende N-beschikbaarheid te vertalen naar de Ellenberg indicatiegetal voor stikstof (E_N).

Daarom is tenslotte met het statistische programma Genstat onderzocht of de N/P verhouding van een gewas kan worden voorspeld uit het Fe-ox gehalte van de bodem. Dit werd voor resp. organisch stofarme en -rijke gronden afzonderlijk berekend (zie figuur 12). De volgende pedotransferfuncties werden gevonden; voor gronden met een organisch stofpercentage < 22,5% :

$$\text{Fe-ox} = -15.5 - 5982/(1 - 7 \cdot \text{N/P}) \quad (F_{\text{prob}} < 0.001; R^2=40.3) \quad (\text{vgl. 13})$$

voor gronden met een organische stofgehalte > 22,5%:

$$\text{Fe-ox} = -76 + 1280/(1+0.143 \cdot \text{N/P}) \quad (F_{\text{prob}}=0.079; R^2= 11.9) \quad (\text{vgl. 14})$$



Figuur 12

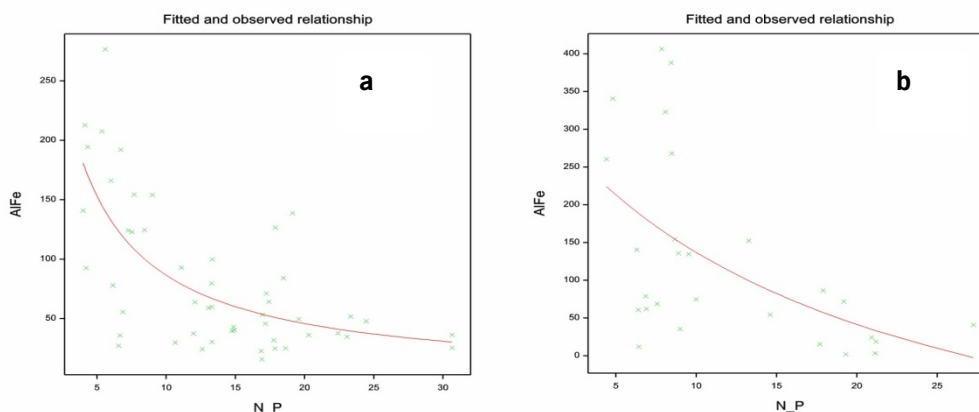
Verband tussen de ijzeroxalaatgehalte (Fe-ox in mmolFe.dm⁻³ grond) en de N/P verhouding van het gewas van bodems met a) een organische stofgehalte tot 22,5% en b) met een organische stofgehalte > 22,5%.

Indien transferfuncties gebruikt zouden worden waarmee de fosfaatbindingscapaciteit (Al+Fe) een voorspeller is van de N/P verhouding geldt bij een organische stofgehalte < 22,5% (figuur 13):

$$(\text{Al+Fe})_{\text{ox}} = -1.3 + 643/(1 + 0.63 \cdot \text{N/P}) \quad (F_{\text{prob}} < 0.001; R^2=44.0) \quad (\text{vgl. 15})$$

Voor gronden met een organische stofgehalte > 22,5% geldt:

$$(\text{Al+Fe})_{\text{ox}} = -245 + 573/(1 + 0.05 \cdot \text{N/P}) \quad (F_{\text{prob}} < 0.018; R^2=22.5) \quad (\text{vgl. 16})$$



Figuur 13

Verband tussen de fosfaatbindingscapaciteit [(Al+Fe)ox in mmolFe.dm⁻³ grond] en de N/P-verhouding van het gewas dat van bodems met a) een organische stofgehalte tot 22,5% en b) met een organische stofgehalte > 22,5%.

Met behulp van de pedotranferfuncties in de vergelijkingen (13) t/m (16) kunnen nu bodemcondities worden afgeleid (tabel 7) waarbij P-beperkte omstandigheden verwacht kunnen worden als een kritische grens van N/P > 16 wordt aangehouden voor het optreden van P-beperkte standplaatsen (Koerselman en Meulenman, 1996).

Tabel 7

Overzicht van bodemcondities waarbij N-beperkte of P-beperkte groeiomstandigheden verwacht kunnen worden.

Limiterende factor	Org. stof < 22,5%	Org. stof > 22,5%	Org. stof < 22,5%	Org. stof > 22,5%
	Fe-oxalaat		(Al+Fe)oxalaat	
	mmol.dm ³			
N-beperkend	> 38	> 313	> 57	> 73
P-beperkend	< 38	< 313	< 57	< 73

2.5.2 Ruimtelijke analyse voorkomen N- of P-beperkte standplaatsen

De bodemkaart van Nederland 1: 50.000 (Steur en Heijink, 1991) geeft een ruimtelijk overzicht van bodemtypen en grondwatertrappen. In het Bodemkundig Informatie Systeem (BIS; De Vries et al., 2008) is informatie aanwezig over o.a. profielopbouw, bodemfysische en bodemchemische eigenschappen van deze bodemtypen. Het BIS bevat gegevens over o.a. bodemkenmerken als organische stofgehalte, leemgehalte, M50 cijfer, en bodemchemische kenmerken van bodemtypen. Met gegevens over het organische stofgehalte, het Fe-, Al- en P-oxalaatgehalte is nagegaan of aan de hand van de relaties uit paragraaf 2.5 een indeling is te maken van bodemtypen die als N- dan wel P-beperkend zijn aan te merken.

