

## De natuurbaten van het verzuringsbeleid



## **De natuurbaten van het verzuringsbeleid**

**Een methode om de natuurbeheerskosten die kunnen worden uitgespaard ten gevolge van het bestrijden van atmosferische depositie, in beeld te brengen.**

**G.W.W. Wamelink  
M.N. van Wijk  
H.F. van Dobben  
J.J. de Jong**

**Alterra-rapport 713**

**Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2003**

## REFERAAT

Wamelink, G.W.W., M.N. van Wijk, H.F. van Dobben, J.J. de Jong, 2003 *De natuurbaten van het verzuringsbeleid. Een methode om de natuurbeheerskosten die kunnen worden uitgespaard ten gevolge van het bestrijden van atmosferische depositie, in beeld te brengen*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 713. 77 blz. 11 fig.; 7 tab.; 36 ref.

Terreinbeheerders maken kosten om de gevolgen van een overmaat aan atmosferische depositie op de natuur te beperken of teniet te doen. Een effectief milieubeleid kan leiden tot atmosferische depositieniveaus waarbij geen schadelijke effecten op de groei en ontwikkeling van plantensoorten waarneembaar zijn. Beheerskosten die terreinbeheerders in dat geval kunnen uitsparen kunnen worden gezien als baten van het milieubeleid.

Het voor u liggende onderzoek heeft tot doel het beschrijven en uittesten van een methodiek waarmee de extra beheerskosten die worden gemaakt om de negatieve gevolgen van atmosferische depositie te verminderen of teniet te doen, in beeld te brengen. Met behulp van de methodiek moet in een later stadium een landelijk beeld kunnen worden verkregen van de relatie tussen atmosferische depositie, natuurkwaliteit en de beheerskosten.

Trefwoorden: atmosferische depositie, beheerskosten, beschermingsniveau, natuurplanner, terreinbeheer, milieubeleid, natuurkwaliteit, natuurbaten, natuurdoeltypenkaart

ISSN 1566-7197

Foto omslag: H.F. van Dobben

Dit rapport kunt u bestellen door €18,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 713. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2003 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,  
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.  
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info@alterra.nl

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

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

# Inhoud

Inhoud	5
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Aanleiding voor het onderzoek	13
1.2 Probleemstelling	13
1.3 Doelstelling	14
1.4 Beperkingen van het onderzoek	14
1.5 Leeswijzer	15
2 Berekeningsmethodieken globaal uitgewerkt	17
2.1 Inleiding	17
2.2 Beschrijving van methodieken	17
2.2.1 Werkelijk gemaakte kosten	17
2.2.2 Modelmatige berekening van extra beheerskosten	18
2.2.3 Modelmatige berekening effectiviteit natuurontwikkeling	20
2.2.4 Modelmatige berekening ontwikkelkosten aanleg van extra natuur	21
2.2.5 Berekening op basis van verlies van soorten	22
2.3 Conclusies met betrekking tot de methodiek	22
3 Basismateriaal en instrumentarium voor berekeningen	25
3.1 Inleiding	25
3.2 Natuurplanner	25
3.2.1 SMART2	26
3.2.2 SUMO2	27
3.2.3 MOVE	28
3.3 Natuurdoeltypen en kaartmateriaal	29
3.4 Bronnen voor kostennormen	30
4 Berekeningsmethodiek verder uitgewerkt	33
4.1 Inleiding	33
4.2 Bos	33
4.3 Grasland	36
4.4 Heide	39
4.5 Discussie	44
5 Vervolgonderzoek: beperkingen, stappen en keuzen	47
5.1 Inleiding	47
5.2 Beperkingen en vervolgstappen	47
5.3 Door te rekenen scenario's	50
5.4 Gewenst beschermingsniveau	50

5.5 Opschalen van de resultaten naar landelijk niveau	51
6 Conclusies	53
6.1 Inleiding	53
6.2 Conclusies m.b.t. eerste resultaten en haalbaarheid van de methodiek	53
6.3 Draagvlak voor de methode	56
Literatuur	59
<b><i>Bijlagen</i></b>	<b>63</b>
1 Beschrijving natuurdoeltypen	65
2 Leden begeleidingsgroep	69
3 Oude en nieuwe natuurdoeltypen	71
4 Overzicht van halfnatuurlijke beheerde terrestrische natuurdoeltypen	73
5 Invoerwaarden voor de modellen SMART2 en SUMO2	75

## Woord vooraf

Alterra heeft in opdracht van het ministerie van VROM een verkennend onderzoek uitgevoerd naar een methode waarmee de extra beheerskosten die terreinbeheerders maken om de negatieve gevolgen van atmosferische depositie te verminderen of teniet te doen, in beeld kunnen worden gebracht.

De ontwikkeling van de te volgen berekeningsmethodiek en de eerste doorrekeningen hebben in een kort tijdsbestek plaatsgevonden. De eerste resultaten van het onderzoek zijn op de UN/ECE workshop over natuurbaten van verzuring, die van 2 tot 4 oktober in Den Haag is gehouden, gepresenteerd.

Deze korte doorlooptijd heeft tot gevolg gehad dat in een kort tijdsbestek een begeleidingsgroep voor het project bijeen moest worden geroepen. Ik wil de deelnemers van de begeleidingsgroep (zie bijlage 2) bedanken voor het feit dat zij vrijwel direct klaar stonden om mee te denken met en te reageren op het onderzoek.

Extra dank gaat naar de heer J. Sliggers (opdrachtgever) en zijn vervanger W.F. Iestra voor de goede samenwerking en de vele mogelijkheden voor tussentijds overleg. Daarnaast gaat extra dank naar Rob Alkemade en Arjen van Hinsberg (beide werkzaam bij het RIVM) voor het meedenken en het beantwoorden van vragen over het voor de berekeningen gebruikte model MOVE.

Rest mij nog mijn collega's Wieger Wamelink, Han van Dobben en Anjo de Jong te bedanken voor hun inzet.

Naast dit rapport zullen de resultaten van dit onderzoek ook als artikel in een of meerdere tijdschriften worden gepubliceerd.

Martijn van Wijk  
Projectleider





## Samenvatting

Terreinbeheerders maken kosten om de gevolgen van een overmaat aan atmosferische depositie zodanig te beperken dat aanwezige populaties overleven. De kosten die deze terreinbeheerders hiervoor maken kunnen direct gekoppeld worden aan het niveau aan atmosferische depositie.

Een effectief milieubeleid kan leiden tot atmosferische depositieniveaus waarbij geen schadelijke effecten op de groei en ontwikkeling van plantensoorten waarneembaar zijn. Beheerskosten die terreinbeheerders in dat geval kunnen uitsparen kunnen worden gezien als baten van het milieubeleid.

Het voor u liggende onderzoek heeft tot doel het beschrijven en uittesten van een methodiek waarmee de extra beheerskosten die worden gemaakt om de negatieve gevolgen van atmosferische depositie te verminderen of teniet te doen, in beeld te brengen. Met behulp van de methodiek moet in een later stadium een landelijk beeld kunnen worden verkregen van de relatie tussen atmosferische depositie, natuurkwaliteit en de beheerskosten.

Er zijn verschillende methodieken waarmee de relatie tussen atmosferische depositie, beheerskosten en natuurkwaliteit in beeld kan worden gebracht. De in dit rapport beschreven modelmatige berekeningsmethodiek waarbij de relatie wordt weergegeven tussen depositieniveau, beheerskosten en beschermingsniveau lijkt voor dit onderzoek het meest geschikt. De methode sluit aan op de praktijk van het beheer waarin extra kosten worden gemaakt om negatieve gevolgen van atmosferische depositie te verminderen of teniet te doen. Door bij de berekeningen gebruik te maken van modellen kunnen verschillende depositiescenario's worden doorgerekend (inspelend op het beleid) en kan snel een beeld worden verkregen van de effecten van gesimuleerde maatregelen op het beschermingsniveau aan soorten.

De kosten van verhoogde depositie - of de baten van verlaging van de depositie - worden berekend uit de kosten van de verschillende beheersscenario's die leiden tot vergelijkbare beschermingsniveaus van soorten. Uitgangspunt van deze benadering is dat bij een gegeven depositieniveau door verhoging van de beheersinspanning (en daarmee de kosten) het aantal soorten dat wordt beschermd (het beschermingsniveau) toeneemt.

Met behulp van de Natuurplanner (Latour et al., 1997) kan berekend worden welke natuurkwaliteit in een natuurdoeltype kan worden gerealiseerd bij een gegeven niveau aan atmosferische depositie en beheer. Zowel de natuurkwaliteit bij een natuurlijke atmosferische achtergronddepositie (als referentie) als de natuurkwaliteit bij verhoogde atmosferische depositie en veranderd beheer kunnen worden berekend.

Voor verschillende natuurdoeltypen is bekend welk extra beheer er uitgevoerd kan worden om de gevolgen van depositie teniet te doen of te verminderen. Door het beheer in de natuurplanner te variëren kan, bij een gelijkblijvend depositieniveau, worden berekend hoe de natuurkwaliteit verandert.

In dit onderzoek zijn voor een aantal natuurdoeltypen de effecten van (extra)beheersmaatregelen op het beschermingsniveau van soorten doorgerekend. De in de modellen gesimuleerde beheersmaatregelen voor bossen leiden bij het huidige depositieniveau (niveau 2000) niet tot een hoger beschermingspercentage. De stikstofbeschikbaarheid en de zuurgraad van de bodem zijn twee factoren die van invloed zijn op dat beschermingspercentage. Een hoge stikstofbeschikbaarheid en een lagere zuurgraad hebben een negatieve invloed op het beschermingspercentage. In de doorgerekende varianten neemt de stikstofbeschikbaarheid toe bij een intensivering van het beheer. De zuurgraad van de bodem blijft min of meer gelijk. De gesimuleerde maatregelen voor graslanden laten een ander beeld zien. Met de afvoer van gras (biomassa) wordt stikstof uit het systeem verwijderd. Het beschermingspercentage van de doorgerekende natuurdoeltypen wordt in het doorgerekende scenario maar in geringe mate positief beïnvloed. Dit kan worden verklaart uit het feit dat de jaarlijkse stikstofdepositie hoger is dan de jaarlijkse afvoer door het verwijderen van biomassa. Met het maaien van de graslanden wordt vrijwel geen zuur afgevoerd. De gebruikte methode is daarmee voor het maai-beheer niet geschikt om de natuurbaten van een verminderde zuurdepositie in beeld te brengen. Het plaggen van droge heide heeft invloed op zowel de stikstofbeschikbaarheid, de zuurgraad als het percentage beschermde soorten. Met de afvoer van plagsel wordt dus naast stikstof ook zuur afgevoerd. Zelfs bij het gesimuleerde constante hoge depositieniveau kan het percentage beschermde soorten worden verhoogd door het uitvoeren van beheer.

De resultaten voor het type natte duinheide zijn minder bemoedigend. Het beheer beïnvloedt de stikstofbeschikbaarheid, maar niet de zuurgraad. Ondanks een verminderde stikstofbeschikbaarheid en een gunstige zuurgraad neemt het beschermingspercentage, in tegenstelling tot de verwachting, niet toe. Nader onderzoek hiernaar is nodig.

Het doorrekenen van de kosten voor het uitvoeren van de beheersmaatregelen blijkt goed mogelijk. De beschikbare bronnen van kostennormen, aangevuld met een recentelijk uitgevoerde studies geven daartoe voldoende informatie. De kosten zijn echter sterk afhankelijk van een aantal aannames. Door te variëren in deze aannames is een bandbreedte in de kosten aangegeven.

Alleen voor het natuurdoeltype droge heide is een schatting gemaakt van de totale (landelijke) kosten voor het uitvoeren van extra beheersmaatregelen om de negatieve gevolgen van atmosferische depositie teniet te doen. In totaal is in Nederland 28.744 ha droge heide aanwezig volgens de natuurdoeltypenkaart. Dit resulteert in een totaal aan kosten van 1,1 miljoen euro per jaar bij een beheer van eenmaal in 60 jaar plaggen tot 2,5 miljoen euro bij een beheer van eenmaal in de 20 jaar plaggen. Een verschil van 1,4 miljoen euro in kosten per jaar. Als het plaggen eens in de 60 jaar wordt beschouwd als regulier beheer dat moet worden uitgevoerd in de situatie dat er geen overmaat aan atmosferische depositie is en het plaggen eens in de 20 jaar het beheer is wat wordt uitgevoerd in de situatie met een verhoogde atmosferische depositie, dan kan met een effectief milieubeleid voor droge heide 1.4 miljoen euro aan beheerkosten worden uitgespaard. Door frequenter te plaggen stijgt het beschermingspercentage van 2% naar 20%.

In dit onderzoek is de grondwaterstand als constante verondersteld. De verwachting is echter dat de invloed van vernattingsmaatregelen op het percentage beschermde soorten groter zal zijn dan die van de beheersmaatregelen die in dit onderzoek zijn meegenomen (oogst van hout, maaien en plaggen).

Naar verwachting zal ook interactie optreden tussen een eventuele grondwaterstandverhoging en de stikstofbeschikbaarheid. De effecten van beheer vallen hierdoor mogelijk anders uit dan bij een gelijkblijvende grondwaterstand zoals hier is aangenomen.

In het doorgerekende depositiescenario is de depositie van zuur en stikstof constant gehouden gedurende een periode van 50 jaar. De verwachting is dat de depositie in de toekomst zal dalen. Wanneer een scenario wordt doorgerekend met een dalende depositie zullen de resultaten anders uitvallen dan in dit onderzoek beschreven. Voor typen of plaatsen waar nu geen, of maar een klein, effect van het intensiveren van het beheer wordt gevonden, zou dan wel, of een groter, effect kunnen worden gevonden.

In dit onderzoek wordt geconcludeerd dat het mogelijk is om met behulp van modellen de extra kosten die worden gemaakt om de negatieve gevolgen van atmosferische depositie te verminderen of teniet te doen, in beeld te brengen. De modelberekeningen laten, onder de gemaakte aannames, geringe verschillen in beschermingspercentages zien. Berekeningen met een dalend depositieniveau en/of met een veranderende grondwaterstand moeten aantonen of door het uitvoeren van beheersmaatregelen grotere verschillen in beschermingspercentages zichtbaar worden.