Uit het BIS is een selectie gemaakt van bovengronden (laag 1) waarvan gegevens beschikbaar waren van gemeten gehalten aan organische stof (%), Al-, Fe- en P-oxalaat en dichtheden. De oxalaatgehalten waren beschikbaar in mmol/kg. Omdat de gevonden klassenindeling in tabel 7 in mmol.dm⁻³ is, zijn de eenheden uit

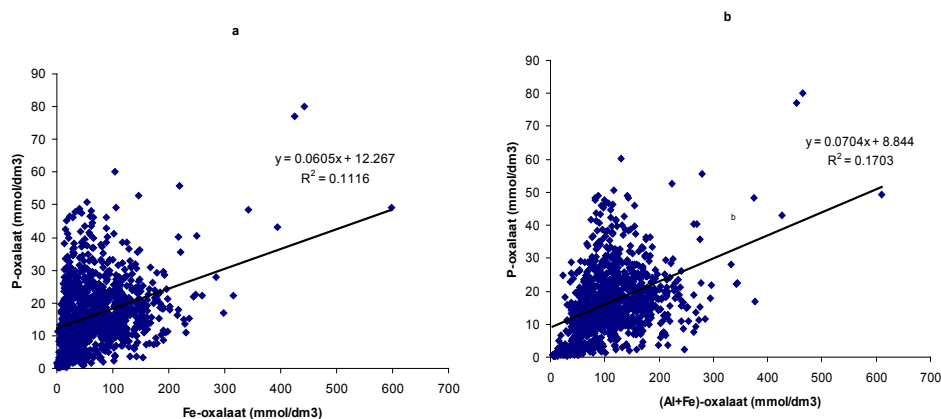
BIS met behulp van de beschikbare dichtheid ($\text{kg} \cdot \text{dm}^{-3}$) omgerekend tot $\text{mmol} \cdot \text{dm}^{-3}$. Tabel 8 geeft een overzicht van de uit BIS-geselecteerde gegevens.

Tabel 8

Gehalten aan organische stof, Al-oxalaat, Fe-oxalaat, Al+Fe-oxalaat en P-oxalaat voor de bovenste lagen van bodemtypen uit BIS (n=1124).

	Mediaan	Sd
Organisch stofgehalte (%)	5.00	10.01
Al-oxalaat ($\text{mmol} \cdot \text{dm}^{-3}$)	33.75	24.20
Fe-oxalaat ($\text{mmol} \cdot \text{dm}^{-3}$)	57.86	56.98
(Al+Fe)-oxalaat ($\text{mmol} \cdot \text{dm}^{-3}$)	100.46	60.55
P-oxalaat ($\text{mmol} \cdot \text{dm}^{-3}$)	15.29	10.33

Vervolgens zijn de P-oxalaat-gehalten gerelateerd aan respectievelijk de Fe-oxalaat en de (Al+Fe)-oxalaat gehalten. Hiermee is nagegaan of het in paragraaf 2.5 gevonden verband tussen P-ox en respectievelijk Fe-oxalaat in Nederlandse natuurgebieden (figuur 10a) en (Al+Fe)-oxalaat (figuur 10b) ook geldig is voor de dataset uit BIS. De gevonden relaties voor de BIS data zijn weergegeven in figuur 14.



Figuur 14

Relatie tussen P-oxalaat en Fe-oxalaat (a) en (Al+Fe)-oxalaat (b), afgeleid uit BIS data.

Uit figuur 14 blijkt dat de gevonden relatie in figuur 10 a en b, veel minder eenduidig is voor de data uit BIS. Een mogelijke reden hiervoor is dat de gronden uit BIS veelal in landbouwkundig gebruik zijn met een reguliere landbouwkundige bemesting. Het fosfaatgehalte van deze gronden zal dus afwijken van gronden in natuurgebieden en minder gerelateerd zijn aan het natuurlijk Fe- en Al-gehalte van de bodem. Omdat geen duidelijke relaties zijn gevonden tussen fosfaatgehalten en fosfaatadsorptiecapaciteit van de bodemgegevens uit het BIS is verder afgezien van het zoeken naar bodemvariabelen die de aard van de beperkende factor voorspellen.

Conclusie

Geconcludeerd kan worden dat geen duidelijke groepen van bodemtypen zijn te onderscheiden die indicierend zijn voor standplaatsen waar N dan wel P beperkend is. Omdat het verband tussen bodemtype en P-gehalte derhalve vooralsnog niet eenduidig is, is het ook niet mogelijk een ruimtelijke voorspelling te geven van standplaatsen met N-beperkte of P-beperkte omstandigheden.

3 Effecten depositie op biodiversiteitsindex

3.1 Huidige methode

In Tabel 9 is voor alle vegetatietypen de voorspelde biodiversiteitsindex weergegeven (H, zie paragraaf 2.1.1.) bij het realistische scenario, waarbij gebruik gemaakt is van de huidige relatie tussen de door SMART2 berekende N-beschikbaarheid en de Ellenberg-indicatiegetallen voor nutriëntenbeschikbaarheid (E_N), die gebaseerd is op een conversiefunctie die door Wamelink et al. (in prep.) werd afgeleid.

Tabel 9

Berekende biodiversiteitsindex H in 2050 voor alle vegetatietypen op uiteenlopende grondsoorten na doorrekening van het realistische scenario volgens de gangbare methode zonder specificatie naar N- of P-beperkte standplaatsen.

Bodemtype	Grasland	Heide	Donker naald	Licht loofbos	Licht naaldbos	Donker beukenbos	Structuurrijk loofbos	Riet	Korte vegetatie	Kwelder	Veenmoeras	Moeras	Geen vegetatie	Totaal
CC	15.59	16.35	10.68	12.86	10.89	12.72	12.42	16.34	14.51	12.83		13.13	20.64	13.59
CN	14.37	16.07	10.77	12.81	10.89	12.58	12.53	15.66	14.34	11.71	15.43	12.74	20.33	12.76
LN	11.65	14.56	10.05	9.97	10.06	9.49	12.63						18.27	10.66
PN	13.54	15.65	10.85	12.16	10.78	12.25	12.19	14.10	12.17	12.80	14.75	12.63	18.95	12.91
SC	17.51	17.77	10.60	12.58	10.92	12.63	12.52	14.28	12.57	12.25		13.00	19.42	15.68
SP	11.67	15.07	10.67	12.32	10.83	12.41	12.22	13.46	12.23	12.89	13.65	12.32	18.22	12.12
SR	12.64	14.71	10.70	12.36	10.79	12.42	12.17	13.97	12.45	11.24	13.29	11.75	18.32	12.04
Totaal	13.54	15.60	10.70	12.44	10.83	12.30	12.24	14.91	12.51	12.09	14.34	12.80	19.09	12.54

Wanneer de biodiversiteitsindex kleiner is dan 10 betekent dit dat de natuurwaarde laag is en de kans op het aantreffen van een Rode Lijst-soort zeer gering. Bij een biodiversiteitsindex hoger dan 15 is de natuurwaarde hoog en de kans op het aantreffen van een Rode Lijst-soort groot. De meeste vegetatietypen zitten hier tussenin. De natte vegetaties hebben over het algemeen een iets hogere index, vooral op de kalkrijke gronden. Opvallend is dat heide over het algemeen een hoge index heeft (14-17), ondanks dat de depositie gemiddeld over Nederland boven de kritische depositie voor heide ligt. De bossen hebben over het algemeen een lagere biodiversiteitsindex (10-12). De index van grasland verschilt sterk per bodemtype; op de kalkrijke gronden is de index hoger dan op kalkloze gronden. Dit heeft er enerzijds mee te maken dat bij hogere pH-waarden de natuurwaarde meestal hoger is en dat de kritische depositie voor kalkgraslanden vrij hoog zijn ten opzichte van andere graslanden. Voor bossen wordt de kritische depositie slechts gedeeltelijk overschreden. Toch worden lage biodiversiteitsindices van bossen gevonden, waarschijnlijk omdat de kans op voorkomen van rode-lijst-soorten per definitie lager is in bossen.

Voor een goede vergelijking met het kritische depositieniveau is het beter per locatie na te gaan of de depositie ter plekke de kritische depositie overschrijdt. Nu is alleen naar het landelijk gemiddelde gekeken.

3.2 Nieuwe methode

Met de in paragraaf 2.3.2 berekende nieuwe relaties tussen N-beschikbaarheid en Ellenberg N-indicatiegetallen is voor grasland opnieuw de biodiversiteitsindex berekend. Daarbij werd gebruik gemaakt van door Alterra afgeleide conversiefuncties om de door SMART2 berekende N-beschikbaarheid om te rekenen naar Ellenberg N-indicatiegetallen. Eerst worden de resultaten voor de Ellenberg N-indicatiegetallen gepresenteerd (paragraaf 3.2.1) en daarna de resultaten van de biodiversiteit (paragraaf 3.2.2).

3.2.1 Ellenberg N-indicatiegetallen

Het blijkt dat in beide scenario's met de nieuwe methode in geval van P-beperking voor alle bodemtypen hogere Ellenberg N-indicatiegetallen worden berekend dan in de huidige praktijk het geval is (tabel 10). In geval van N-beperking worden voor de bodemtypen SC, CC, PN, CN hogere en voor de overige bodemtypen lagere Ellenberg N-indicatiegetallen berekend dan in de huidige praktijk het geval is. Het scharnierpunt ligt voor deze bodemtypen bij een Ellenberg N-indicatiegetal van 4, wat overeenkomt met een stikstofbeschikbaarheid van ca. 100kgN/ha (zie tabel 6). Bij het referentiescenario worden met uitzondering van de kalkrijke zandgronden hogere Ellenberg N-indicatiegetallen berekend voor de P-beperkte dan voor N-beperkte standplaatsen. De Ellenberg N-indicatiegetallen zijn daar bij benadering een factor 1.2 hoger dan volgens de huidige praktijk.

Tabel 10

Gemiddelde Ellenberg N-indicatiegetallen voor grasland in 2050 bij het referentiescenario gebaseerd op conversiefuncties die rekening houden met de aard van de beperkende factor voor gewasproductie (E_{N1}) in vergelijking met de huidige praktijk (E_{N0}) waarbij een conversiefunctie volgens Ertsen (1998) wordt gebruikt.