In een mogelijk vervolgonderzoek kan een landelijk beeld worden geschetst van de baten (in termen van het percentage beschermde soorten) en de kosten van het intensiveren van het beheer door alle natuurdoeltypen in beschouwing te nemen. Per Natuurdoeltype moet dan voor een representatieve steekproef de berekening worden herhaald. Hierbij moeten verschillende locaties met verschillende depositieniveaus worden doorgerekend. De intensiteit van het benodigde beheer zal per locatie verschillen en is afhankelijk van het depositieniveau op de betreffende locatie en het te realiseren beschermingsniveau op die plek.

De opdrachtgever wil met dit onderzoek de natuurbaten van het verzuringsbeleid (in termen van uitgespaarde beheerskosten indien de atmosferische depositie afneemt) in beeld brengen. Daarnaast wil ze met het onderzoek het beleid en de beheerders van natuur bewust maken van het feit dat veel extra beheersmaatregelen nodig zijn om de negatieve gevolgen van atmosferische depositie te doen verminderen.

Om draagvlak voor de methode te verkrijgen en om de modelresultaten te vergelijken met ervaringen van terreinbeheerders in de praktijk is het aan te bevelen om ook bij eventueel vervolgonderzoek de terreinbeheerders te betrekken.



# 1 Inleiding

## 1.1 Aanleiding voor het onderzoek

Begin 2002 is een nationale workshop gehouden over de natuurbaten van het verzuringsbeleid. Tijdens deze workshop is naar voren gekomen dat het wenselijk is onderzoek uit te voeren naar de natuurbeheerskosten die kunnen worden uitgespaard ten gevolge van bestrijding van atmosferische depositie<sup>1</sup>.

De Nederlandse natuur lijdt al vele decennia onder een te hoge atmosferische depositie. Hierdoor gaat de kwaliteit van de natuur achteruit. Dit blijkt onder andere uit het (regionaal) uitsterven van soorten en de toename van de dominantie van enkele algemene plantensoorten, of zoals vaak wordt gezegd: 'de zeldzame soorten worden zeldzamer en de algemene soorten worden algemener' (RIVM, 2001 en RIVM, 2002). Om de achteruitgang van de natuur en halt toe te roepen en zelfs tot verbetering te komen zijn verschillende maatregelen mogelijk. De problemen kunnen bij de bron worden aangepakt (industrie, landbouw en verkeer), maar ook kan, door het uitvoeren van beheersmaatregelen, het negatieve effect op de natuur worden beperkt. Dit laatste en de daaraan verbonden kosten zijn onderwerp van het hier uitgevoerde onderzoek.

## 1.2 Probleemstelling

Terreinbeheerders maken, zoals hierboven al beschreven, kosten om de gevolgen van een overmaat aan atmosferische depositie zodanig te beperken dat aanwezige populaties overleven zodat in een toekomstige situatie waarin de critical loads<sup>2</sup> niet meer overschreden worden, de natuur zich op eigen kracht kan herstellen.

De kosten die deze terreinbeheerders hiervoor maken kunnen direct gekoppeld worden aan het niveau aan atmosferische depositie.

Onder andere in de natuurbalans (RIVM, 2001) en natuurverkenningen (RIVM, 2002) wordt al jaren aandacht besteed aan de relatie tussen atmosferische depositie en het realiseren van natuurdoeltypen. De relatie tussen atmosferische depositie, het realiseren van natuurdoeltypen en de daarbij behorende beheerskosten is echter nog niet eerder in beeld gebracht.

---

<sup>1</sup> Onder atmosferische depositie wordt in dit onderzoek verstaan zure- en eutrofiërende depositie.

<sup>2</sup> De critical load is een maat voor het niveau aan depositie waaronder geen schadelijke effecten op de groei en ontwikkeling van plantensoorten waarneembaar zijn.

### **1.3 Doelstelling**

Het doel van dit onderzoek is het beschrijven en uittesten van een methodiek waarmee de extra beheerskosten die worden gemaakt om de negatieve gevolgen van atmosferische depositie te verminderen of teniet te doen, in beeld te brengen. Met behulp van de methodiek moet in een later stadium een landelijk beeld kunnen worden verkregen van de relatie tussen atmosferische depositie, natuurkwaliteit en de beheerskosten.

De uitgespaarde extra beheerskosten kunnen worden gezien als baten van het milieubeleid wanneer door een effectief milieubeleid atmosferische depositieniveaus zodanig worden verminderd dat ze onder de critical loads vallen.

### **1.4 Beperkingen van het onderzoek**

Binnen het onderzoek is een methodiek beschreven en uitgetest waarmee de extra beheerskosten die worden gemaakt om de negatieve gevolgen van atmosferische depositie te verminderen of teniet te doen, in beeld kunnen worden gebracht. Daarbij is gebruik gemaakt van bestaand modelinstrumentarium. Zowel het modelinstrumentarium als de methodiek zelf hebben hun beperkingen. Hieronder wordt met name ingegaan op de beperkingen van de gehanteerde onderzoeksmethodiek. De beperkingen van het gehanteerde modelinstrumentarium komen alleen aan de orde voor zover ze van cruciaal belang zijn voor de gehanteerde methodiek.

- In het onderzoek zijn alleen verzuring en stikstofdepositie (hier atmosferische depositie genoemd) als elementen meegenomen. Andere stoffen die eveneens invloed hebben op het realiseren van natuurdoeltypen zijn in dit onderzoek niet meegenomen (denk hierbij aan effecten van bijvoorbeeld ozon op de realisatie van natuurdoeltypen).
- De hydrologie binnen natuurdoeltypen wordt binnen dit onderzoek als een constante factor beschouwd. Algemeen wordt verondersteld dat de hydrologie (met name verdroging) een zéér belangrijke factor is voor het realiseren van natuurdoeltypen.
- De ontwikkelde methodiek is alleen toepasbaar op terreestische ecosystemen en vennen. De huidige Natuurplanner is niet geschikt voor het doorrekenen van aquatische ecosystemen. Een uitzondering hierop vormen vennen. Deze kunnen daarom wel in het onderzoek worden meegenomen.
- Het onderzoek geeft alleen de relatie tussen verzuring, stikstofdepositie, beheersmaatregelen en flora aan. Fauna valt buiten het onderzoek.
- Het onderzoek neemt de landelijke Natuurdoeltypenkaart zoals die door de provincies is opgesteld als basis. In de praktijk zijn deze doeltypen nog niet overal gerealiseerd (d.w.z. de huidige situatie wijkt af van de situatie beschreven op de natuurdoeltypenkaart).
- Binnen het onderzoek is gebruik gemaakt van landelijke verspreidingskaarten van depositie van zuur en stikstof die door het RIVM zijn opgesteld.

- In deze eerste fase van het onderzoek zijn geen scenario's doorgerekend. Het accent van het onderzoek ligt op het beschrijven en uittesten van een methodiek waarmee beheerskosten in beeld kunnen worden gebracht.
- Het resultaat van het onderzoek geeft op landelijk niveau generieke output. Het geeft dus geen landelijk gedifferentieerde verspreidingskaarten waarvan de relatie tussen depositie, natuurkwaliteit en beheerskosten op een bepaalde plaats in Nederland kan worden afgelezen.
- De resultaten van het onderzoek hebben uitsluitend betrekking op de potentiële geschiktheid van de standplaats voor doelsoorten. Dispersie wordt als factor niet meegenomen.
- Het onderzoek beschrijft een methodiek waarmee de te maken beheerskosten, om de in de landelijke natuurdoeltypenkaart vastgestelde natuurkwaliteit te realiseren, bij een bepaald depositieniveau in beeld worden gebracht. Deze beheerskosten zijn mogelijk niet gelijk aan de werkelijk gemaakte kosten in de praktijk (bijvoorbeeld omdat niet alle natuurdoeltypen adequaat beschermd kunnen worden).

## **1.5 Leeswijzer**

In hoofdstuk 2 worden verschillende methoden waarmee de (extra) kosten die gemaakt worden om de negatieve gevolgen van atmosferische depositie te verminderen of teniet te doen, globaal beschreven. In dit hoofdstuk wordt ook de keuze gemaakt voor de uiteindelijk toe te passen methode. In hoofdstuk 3 wordt ingegaan op het modelinstrumentarium en ander basismateriaal dat benodigd is om de berekeningen te maken volgens een in hoofdstuk 2 gekozen berekeningsmethodiek. In hoofdstuk 4 wordt de berekeningsmethodiek verder uitgewerkt en worden een aantal natuurdoeltypen doorgerekend. In hoofdstuk 5 wordt vervolgens ingegaan op mogelijk vervolgonderzoek en de keuzen die daarvoor van belang zijn. In hoofdstuk 6 komen de conclusies aan de orde.





## **2 Berekeningsmethodieken globaal uitgewerkt**

### **2.1 Inleiding**

De kosten als gevolg van een te hoge depositie of de baten van het verminderen van depositie kunnen op verschillende manieren in beeld worden gebracht. In paragraaf 2.2 worden enkele mogelijke manieren op hoofdlijnen besproken, te weten:

- Berekeningen op basis van het beheer zoals die op dit moment door de terreinbeheerders wordt uitgevoerd (werkelijk gemaakte kosten).
- Berekeningen van de extra beheerskosten met behulp van modellen.
- Berekeningen van de effectiviteit van ontwikkeling van natuur.
- Berekeningen op basis van de kosten voor extra natuur die moet worden ontwikkeld om de effecten van verhoogde depositie te compenseren.
- Berekeningen op basis van verlies van soorten.

In paragraaf 2.3 wordt, op basis van de beschrijvingen van de verschillende methoden in paragraaf 2.2, een keuze gemaakt voor een methodiek die naar de huidige inzichten de meeste perspectieven biedt voor verdere toepassing.

### **2.2 Beschrijving van methodieken**

#### **2.2.1 Werkelijk gemaakte kosten**

Een mogelijke methode om de kosten van verhoogde depositie in beeld te brengen is het verzamelen van praktijkgegevens bij terreinbeheerders. Voordeel van het verzamelen van gegevens uit de beheerspraktijk is dat de daadwerkelijk uitgegeven kosten worden weergegeven. Door een inschatting te maken van het benodigde beheer in een hypothetische situatie dat er geen 'depositieprobleem' is kunnen de natuurbaten van depositie in beeld worden gebracht.

Bij deze methode wordt aangenomen dat het uitgevoerde beheer daadwerkelijk heeft geleid tot een verbetering van de natuurkwaliteit in de natuurterreinen tot een niveau dat gelijkwaardig is aan een situatie dat er geen verhoogde depositie is.

Bij de toepassing van deze methode kan de beschikbaarheid van gegevens over (extra) uitgevoerde maatregelen en de daarbij behorende kosten bij beheerders een probleem vormen. Daarnaast zal het verzamelen van gegevens veel tijd in beslag nemen. In de praktijk zal het niet altijd bekend zijn hoe effectief de uitgevoerde extra maatregelen zijn geweest (tot welke realisatie van soorten de uitgevoerde maatregelen hebben geleid of zullen leiden).

Met behulp van de methodiek van het verzamelen van gegevens uit de beheerspraktijk kan niet flexibel worden ingespeeld op door te rekenen scenario's. Immers praktijkgegevens over effecten van verschillende niveaus van depositie zijn niet in het veld meetbaar en kunnen alleen modelmatig worden berekend. De bovenstaande aanpak lijkt daarom, gezien de opdracht (het uittesten van een

methodiek om op een landelijk niveau de baten van atmosferische depositie, bij het huidige en toekomstige milieubeleid, in beeld te brengen) en de andere beschreven nadelen, niet de meest geschikte.

## 2.2.2 Modelmatige berekening van extra beheerskosten

Modelmatige berekeningen voor het in beeld brengen van de kosten van verhoogde depositie kunnen de relatie weergeven tussen depositieniveau, beheerskosten en beschermingsniveau.

De relaties tussen deze factoren zijn weer te geven door bij de invoer van een model één factor (bijvoorbeeld beschermingsniveau) constant te houden en één factor als inputvariabele te nemen (bijvoorbeeld depositieniveau). De derde variabele, (hier dan de beheerskosten) is de output.

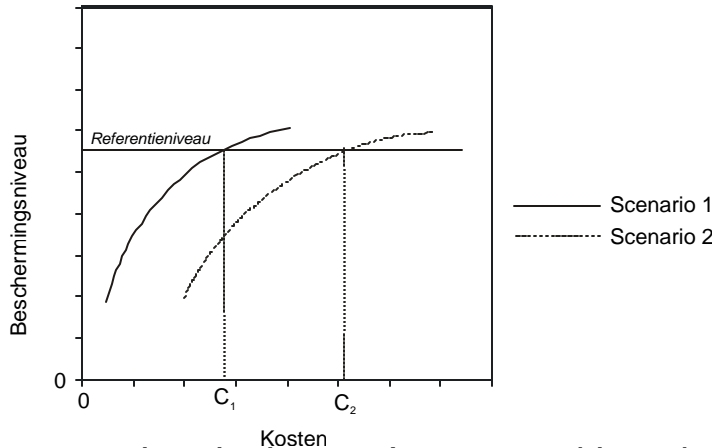
Een voorbeeld van een mogelijke globale uitwerking is hieronder weergegeven.

### Uitgewerkt voorbeeld (naar: Sliggers; niet gepubliceerd offertezoek)

Een ecosysteem ontvangt in situatie Y een overschot aan depositie van 1000 mol zuur per ha en 800 mol N per ha. De (extra) beheerskosten die nodig zijn om in deze situatie het beschermingsniveau niet te laten teruglopen zijn bijvoorbeeld €900 per ha. De veronderstelling is dat de extra beheerskosten (om de effecten van depositie tegen te gaan) bij een CL 0 zijn en - vooralsnog - lineair zijn tussen de situatie in Y en de situatie waarin de CL is bereikt. De beheerskosten zijn dan €0,90/mol  
In situatie Z is er een overschot aan depositie van 500 mol zuur en 400 mol N per ha.