Bodemtype	Huidige methode E_{N0}	Nieuwe methode			
		N-beperking		P-beperking	
		E_{N1}	E_{N1}/E_{N0}	E_{N1}	E_{N1}/E_{N0}
SC	2.05	3.06	1.49	2.63	1.28
CC	3.24	3.67	1.13	3.92	1.21
PN	3.68	3.87	1.05	4.35	1.18
CN	3.75	3.94	1.05	4.47	1.19
SR	4.24	4.24	1.00	5.04	1.19
SP	4.64	4.51	0.97	5.56	1.20
LN	4.99	4.76	0.95	6.02	1.21

Bij het realistische scenario zijn de Ellenberg N-indicatiegetallen (tabel 11) over de hele range 2-5% lager dan bij het referentiescenario, hetgeen vanzelfsprekend is door de lagere N-depositie in het realistische scenario. Overigens reageren de N- en P-beperkte standplaatsen identiek als bij het referentiescenario.

Tabel 11

Gemiddelde Ellenberg N-indicatiegetallen voor grasland in 2050 bij het realistische scenario gebaseerd op conversiefuncties die rekening houden met de aard van de beperkende factor voor gewasproductie (E_{N1}) in vergelijking met de huidige praktijk (E_{N0}) waarbij een conversiefunctie volgens Ertsen (1998) wordt gebruikt.

Bodemtype	Huidige methode E_{N0}	Nieuwe methode			
		N-beperking		P-beperking	
		E_{N1}	E_{N1}/E_{N0}	E_{N1}	E_{N1}/E_{N0}
SC	1.98	3.02	1.53	2.54	1.28
CC	3.12	3.59	1.15	3.77	1.21
PN	3.52	3.77	1.07	4.16	1.18
CN	3.58	3.83	1.07	4.25	1.19
SR	4.05	4.11	1.01	4.80	1.19
SP	4.44	4.37	0.98	5.30	1.19
LN	4.83	4.64	0.96	5.80	1.20

3.2.2 Biodiversiteitsindex

Bij het referentiescenario (tabel 12) ligt de biodiversiteitsindex voor grasland volgens de huidige methode tussen 11.4 en 17.4. Volgens de nieuwe methode gaat zowel op N- als op P-beperkte standplaatsen de index omlaag met een factor die varieert tussen 0.8 en 1.0. Bij kalkrijke gronden (CC en SC) is de natuurwaarde volgens beide methoden het hoogst, maar is tevens het effect van de nieuwe methode het sterkst. Bij het referentiescenario ligt de biodiversiteit volgens de nieuwe methode in vrijwel alle gevallen lager dan bij de huidige methode.

Tabel 12

Biodiversiteitsindex van het referentiescenario voor grasland in 2050 gebaseerd op conversiefuncties die rekening houden met de aard van de beperkende factor voor gewasproductie (H_1) in vergelijking met de huidige praktijk (H_0).

Bodemtype	Huidige methode H_0	Nieuwe methode			
		N-beperking		P-beperking	
		H_1	H_1/H_0	H_1	H_1/H_0
SC	17.38	14.30	0.82	16.19	0.93
CC	15.38	13.82	0.90	14.03	0.91
CN	14.08	13.32	0.95	12.99	0.92
PN	13.26	12.83	0.97	12.50	0.94
SR	12.40	12.12	0.98	11.69	0.94
SP	11.67	11.54	0.99	10.84	0.93
LN	11.43	11.42	1.00	10.70	0.94

Bij het realistische scenario zijn de natuurwaarden volgens de huidige methode iets hoger en gelegen tussen 11.6 en 17.5 (tabel 13). Dit is logisch, omdat er minder N-depositie optreedt. De verschillen tussen de scenario's zijn gering en bedragen slechts 1 à 2%. Ook volgens de nieuwe methode neemt de natuurwaarde iets toe.

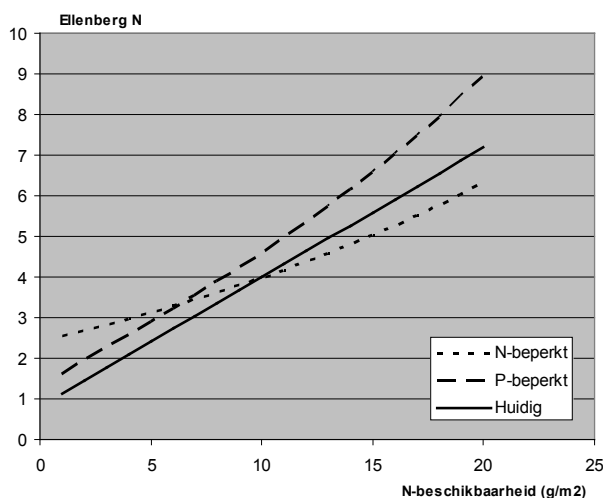
Tabel 13

Biodiversiteitsindex van het stikstof scenario (SCEN) voor grasland in 2050 gebaseerd op conversiefuncties die rekening houden met de aard van de beperkende factor voor gewasproductie (H_1) in vergelijking met de huidige praktijk (H_0).

Bodemtype	Huidige methode	Nieuwe methode			
		N-beperking		P-beperking	
		H_0	H_1	H_1/H_0	H_1/H_0
SC	17.51	14.35	0.82	16.31	0.93
CC	15.59	13.89	0.89	14.25	0.91
CN	14.37	13.46	0.94	13.26	0.92
PN	13.54	12.97	0.96	12.74	0.94
SR	12.64	12.26	0.97	11.90	0.94
SP	11.93	11.70	0.98	11.07	0.93
LN	11.65	11.59	0.99	10.81	0.93

3.3 Discussie

De berekening van de Ellenberg N-indicatiegetallen volgens de nieuwe methode zou een aanleiding kunnen zijn om de berekening van de kritische depositieniveaus aan te passen. Wanneer de kritische depositieniveaus voor stikstof met de nieuwe methoden berekend zouden worden, zou de kritische depositie iets afwijken van de huidige niveaus. De kritische depositiewaarde is dat niveau van depositie waarbij op lange termijn geen negatieve effecten op de natuurwaarde te verwachten zijn. Deze maximale kritische depositie wordt berekend door te bepalen hoe hoog de depositie mag zijn om de maximale N-beschikbaarheid niet te overschrijden. De maximale N-beschikbaarheid wordt per natuurdoeltype of associatie bepaald op basis van de maximale Ellenberg N-indicatiegetallen die gelden voor het betreffende natuurdoeltype. Een verandering in de relatie tussen N-beschikbaarheid en Ellenberg N-indicatiegetal, zoals volgens de nieuwe methode is ontstaan, kan dus aanleiding zijn het kritische depositieniveau te wijzigen.



Conversiefuncties om Ellenberg indicatiegetallen voor stikstof te berekenen uit beschikbaarheid van stikstof in de bodem specifiek voor standplaatsen met een N- dan wel P-beperkte productiviteit.

In bovenstaande figuur (i.e. figuur 3, paragraaf 2.3.1) is af te lezen dat bij Ellenberg N-indicatiegetal 4 de N-beschikbaarheid volgens de huidige methode gelijk is aan die van de N-beperkte standplaatsen volgens de nieuwe methode. Bij de P-beperkte standplaatsen is de N-beschikbaarheid bij een bepaalde Ellenberg waarde lager. Voor P-beperkte standplaatsen is bij Ellenberg N-indicatiegetallen boven 3.5 de maximaal toelaatbare N-beschikbaarheid lager dan voor N-beperkte standplaatsen. Dit betekent dat volgens deze berekeningen de kritische depositiewaarde voor hetzelfde natuurdoeltype op P-beperkte standplaatsen lager is dan op N-beperkte standplaatsen. Ten opzichte van de huidige methode is de maximaal toelaatbare N-beschikbaarheid bij de P-beperkte standplaatsen altijd lager, wat een lager kritisch depositieniveau zou betekenen. Voor de N-beperkte standplaatsen geldt dit ook als het Ellenberg indicatiegetal lager is dan 4. Bij Ellenberg indicatiegetallen groter dan 4 zou volgens de nieuwe methode de maximaal toelaatbare N-beschikbaarheid hoger mogen zijn, wat zich vertaalt in een hogere kritische depositiewaarde.

Vanaf 2020 is de stikstofdepositie in het realistische scenario $1374 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Vergeleken met de huidige kritische depositieniveaus voor natuur (Van Dobben en Van Hinsberg, 2008) is de depositie bij het realistische scenario vanaf 2020 voor een aantal natuurdoeltypen nog steeds hoger dan de kritische depositie.

De resultaten van deze nieuwe methode impliceren dat indien er sprake is van P-beperking de kritische depositieniveaus van de vegetatietypen ongeacht het bodemtype naar beneden zouden moeten worden bijgesteld. In geval van N-beperking zou het kritische depositieniveau op standplaatsen met een geringe N-beschikbaarheid (Ellenberg-N < 4) naar beneden en met een ruime N-beschikbaarheid naar boven moeten worden bijgesteld. Als er rekening wordt gehouden met de aard van de beperkende factor dan blijkt bovendien dat de vegetatie onder P-beperkte omstandigheden meestal lagere stikstofniveaus tolereert dan onder N-beperkte omstandigheden.

Gezien de grote onzekerheid in deze relaties en het grote politieke belang is het aan te bevelen het verschil in kritische depositieniveaus tussen N-beperkte en P-beperkte standplaatsen nader te onderzoeken. Enerzijds kan dit door de relaties tussen fysisch meetbare grootheden en Ellenberg-indicatiegetallen te verbeteren, anderzijds worden nu mogelijkheden onderzocht om direct relaties te leggen tussen direct meetbare grootheden en het voorkomen van plantensoorten. De tussenstap naar Ellenberg-indicatiegetallen zou daarmee komen te vervallen. Over de directe relatie tussen pH en kans van voorkomen van plantensoorten zijn al mooie resultaten bereikt (Wamelink et al., 2007), maar voor de nutriëntenrijkdom is het moeilijk een goede maat te vinden.