De schade in het ecosysteem in situatie Y is dan €0,90/mol/ha x 6 ha x 1000 mol is €5400,-  
De schade in het ecosysteem in situatie Z is dan €0,90/mol/ha x 6 ha x 500 mol is €2.700,-

Een nadeel van de gehanteerde werkwijze in het uitgewerkte voorbeeld is dat er wordt uitgegaan van een lineair verband tussen extra beheerskosten en extra depositie. In werkelijkheid zal het verband waarschijnlijk niet lineair zijn (hoe meer depositie er valt, hoe hoger de kosten per mol om het af te voeren). Deze aanname maakt de werkwijze vatbaar voor kritiek.



Figuur 1. Theoretische relatie tussen kosten voor natuurbeheer en beschermingsniveau van soorten bij twee depositiescenario's. De horizontale afstand tussen de krommen geeft het verschil in kosten aan tussen scenario 1 en 2. Het verschil in kosten is afhankelijk van het referentieniveau voor bescherming waar van wordt uitgegaan. Het referentieniveau is het beschermingsniveau dat bij alle depositiescenario's gerealiseerd dient te worden. Dit kan bijvoorbeeld zijn het beschermingsniveau dat behaald wordt bij een natuurlijke achtergronddepositie

De theoretische relatie tussen beheerskosten en het beschermingsniveau (van soorten) is weergegeven in Figuur 1. Wanneer de relatie tussen de kosten en het beschermingsniveau bij verschillende depositiescenario's bekend is, kan het verschil in kosten worden berekend tussen de depositiescenario's. Dit wordt berekend als het verschil in kosten voor natuurbeheer tussen de depositiescenario's bij een vastgesteld referentieniveau van bescherming: in Figuur 1 het verschil tussen C1 en C2 (door intensivering van het beheer kan het beschermingsniveau worden verhoogd). Het referentieniveau van bescherming kan op verschillende manieren worden vastgesteld, bijvoorbeeld als niveau van bescherming bij de natuurlijke achtergronddepositie. Op basis van deze methode is een volgend voorbeeld uitgewerkt.

Deze werkwijze gaat uit van een berekening bij een constant blijvend depositieniveau, waarbij met de beheersintensiteit (en kosten) wordt gevarieerd, resulterend in verschillende realisaties van doelsoorten. Deze werkwijze sluit goed aan op de werking van de vegetatiekundige modellen: de invoer van deze modellen is het beheer bij een bepaald depositieniveau.

De vegetatiekundige modellen (en de praktijk) laten zien dat bij te hoge depositieniveaus bepaalde beschermingsniveaus niet gerealiseerd kunnen worden - ongeacht de beheersintensiteit. Daarnaast zijn er situaties denkbaar dat de beheersintensiteit in theorie toe kan nemen en kan leiden tot een hogere realisatie van soorten of een hogere afvoer van depositie, terwijl dat in de praktijk niet goed uitvoerbaar is of te grote negatieve gevolgen heeft, bijvoorbeeld voor de fauna. De frequentie voor het plaggen van heiden heeft bijvoorbeeld z'n grenzen. Aan de hand van expert-judgement en praktijkervaringen dient aangegeven te worden welke beheersscenario's nog reëel zijn. De methode heeft dus beperkingen.

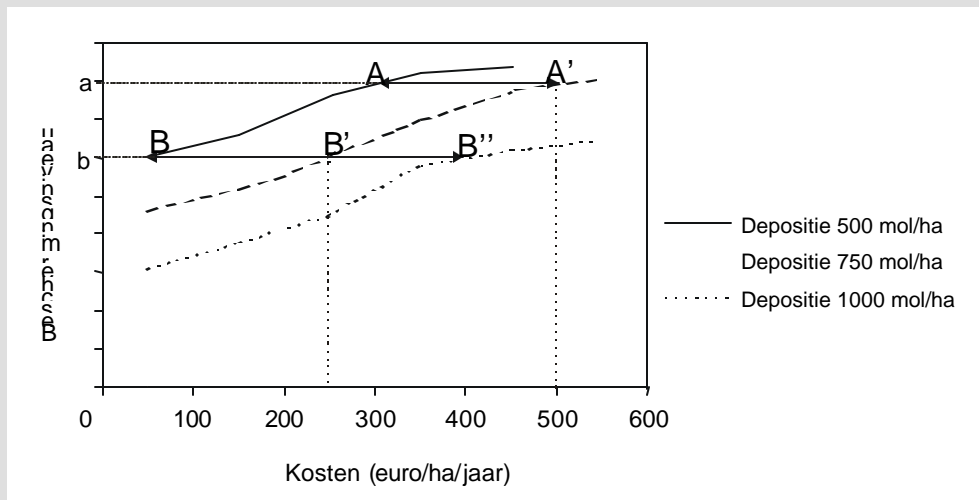
### Uitgewerkt voorbeeld

In dit voorbeeld is aangegeven hoe een werkwijze kan uitpakken die uitgaat van het weergegeven van de relatie tussen beheerskosten en beschermingsniveau bij verschillende depositieniveaus (zie hiervoor Figuur 2).

De baten van een verlaging van de depositie van 750 naar 500 bij een beschermingsniveau "a" betekent een afname van de kosten die overeen komt met de afstand tussen punt A en A' in de figuur (€500 - 300 per ha per jaar).

De baten van een verlaging van de depositie van 750 naar 500 bij een beschermingsniveau "b" betekent een afname van de kosten die overeen komt met de afstand tussen punt B' en B'' in de figuur (€400 - 250 per ha per jaar).

De baten van een verlaging van de depositie van 1000 naar 500 bij een beschermingsniveau "b" betekent een afname van de kosten die overeen komt met de afstand tussen punt B en B'' in de figuur (€400 - 50 per ha per jaar). Een realisatie van beschermingsniveau "a" is bij een depositieniveau van 1000 mol/ha niet haalbaar.



Figuur 2. Voorbeeld van realisatie als functie van de beheerskosten, bij verschillende depositieniveaus

### 2.2.3 Modelmatige berekening effectiviteit natuurontwikkeling

Op verschillende plaatsen wordt natuur ontwikkeld vanuit landbouwgrond respectievelijk bestaand natuurgebied. Met de ontwikkeling van de natuur zijn ontwikkelingskosten gemoeid die bestaan uit wervingskosten van grond en inrichtings- respectievelijk herstelkosten.

Bij een depositieniveau onder een bepaalde grens (b.v. de Critical Load) wordt een bepaald aantal doelsoorten verkregen (b.v. 80%). Als sprake is van een verhoogd depositieniveau zal het aantal gerealiseerde doelsoorten afnemen.

De schade door een verhoogde depositie kan worden berekend uit de ontwikkelingskosten en het deel van de soorten dat niet wordt gerealiseerd. Wanneer bij een depositieniveau CL dan 80% van de doelsoorten wordt gerealiseerd en bij een

verhoogd depositieniveau 60%, dan is bij verhoogde depositie 75% van de ten doel gestelde soorten gerealiseerd. De schade is dan 25% van de ontwikkelingskosten.

Uitgewerkt voorbeeld (naar: Sliggers)

Een ecosysteem is 6 ha groot en ontvangt in situatie Y 2500 mol zuur/ha en 2000 mol N. Met modellen kun je uitrekenen dat er dan 60% van de soorten kunnen voorkomen. (in een situatie waarbij de depositie onder de critical load ligt komt 80% van de soorten voor). De schade is dus 20% van de 80% dus 2/8. Het ontwikkelen van het ecosysteem (na aankoop) kost €10.000,-.

De schade in het ecosysteem in situatie Y is dan €10.000,-/ha x 2/8 x 6 ha = €15.000,-

Toepassing van een dergelijke berekening op alle ecosystemen in Nederland en somming van de bedragen geeft een beeld van de totale baten op basis van ontwikkelkosten.

De methode brengt de kosten in beeld om een bepaald natuurdoeltype op een bepaald beschermingsniveau te brengen; niet om hem op dat niveau te houden bij aanhoudende hoge depositieniveaus. Uitbreiding van de methode met regulier beheer kan daarom nuttig zijn.

Bij de ontwikkeling van natuurgebied worden doorgaans kosten gemaakt ten behoeve van meerdere functies (natuur, recreatie, landschap, etc.). Bij het toepassen van deze methode dient daarom goed gekeken te worden welk deel van de kosten ten behoeve van de natuur worden gemaakt. Alleen die kosten zijn hier van belang. Toerekenen van ontwikkelingskosten aan functies kan lastig zijn.

De methode geeft een beeld van de kosten van verhoogde depositie voor een beperkt deel van de Nederlandse natuur, namelijk het deel waarvoor daadwerkelijk ontwikkelingskosten zijn gemaakt. In een groot deel van de Nederlandse natuur is daarvan geen sprake; omdat deze spontaan of onder invloed van een bepaald grondgebruik is ontstaan. De methode in daarom alleen in combinatie met een andere methode te gebruiken om een compleet beeld van de kosten voor alle natuur te geven.

#### **2.2.4 Modelmatige berekening ontwikkelkosten aanleg van extra natuur**

De verhoogde depositie leidt tot een afname van de geschiktheid van de terreincondities voor doelsoorten en daarmee tot een afname van de kans op voorkomen van de doelsoorten. Door het areaal van een doeltype uit te breiden wordt de kans op voorkomen weer vergroot.

Bij een verhoogde depositie kan door een toename van het areaal de kans op voorkomen van bepaalde doelsoorten op een vergelijkbaar niveau gebracht worden als bij de situatie zonder verhoogde depositie. De kosten voor areaaluitbreiding bestaan uit de wervingskosten van grond, de kosten voor inrichtingsmaatregelen en het uitvoeren van beheer.

Bij toepassing van deze methode is het van belang voldoende aansluiting te houden met de praktijk; niet alle natuurdoeltypen zullen (tegen redelijke kosten en op een

redelijke termijn) vanuit landbouwgrond ontwikkeld kunnen worden. Extra aanleg van natuurdoeltypen ter compensatie van het verlies aan doelsoorten zal daarom niet altijd mogelijk zijn.

### **2.2.5 Berekening op basis van verlies van soorten**

Verhoogde depositie leidt tot een verlies aan doelsoorten. Door de soorten een financiële waardering te geven kunnen de totale kosten van het verlies aan doelsoorten worden berekend. Een onderzoek naar de financiële waarde van de soorten op basis van WTP (Willingness to Pay, zie Hufschmidt et al., (1983)) bij recreanten wordt reeds uitgevoerd (volgens het offerte-verzoek). Een onderzoek naar de WTP onder beheerders levert mogelijk goede informatie op omdat zij de verschillende plantensoorten beter op waarde kunnen schatten. Een nadeel van het toepassen van de WTP is dat respondenten bij het beantwoorden van vragen rekening houden met het voor hun beschikbare budget. Ze zullen daardoor enigszins behoudend zijn met hun bereidheid om te betalen.

Een onderzoek op basis van de WTA (Willingness to Accept: Bij welke compensatie wordt een verlies van soorten geaccepteerd?) biedt daarvoor mogelijk een oplossing. WTA leidt doorgaans tot een hogere waardering, omdat respondenten niet afhankelijk zijn van hun beschikbare middelen (Hufschmidt et al., 1983).

Een andere werkwijze voor het bepalen van de WTP kan uitgaan van de kosten die in de praktijk worden gemaakt om doelsoorten te realiseren. Deze methode is verder niet uitgewerkt.

WTP en WTA methoden zijn in het natuurbeheer nog maar beperkt toegepast. Voor zover bekend niet op de waardering van doelsoorten. Een onderzoek op basis van WTP of WTA voor doelsoorten zal zeer omvangrijk zijn omdat veel soorten in beschouwing dienen te worden genomen.

## **2.3 Conclusies met betrekking tot de methodiek**

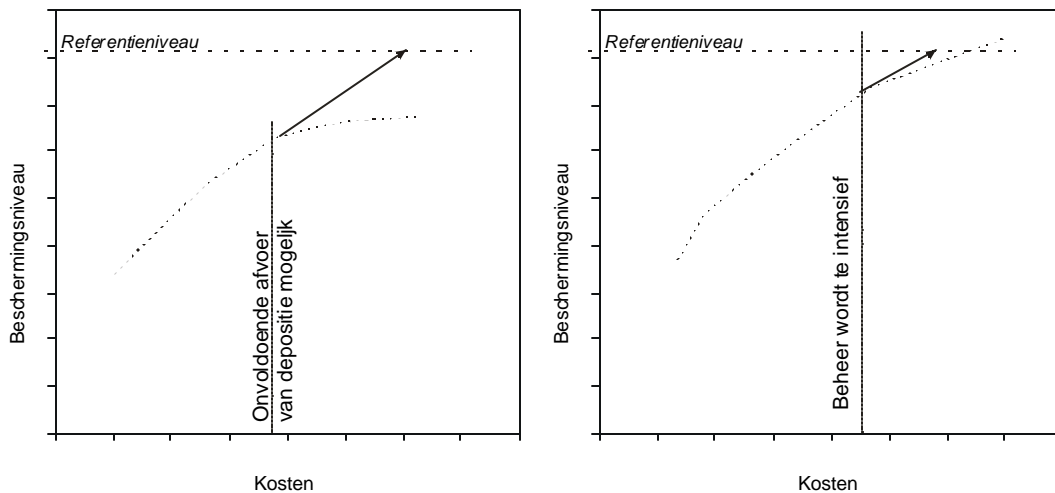
De beschreven modelmatige berekeningsmethodiek voor de beheerskosten waarbij de relatie wordt weergegeven tussen depositieniveau, beheerskosten en beschermingsniveau lijkt voor dit onderzoek het meest geschikt. De methode sluit aan op de praktijk van het beheer waarin extra kosten worden gemaakt om negatieve gevolgen van atmosferische depositie te verminderen of teniet te doen. Door gebruik te maken van modellen kunnen verschillende depositiescenario's worden doorgerekend (inspelend op het beleid) en kan snel een beeld worden verkregen van de effecten van gesimuleerde maatregelen op het beschermingsniveau aan soorten. Hieraan kunnen vervolgens kosten worden gekoppeld.

Het werken met modellen heeft tevens als voordeel dat ontwikkelingen in het terrein, die in de praktijk vaak pas op langere termijn zichtbaar worden, snel kunnen worden doorgerekend.

Een belangrijke beperking van deze methode is dat bij te hoge depositieniveaus de gewenste realisatie van soorten door het uitvoeren van extra beheer niet altijd meer gehaald kan worden (zie Figuur 3). Dit kan komen doordat er bij een te hoge depositie niet meer voldoende kan worden afgevoerd, zodat verrijking van de bodem ontstaat.