4 Conclusies

De belangrijkste conclusies van het onderzoek:

- De nieuwe biodiversiteitsmaat maakt het voor het beleid mogelijk effecten van depositiescenario's te beoordelen op de gevolgen voor biodiversiteit op basis van het Rode Lijst-principe. De politieke implementatie van de biodiversiteitsmaat is dat veranderingen in depositie worden vertaald in veranderingen in natuurwaarde.
- Voor de berekening van effecten van depositiescenario's op de biodiversiteit kan gebruik worden gemaakt van het SMART2-SUMO-NTM model.
- In de huidige praktijk is het model gebaseerd op een methode waarbij verondersteld wordt dat alleen de N-beschikbaarheid bepalend is voor de voedingstoestand van de bodem. In dit project kon een methode worden ontwikkeld waarbij de voedingstoestand gespecificeerd wordt naar N-beperkte en P-beperkte groeiomstandigheden.
- Deze specificatie is gebaseerd op een significant effect van de beperkende factor op de relatie tussen biomassa-productie en de hoeveelheid door het gewas opgenomen stikstof.
- Volgens deze nieuwe methode blijken voor P-beperkte standplaatsen strengere normen voor kritische depositieniveaus nodig te zijn dan tot nu werd verondersteld. P-beperkte standplaatsen zijn minder tolerant voor overschrijding van kritische N-niveaus dan N-beperkte standplaatsen.
- Bij Ellenberg-indicatiegetallen groter dan 4 (ca. 100 kgN/ha) zou volgens de nieuwe methode de maximaal toelaatbare N-beschikbaarheid hoger mogen zijn, wat zich vertaalt in een hogere kritische depositiewaarde.
- Het is niet mogelijk gebleken ruimtelijk bodemkundige informatie te gebruiken als voorspeller van standplaatsen met N-beperkte of P-beperkte omstandigheden.

Literatuur

Dobben, H.F. van, G.W.W. Wamelink en R.M.A. Wegman, 2005. Schatting van de beschikbaarheid van nutriënten uit de productie- en soortensamenstelling van de vegetatie. WOT-rapport 16.4. Wageningen.

Dobben, H.F. van en A. van Hinsberg, 2008. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en Natura 2000-gebieden. Wageningen, Alterra-rapport 1654.

Dobben, H.F. van en G.W.W. Wamelink, in prep. A Red-List-based biodiversity indicator and its application in model studies in the Netherlands. Contribution to CCE status report.

Eilers, P.H.C. en B.D. Marx, 1996. Flexible smoothing with B-splines and penalties. *Statistical Science* 11, 89-121.

Ellenberg, H., 1991. Zeigerwerte der Gefäszpflanzen (ohne Rubus). *Scripta Geobotanica* 18, 9-166.

Ertsen en Doesjka, 1998. Ecohydrological Response Modelling; predicting plant species response to changes in site conditions. Proefschrift Universiteit Utrecht. Elinkwijk.

Ertsen, A.C.D., J.R.M. Alkemade en M.J. Wassen, 1998. Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. *Plant Ecology* 135, pp 113-124.

Hertog, A.J. en M. Rijken, 1992. *Geautomatiseerde bepaling van natuurbewaardswaarde in vegetatieopnamen*. Interne notitie provincie Gelderland, Dienst Wonen, Ruimte en Groen. Arnhem.

Jaarsveld, J.A. van, 2004. *Het Operationele Prioritaire Stoffen model*. RIVM-rapport 500045001/2004. Bilthoven.

Kemmers, R.H., P.C. Jansen, S.P.J. van Delft en F. de Vries, 2002. Bloedarmoede in het Nederlandse landschap; ontijzering van kwelgevoede gronden binnen de EHS en realisatie van natuurdoeltypen. Wageningen, Alterra, Alterra-Rapport 370.

Kemmers, R.H. en S.P.J. van Delft, 2007. Stikstof-, fosfor- en kaliumbeschikbaarheid en kritische depositiewaarden voor stikstof in korte vegetaties. Wageningen, Alterra, Alterra-Rapport 1598.

Kemmers, R., J. Bloem en J. Faber, 2010. *Bodembiota en stikstofstromen in schraalgraslanden; Effecten op de vegetatie*. Wageningen, Alterra, Alterra-Rapport 1979.

Klap, J.M., W. de Vries, J.W. Erisman en E.P. van Leeuwen, 1997. Relationships between forest condition and natural and anthropogenic stress factors on the European scale; pilot study. SC / RIVM rapport 150 / 722108022, 245 p.

Koerselman, W. en A.F.M. Meuleman, 1996. The vegetation N:P ratio: A new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology* 33, 1441-1450.

Koopmans, G.F., 2004. Characterization, desorption and mining of phosphorus in noncalcareous sandy soils. Wageningen. Wageningen University. PhD-thesis.

Kros, J., 1998. De modellering van de effecten van verzuring, vermesting en verdroging voor bossen ten behoeve van de milieubalans, milieuverkenning en natuurverkenning: verbetering, verfijning en toepassing van het model SMART2. SC / RIVM Rapport, Reeks Milieuplanbureau 3, 91 p.

Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour en M. Bollen, 1995. Modelling the response of terrestrial ecosystems to acidification and desiccation scenarios. *Water Air and Soil Pollution* 85, pp. 1101-1106.

Sanders, M.E., H.F. van Dobben, B.W. Raterman, J. Kros en C.M.A. Hendriks, 2000. *Op weg naar een kennisstelsel natuurgerichte randvoorwaarden*. Alterra-rapport 148, 83 p.

Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder en V. Westhoff, 1995a. De vegetatie van Nederland. Deel 1. Inleiding tot de plantensociologie - grondslagen, methoden en toepassingen. Opulus Press, Uppsala/Leiden

Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda en V. Westhoff, 1995. De Vegetatie van Nederland. Deel 2, Plantengemeenschappen van wateren - moerassen - en natte heiden. Opulus Press, Uppsala, SE.

Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder en E.J. Weeda, 1996. De vegetatie van Nederland. Deel 3. Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden. Opulus Press, Uppsala, SE.

Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda en V. Westhoff, 1998. De Vegetatie van Nederland. Deel 4. Plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniersmilieus. Opulus Press, Uppsala, SE.

Schouwenberg, E.P.A.G., H. Houweling, M.J.W. Jansen, J. Kros en J.P. Mol-Dijkstra, 2000. *Uncertainty propagation in model chains: a case study in nature conservancy*. Alterra-rapport 001, Alterra, Wageningen.

Schouwenberg, E.P.A.G., 2002. Geïntegreerd Ruimtelijk Evaluatie-Instrumentarium voor NatuurontwikkelingsScenario's - Beerze-Reusel: NatuurTechnisch Model (NTM3). Alterra-rapport, 504.

Schwertmann, U., 1964. Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraction mit Ammoniumoxalaat-Lösung. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 105: 194-202

Steur, G.G.L. en W. Heijink, 1991. *Bodemkaart van Nederland 1 : 50.000. Algemene begrippen en indelingen*. 4^e uitgave. Staring Centrum, Wageningen.

Velders, G.J.M., J.M.M. Aben, H.S.M.A. Diederik, E. Drissen, G.P. Geilenkirchen, B.A. Jimmink, A.F. Koekoek, R.B.A. Koelemeijer, J. Matthijsen, C.J. Peek, F.J.A. van Rijn en W.J. de Vries, 2010. *Grootschalige concentratiekaarten luchtverontreiniging*. Rapportage 2010. PBL rapport 500088006. Bilthoven.

Vitousek, P.M., S. Porder, Z. Benjamin, Z. Houlton en O.A. Chadwick, 2010. Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications and nitrogen-phosphorus interactions. *Ecological Applications* 20(1): pp. 5-15.

Vries, de, F., G. Mol, M.J.D. Hack-ten Broeke, G.B.M. Heuvelink en F. Brouwer, 2008. Het Bodemkundig Informatie Systeem van Alterra. Overzicht van het gebruik en wensen voor verbetering van de informatie. Wageningen. Alterra, Alterra-rapport 1709.

Vries, de W., A. Breeuwsma en F. de Vries, 1989. Kwetsbaarheid van de Nederlandse bodem voor verzuring; een voorlopige indicatie in het kader van de Richtlijn Ammoniak en Veehouderij. SC-rapport 29, 73 p.

Vries, de W. en E.E.J.M. Leeters, 1994. Effect of acid deposition on 150 forest stands in The Netherlands I: Chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution. SC-rapport 69.1.

Wamelink, G.W.W., 2007. Simulation of vegetation dynamics as affected by nitrogen deposition. PhD-thesis. Wageningen University.

Wamelink, G.W.W., C.J.F. ter Braak en H.F. van Dobben, 1997. De Nederlandse natuur in 2020: schatting van de potentiële natuurwaarde in drie scenario's. IBN Rapport 312, 79 p.

Wamelink, G.W.W., J.P. Mol-Dijkstra, H.F. van Dobben, J. Kros en F. Berendse, 2000. *Eerste fase van de ontwikkeling van het SUCcessieMOdel SUMO1*. Alterra-rapport 045, 84 p.

Wamelink, G.W.W., C.J.F. ter Braak en H.F. van Dobben, 2003. Changes in large scale patterns of plant biodiversity predicted from environmental economic scenario's. *Landscape Ecology* 18: pp. 513-527.

Wamelink, G.W.W., P.W. Goedhart, J.Y. Frissel, R.M.A. Wegman, P.A. Slim en H.F. van Dobben, 2007. *Response curves for plant species and vegetation types*. Alterra Report 1489, Wageningen.