Daarnaast kan het gebeuren dat er nog wel voldoende kan worden afgevoerd, maar dat er daarmee dusdanig intensief beheerd wordt dat hierdoor nevenschade aan het terrein (en bijvoorbeeld fauna) ontstaat, bijvoorbeeld omdat het systeem onvoldoende tijd heeft om van een beheersingreep te herstellen. De beheersintensiteit is dan hoger dan wat praktisch haalbaar is. Een voorbeeld hiervan is het plaggen van heide, dat in theorie iedere 10 jaar kan worden uitgevoerd, maar dat in de praktijk minder vaak gebeurt.

Daar waar de beheersscenario's niet leiden tot het gewenste beschermingsniveau zullen aanvullende methoden toegepast moeten worden.



Figuur 3. Beperkingen van de modelmatige berekening van beheerskosten en doelrealisatie bij verschillende depositieniveaus. De pijlen geven aan waar de methode tekort komt en er een aanvullende methode gewenst is. In de linker figuur kan er onvoldoende depositie worden afgevoerd waardoor het gewenste niveau van doelrealisatie niet wordt bereikt. In de rechter figuur kan in theorie voldoende depositie afgevoerd worden om de gewenste doelrealisatie te halen, maar daarbij wordt een beheer toegepast dat in de praktijk niet toegepast wordt om dat het te intensief is en daardoor schadelijke neveneffecten tot gevolg heeft





## **3 Basismateriaal en instrumentarium voor berekeningen**

### **3.1 Inleiding**

In dit hoofdstuk wordt het instrumentarium, de berekeningsmethodiek en het benodigde basismateriaal voor het uitvoeren van de berekeningen beschreven. De eerste resultaten worden beschreven in hoofdstuk 4.

De kosten van verhoogde depositie - of de baten van verlaging van de depositie - worden berekend uit de kosten van de verschillende beheersscenario's die leiden tot vergelijkbare beschermingsniveaus van soorten. Uitgangspunt van deze benadering is dat bij een gegeven depositieniveau door verhoging van de beheersinspanning (en daarmee de kosten) het aantal soorten dat wordt beschermd (het beschermingsniveau) toeneemt.

Met behulp van het modelinstrumentarium de Natuurplanner (Latour et al., 1997) kan berekend worden welke natuurkwaliteit in het natuurdoeltype kan worden gerealiseerd bij een gegeven niveau aan atmosferische depositie en beheer. Zowel de natuurkwaliteit bij een natuurlijke atmosferische achtergronddepositie (als referentie) als de natuurkwaliteit bij verhoogde atmosferische depositie en veranderd beheer kunnen worden berekend.

Voor verschillende natuurdoeltypen is bekend welk extra beheer er uitgevoerd kan worden om de gevolgen van depositie teniet te doen of te verminderen. Door het beheer in de natuurplanner te variëren kan, bij een gelijkblijvend depositieniveau, worden berekend hoe de natuurkwaliteit verandert.

In paragraaf 3.2 wordt ingegaan op het modelinstrumentarium de natuurplanner. In paragraaf 3.3 komen de natuurdoeltypen en het benodigde kaartmateriaal aan de orde. Het hoofdstuk wordt afgesloten met een beschrijving van de bronnen voor kostennormen in paragraaf 3.4.

### **3.2 Natuurplanner**

In dit onderzoek worden verschillende modellen gebruikt. Om het werken met deze modellen te vergemakkelijken is door het RIVM een interface gebouwd rond de modellen genaamd 'de Natuurplanner' (Latour et al. 1997, [www.rivm.nl/milieu/natuurplanner](http://www.rivm.nl/milieu/natuurplanner)). De Natuurplanner bestaat behalve uit de modellen vooral uit kaarten die als invoer dienen voor de modellen. Daarnaast verzorgt de natuurplanner de uitvoer uit de modellen, meestal in de vorm van kaarten. De onderliggende modellen worden hieronder beschreven, samen met de belangrijkste invoer. Voor meer informatie wordt verwezen naar de genoemde literatuur.

### 3.2.1 SMART2

SMART2 is ontwikkeld om effecten van beleidsmaatregelen (o.a. atmosferische depositiescenario's) op abiotische factoren in natuurlijke ecosystemen te kwantificeren (Kros et al. 1995 en 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 plaatsvindt, en is de modellering van kwel toegevoegd. In 1998 is op het voormalige IBN-DLO de successiemodule SUMO ontwikkeld, welke is geïntegreerd in het model SMART2 (Wamelink et al., 2000a).

SMART2 bestaat uit een set van massabalansvergelijkingen, welke de input-output-relaties van een bodemcompartiment beschrijven, en een set van vergelijkingen voor de beschrijving van de snelheids- en evenwichtsprocessen in de bodem. Het model bevat alle macro-elementen uit de ladingsbalans.  $\text{Na}^+$  en  $\text{Cl}^-$  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).

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 t.b.v. 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, welke afbreekt met een 1e-orde reactie. Dood hout komt niet in het bodemorganisch materiaal terecht en wordt in het model verder buiten beschouwing gelaten.

De tijdstap van het model is een jaar; seizoensvariabiliteit wordt dan ook niet meegenomen. Voor een uitgebreide onderbouwing van bovenstaande aannamen en vereenvoudigingen wordt verwezen naar De Vries et al. (1989).

In SMART2 worden 7 bodemtypen onderscheiden. De bodemtypen zijn:

- 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 invoerparameters voor SMART2 zijn gekoppeld aan bodemtype, vegetatiestructuurtype (uit SUMO2) of aan een combinatie van beide. In regionale toepassingen worden altijd de nominale waarden gehanteerd. Dit zijn per bodem- en vegetatietype gemiddelde waarden die zijn afgeleid van een grote set meetgegevens over heel Nederland (de Vries en Leeters 1998 en Klap et al. 1998). Bij een toepassing op puntniveau kunnen plaatsspecifieke waarden worden gebruikt. De

vegetatiestructuur uit SUMO2 wordt gebruikt om de vegetatietypen in SMART2 te bepalen met de bijbehorende parameterwaarden.

SMART2 heeft als belangrijkste invoer twee kaarten. De eerste bevat gegevens over het bodemtype, grondwatertrap, kwelhoeveelheid en kwelkwaliteit. Deze gegevens zijn afgeleid van de bodemkaart voor Nederland en dus plaatsgebonden. De tweede kaart bevat gegevens over de depositie van zuur en stikstof. Ook deze gegevens zijn plaatsgebonden. De bodemkaart en de depositiekaart zijn standaard onderdelen van SMART2-SUMO2. De bodemkaart is afgeleid van de landelijke bodemkartering (Kros et al. 1995), de depositiekaart is volgens Beck et al. (2001). De grondwatertrap wordt gebruikt om de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand te berekenen, welke een rol speelt in zowel SMART2 als SUMO2 en tevens als invoer dient voor MOVE3. De gegevens over de doorgerekende locaties (zie figuur 4) zijn verkregen van bovengenoemde kaarten. In dit onderzoek zijn de grondwaterstand en de depositie in de tijd als constant verondersteld. Zij variëren wel ruimtelijk, waardoor wel site specifiek resultaten verkregen worden. Voor zowel depositie (zie fig 1) als grondwaterstand zijn gegevens voor 2000 gebruikt.

### **3.2.2 SUMO2**

In 1998 is door het voormalige IBN-DLO (nu Alterra), in samenwerking met de Wageningen Universiteit en het RIVM, begonnen met de ontwikkeling van SUMO (Wamelink et al., 2000a). Het model is een subroutine van SMART2. SUMO modelleert de vegetatieprocessen als gevolg van onder andere beheer, licht- en stikstofbeschikbaarheid. SUMO2 is een uitbreiding van SUMO. SUMO2 bevat een module om het bosbeheer te simuleren (Wamelink et al. 2000b) en een module om het effect van herbivorie te kunnen simuleren (Wamelink et al. 2001). De herbivorie module is in dit onderzoek niet gebruikt.

De belangrijkste uitwisseling van gegevens tussen SMART2 en SUMO2 zijn de stikstofbeschikbaarheid, de biomassa, de stikstofopname, de strooiselproductie en het vegetatiestructuurtype. De drijvende kracht in SUMO2 is de biomassaontwikkeling. Biomassagroei wordt voorspeld op basis van stikstofbeschikbaarheid, lichtbeschikbaarheid, grondwaterstand en beheer. In SUMO2 concurreren vijf functionele typen elkaar om stikstof en licht. De groei kan bovendien worden beperkt door een lage grondwaterstand en door het beheer. De vijf functionele typen zijn: climaxbomen, pionierbomen, struiken, dwergstruiken, en kruiden (inclusief grassen). Voor elk type worden drie organen gesimuleerd: wortels, houtige niet fotosynthetiserende delen, en bladeren. De vijf functionele typen onderscheiden zich onder andere van elkaar in de manier waarop nieuwe biomassa over de organen wordt verdeeld en welk deel van de organen per jaar afsterft.

De hoeveelheid biomassa die per functioneel type aanwezig is, bepaalt het vegetatiestructuurtype. De hoeveelheid biomassa per functioneel type kan in de tijd variëren onder andere door de invloed van beheer. Zo kan een grasland dat wordt gemaaid na staken van het beheer zich ontwikkelen naar een bos, de biomassa van de bomen neemt toe, die van grassen en kruiden af. Elk jaar wordt bepaald of op basis

van de biomassaverdeling over de functionele typen er successie is opgetreden. Beheer wordt gemodelleerd als maaien, plaggen, begrazen en bosbeheer. De maai-frequentie is te variëren, evenals de plag-frequentie. Het bosbeheer wordt gemodelleerd als traditioneel beheer (dunning met eindkap, zie Wamelink et al., 2000b), extensief bosbeheer (alleen dunning, standaard 10% elke 10 jaar) en niets doen.

SUMO2 gebruikt als invoer een kaart waarin staat vermeld het vegetatietype, het beheer en de beheersintensiteit. Voor dit onderzoek zijn het beheer en de beheerintensiteit voor de doorgerkende natuurdoeltypen gevarieerd. Het beheer bestaat uit maaien, plaggen of bosbeheer al naar gelang het natuurdoeltype.

### **3.2.3 MOVE**

MOVE (Multiple stress mOdel for the VEgetation) bestaat uit responsiecurven voor afzonderlijke plantensoorten (Latour et al. 1997, [www.rivm.nl/milieu/natuurplanner](http://www.rivm.nl/milieu/natuurplanner)). Een responsiecurve is een meervoudige of enkelvoudige regressievergelijking, waarmee per plantensoort een relatie is gelegd tussen de kans op voorkomen van de soort en aanwezige (milieu)factoren. De regressievergelijkingen zijn opgesteld aan de hand van gegevens per proefvlak (meestal enkele m<sup>2</sup> groot). De geldigheid van uitspraken per gridcel is dus beperkt tot een willekeurig proefvlak binnen een gridcel.

MOVE 2.0 is gebaseerd op circa 30.000 veldwaarnemingen. Het model kijkt naar de invloed van de vochttoestand, zuurgraad en trofiegraad op de kans op voorkomen van ca. 900 plantensoorten. De Ellenberg-indicatiewaarden van stikstof, zuurgraad en vocht zijn hiervoor gebruikt (Ellenberg et al. 1991). De nieuwe versie MOVE 3.0, gebaseerd op ca. 100.000 veldwaarnemingen, is uitgebreid met de milieuvariabelen zware metalen (combi-PAF) en saliniteit (Ellenberg-indicatiewaarde). Deze milieuvariabelen zijn in dit onderzoek niet gebruikt. De invloed van beheer, uitgedrukt in begroeiingstype, en de ruimtelijke verdeling in de vorm van fysisch geografische regio's zijn eveneens meegenomen.

De stikstofbeschikbaarheid en de pH die aangeleverd worden door SMART2-SUMO2 en de gemiddelde voorjaargrondwaterstand (gvg) zijn de belangrijkste invoergegevens voor MOVE3. Deze waarden worden gegeven in fysische grootheden. Deze dienen omgerekend te worden in de Ellenberg indicator waarden. De omrekening wordt beschouwd als de meest onzekere stap in de modelketen (Wamelink et al. 2002a). Hoewel inmiddels een alternatieve methode voorhanden is (Wamelink et al. 2002a), is hier gebruik gemaakt van de standaard uitvoering van De Natuurplanner. In dit onderzoek is de gvg als constant verondersteld en gelijk aan die in het jaar 2000.

Naast de kans op voorkomen van individuele plantensoorten kan MOVE3 ook de kans op voorkomen van natuurdoeltypen berekenen. Deze is een resultante van de kans op voorkomen van de doelsoorten van het Natuurdoeltype. Met behulp van een

drempelwaarde voor de kans op voorkomen wordt bepaald of een soort daadwerkelijk kan voorkomen. Het aantal soorten dat voor kan komen, kan worden uitgedrukt ten opzichte van het totale aantal soorten dat voor het natuurdoeltype is gedefinieerd. Dit percentage is een maat voor het beschermingsniveau van het natuurdoeltype, hetgeen gebruikt is als graadmeter voor de kwaliteit van een natuurdoeltype in dit onderzoek.

De uitkomst van de modellentrein is een beschermingspercentage voor een natuurdoeltype. Deze hangt onder andere af van het beheer. Voor het percentage beschermde soorten zou een target kunnen worden gedefinieerd, maar dat is in dit onderzoek nog niet gebeurd. De percentages als gevolg van verschillende depositie en beheer zijn als zodanig weergegeven en gebruikt.