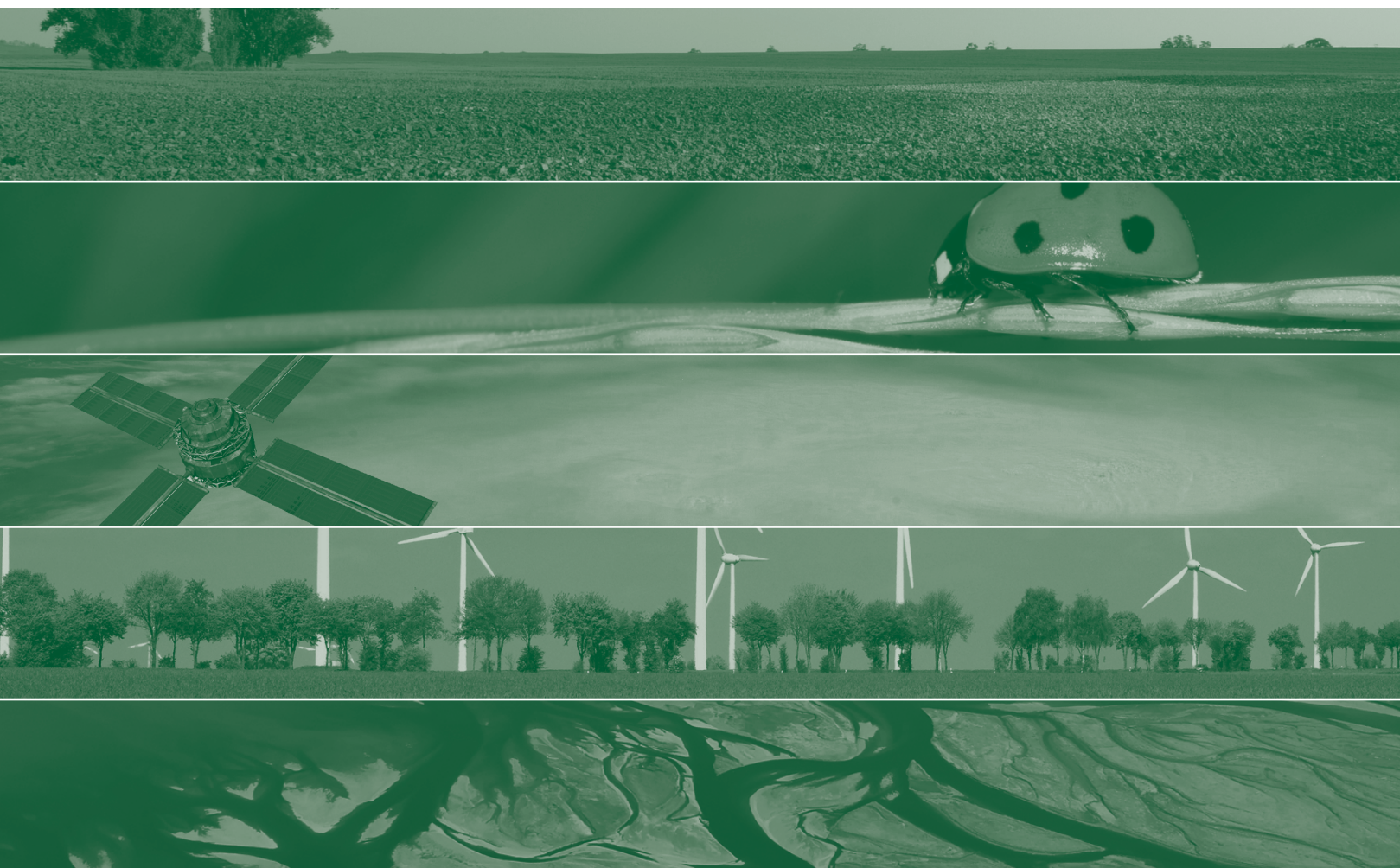
Wamelink, G.W.W., G.J. Reinds, J.P. Mol-Dijkstra, J. Kros en H.J.J. Wieggers, 2008. *Verbetering van de Natuurplanner*. Werkdocument 35. WOT, Wageningen.

Wamelink, G.W.W., H.F. van Dobben en F. Berendse, 2009a. Vegetation succession as affected by decreasing nitrogen deposition, soil characteristics and site management: a modelling approach. *Forest Ecology and Management* 258: pp. 1762-1773.

Wamelink, G.W.W., H.J.J. Wieggers, G.J. Reinds, J. Kros, J.P. Mol-Dijkstra, M. van Oijen en W. de Vries, 2009b. Modelling impacts of changes in carbon dioxide concentration, climate and nitrogen deposition on growth and carbon sequestration of Intensive Forest Monitoring plots in Europe. *Forest Ecology and Management* 258: pp. 1794-1805.

Wamelink, G.W.W., W. Akkermans, D. Brus, G.B.M. Heuvelink, J.P. Mol-Dijkstra en E.P.A.G. Schouwenberg, in prep. *Uncertainty analysis of SMART2-SUMO2-MOVE4, the soil and vegetation model chain of the Nature Planner*. Alterra report.

Zee, S.E.A.T.M. van der en W.H. van Riemsdijk, 1986. Sorption kinetics and transport of phosphate in sandy soil. *Geoderma* 38: pp. 293-309.



Alterra is onderdeel van de internationale kennisorganisatie Wageningen UR (University & Research centre). De missie is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen negen gespecialiseerde en meer toegepaste onderzoeksinstituten, Wageningen University en hogeschool Van Hall Larenstein hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 40 vestigingen (in Nederland, Brazilië en China), 6.500 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de vooraanstaande kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen natuurwetenschappelijke, technologische en maatschappijwetenschappelijke disciplines vormen het hart van de Wageningen Aanpak.

Alterra Wageningen UR is het kennisinstituut voor de groene leefomgeving en bundelt een grote hoeveelheid expertise op het gebied van de groene ruimte en het duurzaam maatschappelijk gebruik ervan: kennis van water, natuur, bos, milieu, bodem, landschap, klimaat, landgebruik, recreatie etc.

Meer informatie: www.alterra.wur.nl