### **3.3 Natuurdoeltypen en kaartmateriaal**

#### ***Natuurdoeltypen***

Een van de doelen van het Natuurbeleidsplan (Ministerie van LNV, 1990) is de verarming van de Nederlandse natuur een halt toe te roepen. Uitvloeisel daarvan is de realisatie van de Ecologische hoofdstructuur (EHS). Hiervoor worden o.a. landbouwgronden aangekocht om het oppervlak natuur te vergroten en meer samenhang tussen de bestaande natuurgebieden te verkrijgen. Doel hiervan is het verbeteren van de natuurkwaliteit en het duurzaam voortbestaan van de natuur. De nieuw natuurgebieden dienen te worden ingericht en soms zal in de bestaande natuur de vegetatie (moeten) veranderen. Om dit landelijk op eenzelfde wijze te kunnen doen is het natuurdoeltypen systeem ontwikkeld (Bal et al. 1995, Bal et al. 2001). Per onderscheiden natuurdoeltype wordt beschreven welke doelsoorten er voor zouden moeten komen, welk beheer daarvoor nodig is en in de nieuwste versie van het handboek (Bal et al. 2001) ook de abiotische randvoorwaarden, zoals pH of grondwaterstand (zie ook Wamelink en Runhaar 2001). Voor de vegetatie van de NDT geldt dat deze gebaseerd zijn op de plantensociologische groepen zoals die door Schaminée et al. (1995, 1996, 1998) en Stortelder et al. (1999) zijn onderscheiden. In dit onderzoek is gewerkt met de 'oude' natuurdoeltypen volgens Bal et al. uit 1995, mede omdat de NDT-kaart nog gebaseerd is op de oude NDT. De relatie tussen de oude en nieuwe NDT wordt gegeven in bijlage 3. In het natuurdoeltypen systeem worden vier hoofdgroepen onderscheiden; (1) nagenoeg natuurlijke eenheden, (2) begeleid natuurlijke eenheden, (3) half natuurlijke eenheden en (4) multifunctionele eenheden. De eerste twee groepen zijn grootschalige eenheden waar de mens niet of nauwelijks ingrijpt, de laatste twee zijn kleinere eenheden waar beheer noodzakelijk is. In dit onderzoek wordt alleen gebruik gemaakt van hoofdtype drie, de 'halfnatuurlijke eenheden', omdat alleen in deze groep natuurgebieden zitten waar standaard beheer plaats vindt, en waar het beheer dus kan variëren al naar gelang de milieudruk. Bij groep (4) gaat het vooral om agrarische gebieden en recreatie- en productiebos. Deze laatste zijn in dit onderzoek niet meegenomen, maar zouden in eventueel vervolgonderzoek wel mee moeten worden genomen.

In deze eerste fase van het onderzoek is slechts een klein deel van de Natuurdoeltypen doorgerekend voor de vegetatietypen bos, heide en grasland. De in totaal elf Natuurdoeltypen staan beschreven in bijlage 1. Voor een uitgebreide beschrijving wordt verwezen naar Bal et al. (1995). Per Natuurdoeltype is slechts één punt doorgerekend. Er is rekening gehouden met de spreiding over Nederland, waardoor zoveel mogelijk depositieniveaus vertegenwoordigd zijn. De locaties (vijf) van de in het onderzoek meegenomen natuurdoeltypen staan in figuur 4, samen met de bijbehorende hoeveelheden atmosferische depositie. De doorrekening heeft plaatsgevonden alsof op alle geselecteerde plekken de natuurdoeltypen reeds nu voorkomen en ook als zodanig beheerd worden.

### ***Natuurdoeltypenkaart***

De landelijke informatie over de ligging van de (geplande) natuurdoeltypen is van de natuurdoeltypenkaart gehaald. Deze kaart is samengesteld door de provincies (Beck et al. 2001) en geeft aan waar welk natuurdoeltype voor komt of gepland is. De geselecteerde natuurdoeltypen zijn vertaald naar vegetatietypen zoals die door SUMO2 als invoer worden gebruikt (zie bijlage 5). De bijbehorende bodemgegevens voor SMART2 zijn aan de locatie gekoppeld (zie hieronder).

### ***Bodemkaart***

Het model SMART2 gebruikt voor de initiatie bodemgegevens. Deze gegevens zijn gehaald van de standaard bodemkaart zoals die door SMART2 voor een landelijke doorrekening worden gebruikt. Het gaat hier om gegevens over het bodemtype, de grondwatertrap, de kwelhoeveelheid en de kwelkwaliteit.

### ***Depositiekaart***

In dit onderzoek is de depositie van zuur en stikstof in de tijd gelijk gehouden. Per voorbeeld grid is echter wel de daarbij behorende depositie gebruikt, waardoor ruimtelijke verschillen ontstaan. De depositie is gelijk aan de depositie in het jaar 2000. Ook hiervoor is de standaard depositiekaart van SMART2 gebruikt (fig. 1 en bijlage 5).

## **3.4 Bronnen voor kostennormen**

Belangrijke bronnen van kostennormen zijn het Normenboek van Staatsbosbeheer (Staatsbosbeheer, 2000), Het Groene boek van het IMAG (IMAG, 2001), GWW kosten Groenvoorzieningen van Elsevier (Riele, 2000) en het Overzicht Standaardeenhedsprijzen (Dienst Landelijk Gebied, 2002). Deze zijn hieronder beschreven. Overige informatie kan direct afkomstig zijn van betrokken bedrijven.

### ***Normenboek van Staatsbosbeheer***

Het Normenboek van Staatsbosbeheer (Staatsbosbeheer, 2000) bevat van de meeste relevante werkzaamheden voor bos- en natuurbeheer tijdnormen en kostennormen. De normen zijn voor een groot aantal werkzaamheden aangegeven bij verschillende werkomstandigheden. De tijdnormen zijn opgesteld op basis van een tijdstudies die onder andere door het voormalige IBN-DLO (nu Alterra) zijn uitgevoerd.

Naast de normen voor werkzaamheden is in het boek lijsten opgenomen met materiaalprijzen en voorberekende tarieven voor materieel en arbeid. De tarieven worden iedere twee jaar geactualiseerd.

### ***Het Groene Boek van het IMAG***

Het Groene boek van het IMAG bevat tijdnormen voor het uitvoeren van werkzaamheden aan groenvoorzieningen. Kostennormen ontbreken maar deze kunnen worden bepaald met behulp van normen voor tarieven uit andere bronnen. De tijdnormen van het Groene boek zijn voor een deel afkomstig van het Normenboek van Staatsbosbeheer. Daarnaast bevat het o.a. normen voor diverse aanleg en onderhoudswerkzaamheden voor gemeentelijk groen en cultuurtechnische werkzaamheden.

### ***GWW Kosten Groenvoorzieningen van Elsevier***

GWW Kosten Groenvoorzieningen (Riele, 2000) bevat kostennormen en tijdnormen van werkzaamheden van voornamelijk gemeentelijk groen, maar daarnaast ook voor bos- en natuurbeheer. De informatie is afkomstig van aannemers/loonwerkers en adviesbureaus. Er is een lijst opgenomen met kosten voor materiaal, materieel en arbeid.

### ***Overzicht Standaardeenheidsprijzen van DLG***

Het Overzicht Standaardeenheidsprijzen (Dienst Landelijk Gebied, 2002) geeft kostennormen weer van voornamelijk cultuurtechnische werkzaamheden, maar daarnaast is een aantal werkzaamheden voor bos- en natuurbeheer opgenomen. De normen zijn voor een deel op die van Staatsbosbeheer gebaseerd.

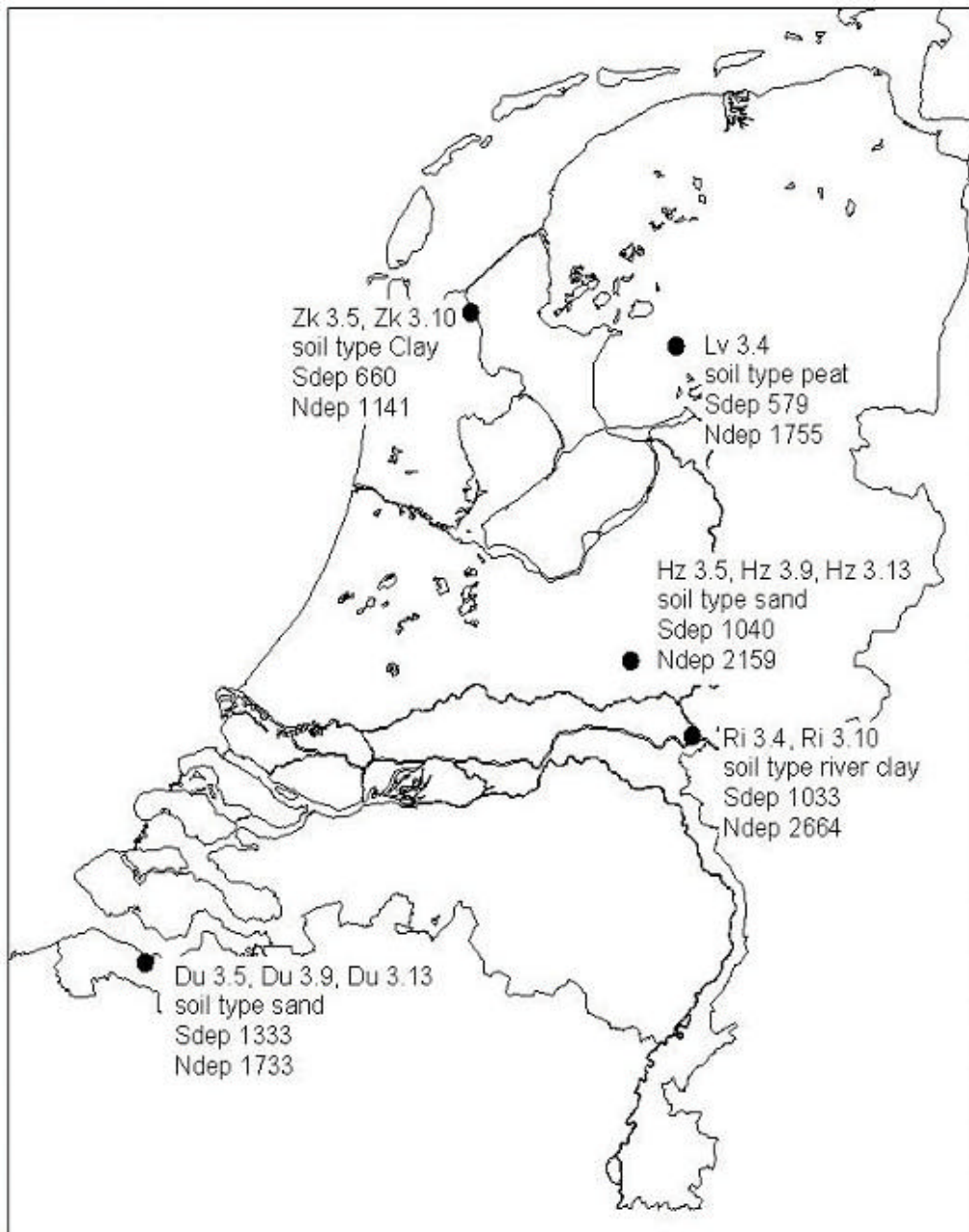
### ***Overige bronnen***

Overige informatie kan worden verkregen door navraag bij betrokken bedrijven, zowel beheerders als uitvoerders. Voor de verwerking van groenresten kunnen dit composteerbedrijven zijn. Voor de mogelijkheden en prijzen voor de verkoop van producten kunnen dit natuurbeherende organisaties en afnemers zijn. Om voldoende betrouwbare informatie te krijgen dient informatie van meerdere bedrijven verkregen te worden.

Voor de verwerkingskosten van groenresten kan naast informatie van verwerkingsbedrijven uitgegaan worden van Spijker et al. (1998).

Informatie over kosten en opbrengsten in de bosbouw zijn voor een belangrijk deel te verkrijgen van het LEI (Berger et al., 2001). Het LEI beschikt daarnaast over grondprijzen die van belang zijn wanneer wordt gerekend met scenario's waarbij het areaal van natuurdoeltypen wordt uitgebreid.

Voor specifieke maatregelen kunnen de kosten door middel van tijdstudies worden bepaald. Een onderzoek naar de kosten van natte graslanden wordt bijvoorbeeld in 2003 afgerond.



*Figuur 4. Ligging van de doorgerekend natuurdoeltypen met het bodemtype en de zwavel (Sdep) en stikstof (Ndep) depositie in molc.ha<sup>-1</sup>. In totaal zijn er 11 natuurdoeltypen op vijf verschillende locaties gebruikt*



## **4 Berekeningsmethodiek verder uitgewerkt**

### **4.1 Inleiding**

In dit hoofdstuk worden de eerste resultaten van de ontwikkelde methode weergegeven. In de eerste drie paragrafen worden de resultaten per vegetatietype gegeven, in de laatste paragraaf worden deze bediscussieerd. In hoofdstuk 5 wordt naar eventueel vervolgonderzoek gekeken, mede op basis van de discussie in paragraaf 4.5.

### **4.2 Bos**

In dit onderzoek zijn berekeningen uitgevoerd voor 4 bostypen op vier verschillende plaatsen (zie ook fig. 4). De doorgerekende beheervarianten zijn:

- niets doen
- extensief beheer
- intensief beheer

In paragraaf 3.2.2 is nader op de beheervarianten ingegaan. In de berekeningen is de atmosferische depositie, gedurende de gesimuleerde periode van 50 jaar, constant gehouden op het niveau van 2000.

In bossen wordt, in de gesimuleerde periode van 50 jaar, vijf maal ingegrepen (biomassa afgevoerd), behalve voor de beheervariant 'niets doen', waar geen biomassa wordt afgevoerd (fig. 5, tabel 1).

Uit de modelberekeningen blijkt dat het (intensiveren van het) bosbeheer niet leidt tot een verhoging van het aandeel soorten in 2050.

De stikstofbeschikbaarheid in de bodem blijft in de doorgerekende bostypen gelijk of wordt zelfs hoger (fig. 6, tabel 1). Fig. 6 laat het verloop van de stikstofbeschikbaarheid zien voor de drie doorgerekende beheervarianten voor bos van zeelei (Zk 3.10). De cycli in de N-beschikbaarheid voor extensief en intensief beheer die in de figuur zichtbaar zijn worden veroorzaakt door het periodiek (1 keer per 10 jaar) oogsten van hout in de bossen.

Met de afvoer van biomassa (hout) wordt ook stikstof afgevoerd. De hoeveelheid stikstof die wordt afgevoerd is echter gering. Ongeveer 1 promille van de afgevoerde houtige biomassa bestaat uit stikstof. Neveneffect van het uitvoeren van beheersmaatregelen in het bos (er wordt hout geoogst) is dat er kapafval in het bos achterblijft en dat er plantmateriaal afsterft. De hoeveelheid licht in het bos neemt toe waardoor de nutriëntencyclus wordt versneld. Tevens ontstaat er meer ruimte voor planten met een relatief hoog stikstofgehalte in de bladeren. Deze bladeren leiden, wanneer ze afsterven, opnieuw tot een grotere stikstofbeschikbaarheid in de bodem.

De zuurgraad van de bodem blijft constant, ongeacht de doorgerekende beheervariant. Dit kan worden verklaard vanuit het feit dat met de afvoer van biomassa geen zuur wordt afgevoerd.

Dat het intensiveren van het bosbeheer geen effect heeft op het beschermingspercentage is in overeenstemming met eerder onderzoek (Wamelink et al. 2002b), waar dunnen geen stikstof afvoerend effect bleek te hebben. Om stikstof uit bossen af te voeren zijn, bij het huidige depositieniveau, drastischere maatregelen nodig zoals het nu nog experimentele plaggen (Bartelink et al. 2001). Het is nog de vraag of plaggen grootschalig uitvoerbaar, want de aanwezige bomen in het bos kunnen het plaggen ernstig bemoeilijken.

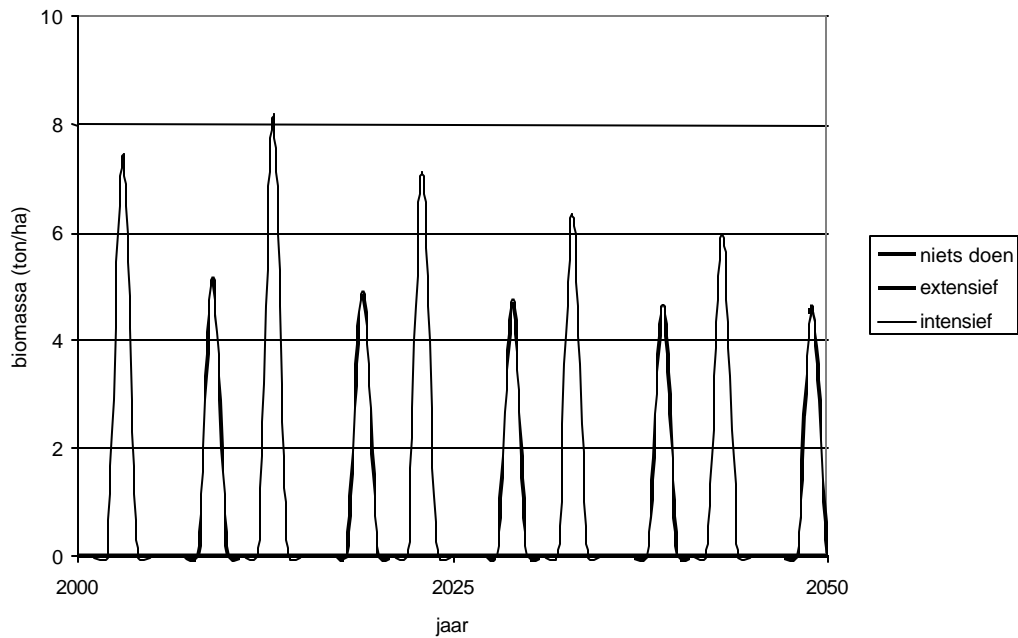
*Tabel 1. Schattingen van de afgevoerde biomassa, het beschermingspercentage en de gvg (gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand), pH en stikstof beschikbaarheid (N avail) voor bossen. De depositie is gedurende de periode gelijk aan de depositie in 2000*

NDT	naam	bodem	Beheer	biomassa verwijderd		bescherming 2050 %	gvg cm - mv	pH (bodem)	N besch kmolc/ ha/j
				totaal ton/ha	gem. ton/ha/jr				
Du 3.13	Bos van Kalkrijk Duin	zand	Geen	0	0,00	19	0,48	6,99	4,90
			Extensief	25,03	5,01	19	0,48	6,99	4,95
			Intensief	31,59	6,32	19	0,48	6,99	4,98
Hz 3.13	Bos van arme Zandgrond	zand	Geen	0	0,00	13	1,54	3,76	8,34
			Extensief	23,93	4,79	13	1,54	3,76	8,48
			Intensief	29,97	5,99	13	1,54	3,75	8,59
Ri 3.10	Bos van Rivierklei	klei	Geen	0	0,00	28	0,82	6,80	5,89
			Extensief	26,72	5,34	28	0,82	6,80	5,89
			Intensief	15,67	3,13	28	0,82	6,80	5,90
Zk 3.10	Bos van Zeeklei	klei	Geen	0	0,00	28	0,48	6,81	4,85
			Extensief	24,18	4,84	28	0,48	6,81	4,82
			Intensief	35,09	7,02	28	0,48	6,81	5,09

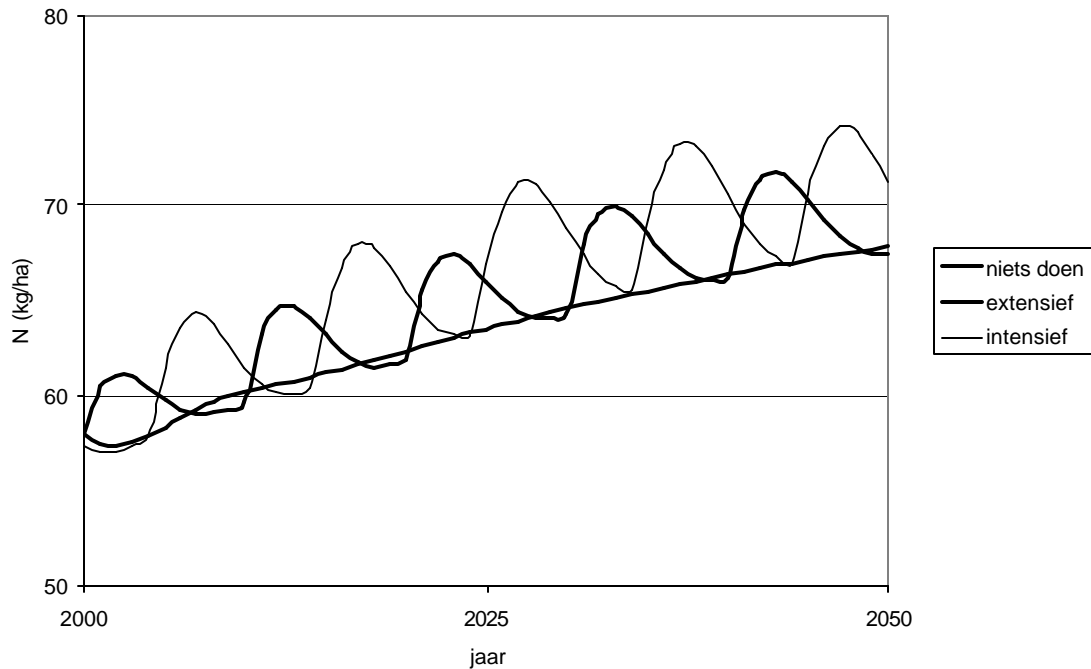
### **Kosten**

De kosten van het in de bossen uit te voeren beheer zijn niet berekend, omdat de uitgevoerde maatregelen niet bijdragen aan het verhogen van het beschermingsniveau van soorten. Het is in de hier onderzochte bossen niet zinvol om de ontwikkelde methode toe te passen.

Als andere beheersscenario's worden doorgerekend die wel effect hebben (bijvoorbeeld bekalken of plaggen van bossen) kunnen alsnog kosten berekend worden.



Figuur 5. Afgevoerde biomassa voor het NDT Zk 3.10, Bos van zeeklei, voor drie beheersintensiteiten. De depositie is gedurende de gesimuleerde periode gelijk aan de depositie in 2000



Figuur 6. Stikstofbeschikbaarheid (N) voor het NDT Zk 3.10, Bos van zeeklei, voor drie beheersintensiteiten. De depositie is gedurende de gesimuleerde periode gelijk aan de depositie in 2000

### 4.3 Grasland

Voor grasland zijn voor 2 graslandtypen op 5 verschillende plaatsen berekeningen uitgevoerd. Het beheer van de graslanden bestaat uit maaien met verschillende intensiteiten.

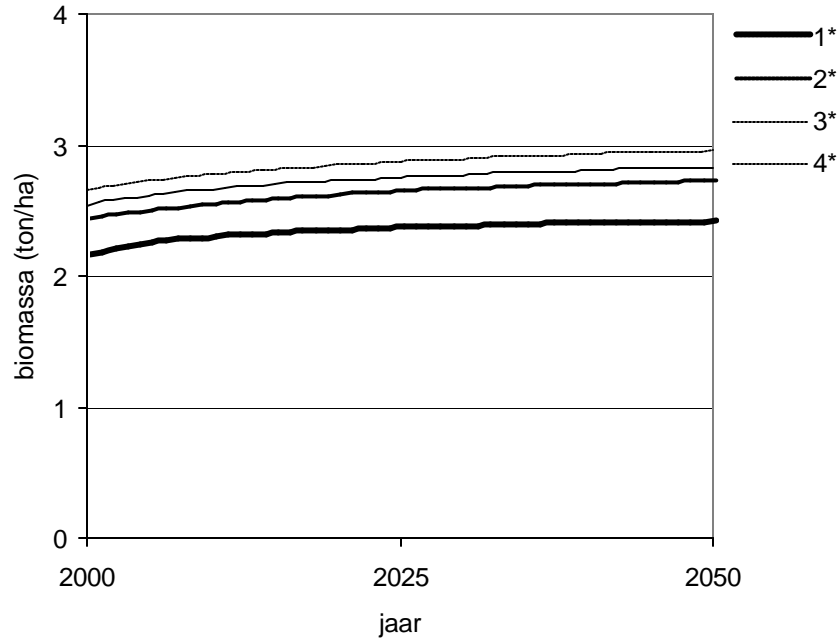
Per natuurdoeltype-beheer-combinatie is de hoeveelheid afgevoerde biomassa berekend (zie tabel 2).

De figuren 7 en 8 geven een voorbeeld van de hoeveelheid afgevoerde biomassa en de stikstofbeschikbaarheid in de bodem voor het NDT Ri 3.4 nat schraalgrasland. In dit graslandtype wordt jaarlijks met een verschillende intensiteit gemaaid, waardoor er verschillende hoeveelheden biomassa worden afgevoerd. Een intensivering van het maaibeheer geeft een grotere afvoer van biomassa, waarbij het grootste verschil te vinden is tussen een- en tweemaal per jaar maaien. De afvoer van biomassa leidt tot een verandering in de stikstofbeschikbaarheid (fig. 8 en tabel 2). Duidelijk is dat een intensiever maaibeheer tot een lagere stikstofbeschikbaarheid leidt. Echter bij een gelijkblijvende depositie (in de periode 2000-2050) neemt bij elke maai-intensiteit, ondanks de afvoer van stikstof, de totale beschikbaarheid van stikstof in de tijd toe. Zelfs vier maal per jaar maaien kan de effecten van de stikstof depositie niet teniet te doen. De beschikbaarheid van stikstof is daarmee in 2050, ondanks het uitvoeren van maatregelen waarbij stikstof wordt afgevoerd, groter dan in 2000.

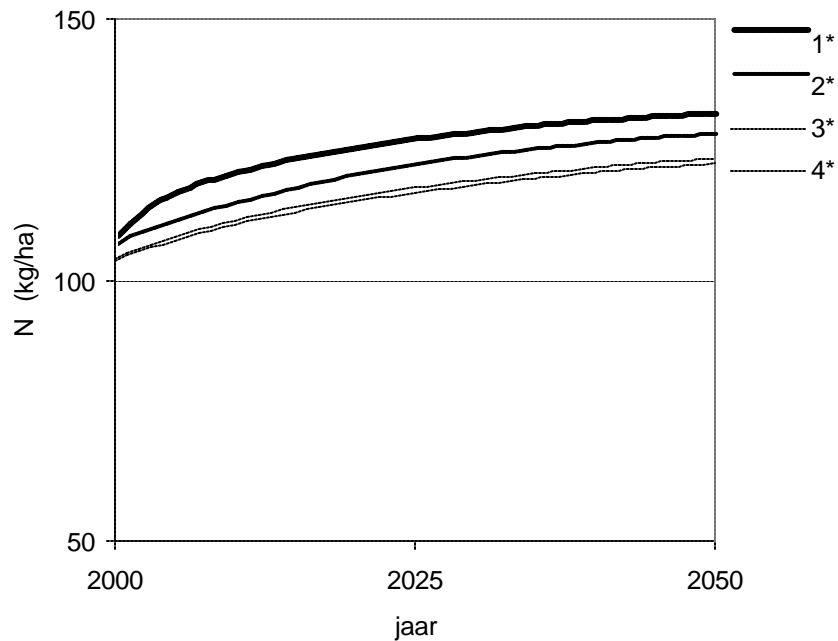
In tabel 2 worden de totale hoeveelheid en de per jaar gemiddelde afgevoerde hoeveelheid biomassa gegeven. Intensivering van het maaibeheer leidt, bij een gelijkblijvend depositieniveau, in de meeste gevallen wel tot een verhoging van het beschermingspercentage, al zijn de absolute verschillen klein en waarschijnlijk niet significant. Het maaibeheer heeft geen invloed op de zuurgraad van de bodem. De bodem pH blijft, onafhankelijk van het uitgevoerde beheer, constant.

Tabel 2. Schattingen van de afgevoerde biomassa, het beschermingspercentage en de gvg, pH en stikstof beschikbaarheid (N avail) voor de graslanden. De depositie is gedurende de periode gelijk aan de depositie in 2000

NDT	naam	bodem	Beheer	biomassa verwijderd		beschermin g 2050	gvg cm -mv	pH (bodem)	N besch kmolc/ha /j
				totaal ton/ha	gem. ton/ha/jr				
Du 3.5	Nat Schraalgrasland	zand	1* maaien/j	79,89	1,57	35	0,48	7,02	4,76
			2* maaien/j	87,65	1,72	33	0,48	7,02	4,64
			3* maaien/j	90,88	1,78	33	0,48	7,02	4,60
			4* maaien/j	93,79	1,84	33	0,48	7,02	4,57
Hz 3.5	Droog Schraalgrasland	zand	1* maaien/j	74,56	1,46	3	1,54	3,90	4,29
			2* maaien/j	81,67	1,60	3	1,54	3,90	4,18
			3* maaien/j	84,64	1,66	3	1,54	3,90	4,14
			4* maaien/j	87,27	1,71	4	1,54	3,90	4,11
Lv 3.4	Nat Schraalgrasland	veen	1* maaien/j	57,11	1,12	2	0,24	3,83	3,43
			2* maaien/j	61,81	1,21	4	0,24	3,83	3,33
			3* maaien/j	64,64	1,27	4	0,24	3,83	3,28
			4* maaien/j	67,25	1,32	3	0,24	3,83	3,39
Ri 3.4	Nat Schraalgrasland	klei	1* maaien/j	119,2	2,34	0	0,82	6,81	9,25
			2* maaien/j	133,3	2,61	0	0,82	6,81	8,97
			3* maaien/j	139,43	2,73	0	0,82	6,81	8,81
			4* maaien/j	145,45	2,85	1	0,82	6,81	8,74
Zk 3.5	nat Schraalgrasland	klei	1* maaien/j	84,46	1,66	42	0,48	6,82	5,49
			2* maaien/j	93,12	1,83	43	0,48	6,82	5,36
			3* maaien/j	96,68	1,90	43	0,48	6,82	5,30
			4* maaien/j	99,88	1,96	42	0,48	6,82	5,26



Figuur 7. Afgevoerde biomassa voor het NDT Ri 3.4, Nat Schraalgrasland op rivierklei, voor vier beheersintensiteiten (1 – 4 \* maaien per jaar). De depositie is gedurende de gesimuleerde periode gelijk aan de depositie in 2000



Figuur 8. Stikstofbeschikbaarheid (N) voor het NDT Ri 3.4, Nat Schraalgrasland op rivierklei, voor vier beheersintensiteiten (1 – 4 \* maaien per jaar). De depositie is gedurende de gesimuleerde periode gelijk aan de depositie in 2000

## Kosten

Voor de berekening van de kosten van het beheer van Du 3.5 is uitgegaan van maaien met aangepast materieel, zoals recent ontwikkeld maaimaterieel op rupsbanden. Daarvoor is een tarief gehanteerd van €540 per ha, inclusief transport van het materieel. Dit bedrag is iets lager dan wanneer het maaiwerk uitgevoerd wordt met een één-assige trekker.

Voor transport is gemiddeld € 2,46 per ton maaisel gerekend, gebaseerd op een gemiddelde transportafstand van 15 km. Voor verwerking (composteren) is een bedrag van €40 per ton gerekend, gebaseerd op Spijker et al. (1998). Er is uitgegaan van een drogestofgehalte van het maaisel van 20 %.

Door twee keer per jaar te maaien wordt 10% meer maaisel afgevoerd dan bij een keer per jaar maaien. Dit komt overeen met gemiddeld 0,76 ton per ha per jaar. De extra kosten voor het afzetten van dit maaisel bedragen ca. €32,50 per ha per jaar. Van veel grotere invloed zijn de extra kosten die gemaakt dienen te worden voor het aanvoeren van het materieel en het uitvoeren van de extra maaibeurt.

De jaarlijkse beheerkosten voor het natuurdoeltype Du 3.5 nemen sterk toe bij een toenemende maaifrequentie, van €873 ha<sup>-1</sup>jr<sup>-1</sup> bij één keer per jaar maaien tot €2.550 ha<sup>-1</sup>jr<sup>-1</sup> bij vier keer per jaar maaien (Tabel 3). De kosten per keer dat gemaaid wordt nemen echter af doordat per keer minder gewas wordt afgevoerd. De range in kosten per beheersscenario ontstaat door variatie in aannames voor de kosten voor aanvoer van materieel, het percentage droge stof in het gewas, de gemiddelde transportafstand en de tarieven voor verwerking van het gewas.

Tabel 3. Resultaten van natuurdoeltype Du 3.5 bij vier beheersscenario's, berekend over een periode van 51 jaar. Afvoer van biomassa(droge stof) en afvoer totaal (inclusief vocht) is aangegeven voor de totale periode. Het beschermingsniveau is het beschermingspercentage van de doelsoorten in 2050

beheersscenario	afvoer biomassa (droge stof) (51 jr) (1000kg/ha)	afvoer totaal (51 jr) (1000kg/ha)	gemiddelde kosten maaien per keer (€/ha)	kosten per jaar (€/ha)	range kosten per jaar (€/ha)	Bescher- mingsniveau
1x per jaar maaien	80	399	873	873	755 - 1.032	35
2x per jaar maaien	88	438	722	1.445	1.280 - 1.674	33
3x per jaar maaien	91	454	666	1.998	1.790 - 2.292	33
4x per jaar maaien	94	469	638	2.550	2.299 - 2.907	33

## 4.4 Heide

Voor heide zijn twee natuurdoeltypen doorgerekend (zie tabel 4). Het doorgerekende beheer bestaat uit het plaggen van de heide met verschillende frequenties. Andere mogelijk beheersmaatregelen voor de heide, zoals begrazen of maaien van de heide, zijn niet doorgerekend. De figuren 9 en 10 tonen voor droge heide op zandgrond de hoeveelheid afgevoerde biomassa en het verloop van de stikstofbeschikbaarheid in de bodem voor droge heide (Hz 3.9). De stikstofbeschikbaarheid wordt niet voor eens in de 50 jaar plaggen gegeven, omdat deze overlapt met eens in de 60 jaar

plaggen<sup>3</sup>. De stikstofbeschikbaarheid neemt na het plaggen duidelijk af en neemt daarna onder de hier gesimuleerde constant hoge depositie weer toe tot de volgende plagronde. In tabel 4 worden de resultaten voor zowel de duinheide als de droge heide op zandgrond gegeven. De hoeveelheden afgevoerd plagsel (biomassa) staan eveneens in de tabel. De hoeveelheid afgevoerd zand bij het plaggen kan niet worden weergegeven omdat de modellen hier geen rekening mee houden. Hiervoor is schatting gemaakt om de kosten voor het afvoeren van het plagsel te kunnen berekenen. Er is uitgegaan van 45% (variërend van 30% tot 60%) organische stof per eenheid droge stof en 55% zand.

Het effect van het plagbeheer wordt in de tabel duidelijk zichtbaar voor Hz 3.9 (droge heide), waar het percentage beschermde soorten aanzienlijk omhoog gaat bij een intensivering van het beheer (de stikstofbeschikbaarheid neemt af en de pH stijgt). De percentages voor plaggen elke 60 en 50 jaar en elke 40 en 20 jaar zijn gelijk, omdat het voor deze beheerintensiteiten voor het peiljaar even lang geleden is dat er geplagd is. Door variatie in de leeftijd aan te brengen kan dit worden voorkomen<sup>4</sup>. Er worden dan gemiddelden per beheerintensiteit berekend, waardoor er verschillen zullen ontstaan tussen de bovengenoemde beheersintensiteiten.

Voor natte duinheide (Du 3.9) worden geen verschillen gevonden tussen de verschillende beheersintensiteiten. Het beschermingspercentage is en blijft aan de lage kant, ondanks dat er veel biomassa en stikstof worden afgevoerd en de stikstofbeschikbaarheid vermindert (tabel 4). In dit geval lijkt het Model MOVE3 ongevoelig voor toch vrij grote veranderingen in de stikstofbeschikbaarheid. Nader onderzoek naar de oorzaak hiervan is nodig.

---

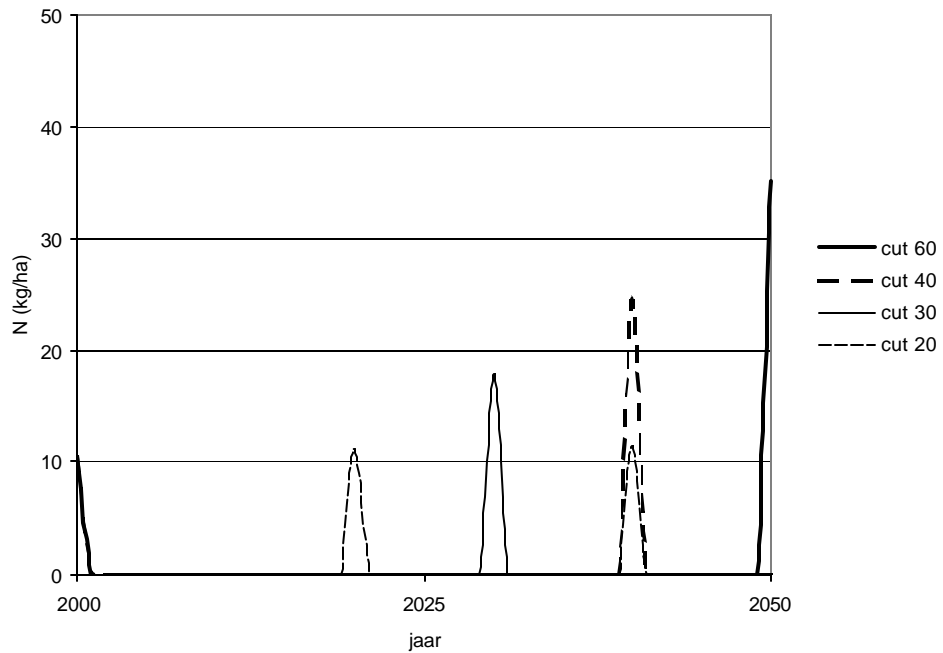
<sup>3</sup> Zowel in de situatie dat 1 keer per 50 jaar wordt geplagd als in de situatie dat 1 keer per 60 jaar wordt geplagd wordt gestart met plaggen in het jaar 2000. Aan het einde van de simulatieperiode (2050) is in beide gevallen nog maar 1 keer geplagd.

<sup>4</sup> Aan het einde van de simulaties zijn er dan heides die op een verschillend tijdstip in het verleden zijn geplagd met dienstegevolge een verschillende stikstofbeschikbaarheid en pH en een verschillend beschermingspercentage. Door het gemiddelde te bepalen wordt een goed overzicht verkregen, waarbij het bij eens in de 20 jaar plaggen dus maximaal 19 jaar geleden is dat er geplagd is en bij eens in de 60 jaar plaggen het dus maximaal 59 jaar geleden is dat er geplagd is. Het moge duidelijk zijn dat er in het laatste geval een groot aandeel heide is met een hoge stikstofbeschikbaarheid en een laag beschermingspercentage.

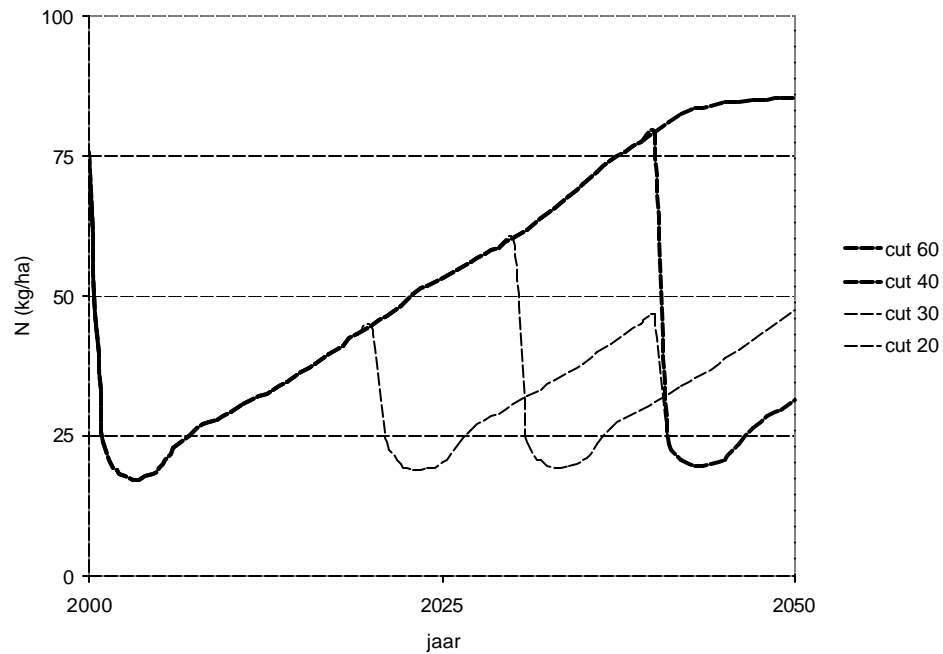


Tabel 4. Schattingen van de afgevoerde biomassa, het beschermingspercentage en de gvg, pH en stikstof beschikbaarheid (N avail) voor de heide. De depositie is gedurende de periode gelijk aan de depositie in 2000

NDT	naam	bodem	plaginterval	biomassa verwijderd		strooisel beschermin g 2050	gvg	pH (bodem)	N besch kmolc/ha /j	
				jaar	totaal ton/ha					gem. ton/ha/jr
Du 3.9	Natte duinheide	sand	60	8,53	8,53	76,84	7	0,48	7,00	1,75
			50	25,36	12,68	103,01	7	0,48	7,00	1,75
			40	22,22	11,11	94,59	7	0,48	7,00	0,81
			30	18,65	9,33	85,18	7	0,48	7,00	0,99
			20	22,07	7,36	77,49	7	0,48	7,00	0,81
Hz 3.9	Droge Heide	sand	60	10,42	10,42	25,97	2	1,54	3,79	6,09
			50	45,53	22,77	62,08	2	1,54	3,75	6,09
			40	35,14	17,57	55,10	20	1,54	3,85	2,24
			30	28,32	14,16	47,56	14	1,54	3,84	3,38
			20	33,31	11,10	50,08	20	1,54	3,85	2,24



Figuur 9. Afgevoerde biomassa voor het NDT Hz 3.9 Droge heide op zandgrond, voor vier beheersintensiteiten. De plagfrequentie van 50 jaar is weggelaten omdat die samenvalt met de frequentie van 60 jaar. De depositie is gedurende de gesimuleerde periode gelijk aan de depositie in 2000



Figuur 10. Stikstofbeschikbaarheid (N) voor het NDT Hz 3.9 Droge heide op zandgrond, voor vier beheersintensiteiten. De plagfrequentie van 50 jaar is weggelaten omdat die samenvalt met de frequentie van 60 jaar. De depositie is gedurende de gesimuleerde periode gelijk aan de depositie in 2000

### **Kosten**

Voor de berekening van de kosten van het beheer van Hz 3.9 is voor transport van materieel €500 per keer gerekend en er is van uitgegaan dat per keer gemiddeld 5 ha wordt geplagd. De kosten van de plagwerkzaamheden en transport van plagsel zijn berekend aan de hand van tijdnormen en tarieven van Staatsbosbeheer (2000) en zijn afhankelijk van de hoeveelheid plagsel die per keer wordt afgevoerd. Er zijn geen kosten gerekend voor de verwerking van plagsel, maar er is van uitgegaan dat het plagsel voornamelijk op landbouwgrond verwerkt kan worden.

Voor het bepalen het versgewicht van het plagsel is uitgegaan van 45% organische stof per eenheid droge stof (tegenover 55% zand), een vochtgehalte van 50% en een dichtheid van 300 kg/m<sup>3</sup>.

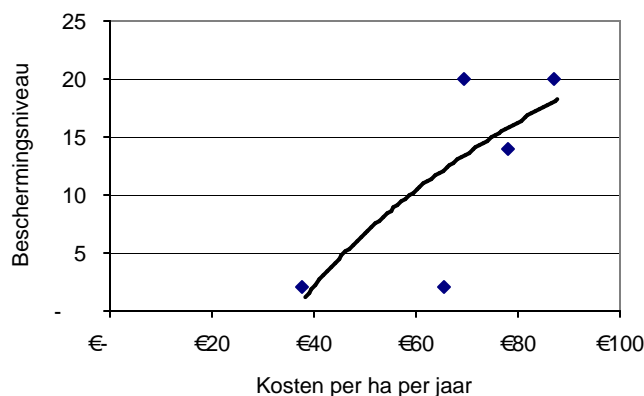
De jaarlijkse beheerkosten voor het natuurdoeltype Hz 3.9 nemen toe bij een toenemende frequentie van plaggen (Tabel 5) van €38 bij eens in de 60 jaar plaggen tot €87 bij eens in de 20 jaar plaggen. De kosten per keer dat wordt geplagd nemen daarbij echter af doordat per keer minder materiaal wordt afgevoerd. De range in kosten per beheersscenario ontstaat door variatie in aannames voor de kosten voor aanvoer van materieel, het gehalte aan vocht en organische stof van het plagsel, de dichtheid van het plagsel en de transportkosten voor plagsel.

De kosten voor het plaggen bij een frequentie van eens per 60 jaar zijn laag in vergelijking met beheersscenario's met hogere frequenties voor plaggen. Dit komt doordat bij de eerste keer plaggen de hoeveelheid biomassa en strooisel in de natuurplanner lager is dan verwacht mag worden op basis van de plagfrequentie. De eerste keer plaggen leidt dus tot een onderschatting van de kosten. Dit speelt in mindere mate ook bij plaggen met een frequentie van eens per 40 en 50 jaar. Dit probleem kan in vervolgonderzoek ondervangen worden door per beheersscenario uit te gaan van verschillende tijdstippen waarop wordt begonnen met plaggen.

In Figuur 11 is de relatie weergegeven tussen de gemiddelde kosten per hectare per jaar en het beschermingsniveau. De punten geven de uitkomsten van de berekende scenario's aan. De lijn geeft een indicatie van de trend in de relatie tussen kosten en beschermingsniveau. Als per beheersscenario meerdere berekeningen worden gemaakt, die variëren in het tijdstip waarop wordt begonnen met plaggen, zullen de punten dichter bij de trendlijn komen te liggen.

Tabel 5. Resultaten van natuurdoeltype Hz 3.9 bij vijf beheersscenario's, berekend over een periode van 51 jaar. Afvoer van biomassa (droge stof) en afvoer totaal (inclusief vocht en anorganisch materiaal) is aangegeven voor de totale periode. Het beschermingsniveau is het beschermingspercentage van de doelsoorten in 2050

beheersscenario	afvoer biomassa (droge stof) (1000kg/ha)	Afvoer Totaal (1000kg/ha)	gemiddelde kosten plaggen per keer (€/ha)	kosten per jaar (€/ha)	range kosten per jaar (€/ha)	Beschermings- niveau
plaggen elke 60 jr	36	162	2.253	38	24 - 66	2
plaggen elke 50 jr	108	478	3.283	66	42 - 115	2
plaggen elke 40 jr	90	401	2.769	69	45 - 121	20
plaggen elke 30 jr	76	337	2.344	78	50 - 137	14
plaggen elke 20 jr	83	371	1.744	87	56 - 153	20



Figuur 11. Relatie tussen de kosten voor natuurbeheer en het beschermingsniveau voor Hz 3.9. De punten geven de uitkomsten van de berekende scenario's aan. De lijn geeft een indicatie van de trend in de relatie tussen kosten en beschermingsniveau

## 4.5 Discussie

De in de modellen gesimuleerde beheersmaatregelen voor bossen leiden bij het huidige depositieniveau (niveau 2000) niet tot een hoger beschermingspercentage. De stikstofbeschikbaarheid en de zuurgraad van de bodem zijn twee factoren die van invloed zijn op dat beschermingspercentage. Een hoge stikstofbeschikbaarheid en een lagere zuurgraad hebben een negatieve invloed op het beschermingspercentage. In de doorgerekende varianten neemt de stikstofbeschikbaarheid toe bij een intensivering van het beheer. De zuurgraad van de bodem blijft min of meer gelijk.

Het intensiveren van het beheer heeft niet altijd tot gevolg dat de stikstofbeschikbaarheid daalt waardoor er ook geen verbetering van het beschermingspercentage kan worden verwacht (en kan optreden). Een voorbeeld hiervan is het uitvoeren van dunningen in bossen. Het is daarnaast ook mogelijk dat de stikstofbeschikbaarheid mede door de depositie boven een waarde is gekomen, waarbij het intensiveren van het beheer geen invloed meer heeft. Hierdoor kan het

zijn dat op locaties met een lagere depositie intensivering van het beheer wel invloed heeft.

Bij een scenario met een afnemend depositieniveau kan de relatie tussen de stikstofbeschikbaarheid en de beheersintensiteit mogelijk anders verlopen. In dit onderzoek is daar niet aan gerekend. Echter, omdat door het afvoeren van hout relatief weinig stikstof uit het systeem wordt afgevoerd kan verwacht worden dat ook in dat geval de stikstofbeschikbaarheid niet drastisch zal dalen door een intensiever beheer (bestaande uit de oogst van hout) van de bossen. De zuurgraad zal, onder invloed van het beheer, naar verwachting niet stijgen omdat met het oogsten van hout geen zuur wordt afgevoerd.

De gesimuleerde maatregelen voor graslanden laten een ander beeld zien. Met de afvoer van gras (biomassa) wordt stikstof uit het systeem verwijderd. De hoeveelheid zuur die met de afvoer van biomassa wordt verwijderd is gering. Het beschermingspercentage van de doorgerekende natuurdoeltypen wordt in het doorgerekende scenario maar in geringe mate positief beïnvloed. Dit kan worden verklaart uit het feit dat de jaarlijkse stikstofdepositie hoger is dan de jaarlijkse afvoer door het verwijderen van biomassa.

De stikstofbeschikbaarheid in de bodem is dus te beïnvloeden door gericht beheer. Dit betekent dat de toegepaste methode in theorie werkt, ook al leidt dit nog niet tot een hoger beschermingspercentage. In het doorgerekende scenario zal het niet uitvoeren van beheersmaatregelen hebben geleid tot een lager beschermingspercentage. Indien een scenario wordt doorgerekend waarin sprake is van een afnemende depositie in de periode 2000-2050 zullen naar verwachting grotere veranderingen in het beschermingspercentage zichtbaar worden.

Met het maaien van de graslanden wordt vrijwel geen zuur afgevoerd. De gebruikte methode is daarmee voor het maaibeheer niet geschikt om de natuurbaten van een verminderde zuurdepositie in beeld te brengen.

Het plaggen van het type Hz 3.9 (droge heide) heeft invloed op zowel de stikstofbeschikbaarheid, de pH als het percentage beschermde soorten. Met de afvoer van biomassa (plagsel) wordt dus ook zuur afgevoerd. Zelfs bij het gesimuleerde constante hoge depositieniveau kan het percentage beschermde soorten worden verhoogd door het uitvoeren van beheer. Daarbij is zowel een effect waarneembaar op de stikstofbeschikbaarheid als op de pH. Geconcludeerd kan worden dat de toegepaste methodiek werkt voor dit type.

De resultaten voor het type natte duinheide (Du 3.9) zijn minder bemoedigend. Het beheer beïnvloedt de stikstofbeschikbaarheid. De pH wordt niet beïnvloed omdat het doorgerekende voorbeeld een kalkrijk gebied is waar verzuring nog vrijwel niet aan de orde is (de bodem pH is ook neutraal). Ondanks een verminderde stikstofbeschikbaarheid en een gunstige pH neemt het beschermingspercentage niet toe. Mogelijk is dit een fout in de gebruikte modellen die veroorzaakt wordt door de hoge pH. Naar verwachting heeft dit geen effect op de andere doorgerekende bodems en natuurdoeltypen. Nader onderzoek hiernaar is nodig.

Voor Hz 3.9 (droge heide) is een schatting gemaakt van de totale (landelijke) kosten voor het uitvoeren van extra beheersmaatregelen door het intensiveren van het beheer, waardoor een hoger beschermingsniveau wordt gerealiseerd.

In totaal is er in Nederland 28.744 ha droge heide aanwezig volgens de natuurdoeltypenkaart. Dit resulteert in een totaal aan kosten van 1,1 miljoen euro per jaar bij eenmaal in 60 jaar plaggen tot 2,5 miljoen euro bij eenmaal in de 20 jaar plaggen. Een verschil van 1,4 miljoen euro in kosten per jaar. Als het plaggen eens in de 60 jaar wordt beschouwd als regulier beheer en nu eens in de 20 jaar wordt geplagd dan levert deze extra kosten een verhoging van het beschermingspercentage van 2% naar 20%.

Het is de vraag of een intensivering van het beheer tot eens per 20 jaar plaggen ecologisch gezien wenselijk is. Door het intensiveren van het beheer wordt meer stikstof afgevoerd, waardoor het beschermingspercentage stijgt. Echter, een plagfrequentie van eens in de 20 jaar kan er voor zorgen dat veel soorten niet de tijd krijgen om terug te keren in de geplagde gebieden en zich zodoende niet kunnen vermeerderen. Voor maaien geldt eenzelfde soort beperking: plantensoorten reageren vrij sterk op de maai-frequentie en veel soorten zullen niet kunnen overleven bij een maai-frequentie van viermaal per jaar.

## **5 Vervolgonderzoek: beperkingen, stappen en keuzen**

### **5.1 Inleiding**

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op mogelijk vervolgonderzoek dat kan worden uitgevoerd. In hoofdstuk 4 zijn uitspraken gedaan over de toepasbaarheid van de methodiek voor enkele natuurdoeltypen. Deze uitspraken zijn gebaseerd op eerste berekeningen en moeten in een aantal gevallen nog verder worden onderbouwd door vervolgonderzoek. In dit hoofdstuk komen ook een aantal beperkingen van de gebruikte methodiek aan de orde. In het hoofdstuk wordt apart aandacht besteed aan de door te rekenen scenario's en het gewenste beschermingsniveau.

### **5.2 Beperkingen en vervolgstappen**

In een mogelijke tweede fase van dit onderzoek kan een landelijk beeld worden geschetst van de baten (in termen van het percentage beschermde soorten) en de kosten van het intensiveren van het beheer. Per Natuurdoeltype zal dan voor een representatieve steekproef de berekening worden herhaald. Hierbij zullen verschillende locaties met dus verschillende depositieniveaus worden doorgerekend. Het ruimtelijk effect van depositie en de daarmee gepaard gaande meerkosten als gevolg van het intensiveren van het beheer wordt daarmee zichtbaar gemaakt.

De intensiteit van het benodigde beheer kan dus per locatie verschillen en is afhankelijk van het depositieniveau op de betreffende locatie en het te realiseren beschermingsniveau op die plek.

In dit onderzoek is geen rekening gehouden met maatregelen die de grondwaterstand kunnen beïnvloeden. Voor natuurgebieden zal dit vooral gaan om het vernatten van bestaande natuur. De verwachting is dat de invloed van deze vernattingsmaatregelen op het percentage beschermde soorten groter zal zijn dan die van de beheersmaatregelen die in dit onderzoek zijn meegenomen (oogst van hout, maaien en plaggen).

Door in dit onderzoek de grondwaterstand als een constante factor te beschouwen is het mogelijk om zuiver naar de effecten van beheer(kosten) en depositie op het percentage beschermde soorten te kijken. Echter, in de praktijk zullen zowel vernattingsmaatregelen als andere beheersmaatregelen door elkaar lopen en zullen dus de kosten die bespaard kunnen worden op het beheer niet alleen worden veroorzaakt door een dalende depositie, maar ook door de vernattingsmaatregelen.

Om de kosten op basis van de depositieverlaging te kunnen berekenen moeten de vernattingsmaatregelen ook in het vervolgonderzoek worden genegeerd (dwz, de grondwaterstand moet als constant worden verondersteld). Het is echter wel mogelijk om in de modelberekeningen rekening te houden met uit te voeren vernattingsmaatregelen.

De gvg is een maat voor de vochtbeschikbaarheid. Zowel SMART2-SUMO2 als MOVE3 maken gebruik van de gvg. In dit onderzoek is de gvg gedurende de gesimuleerde periode van 50 jaar constant gehouden (zie ook hierboven). Er is gebruik gemaakt van een actuele kaart met grondwaterstanden waardoor in veel gevallen niet de van nature voorkomende grondwaterstanden, maar de grondwaterstanden in verdroogde situaties als input zijn gebruikt. De verwachting is dat in de toekomst deze verdroging terug zal worden gedrongen. Er kunnen daarom vraagtekens worden gezet bij het constant houden van de gvg gedurende de gesimuleerde periode van 50 jaar.

Het is de verwachting dat er ook interactie zal optreden tussen grondwaterstandverhoging en stikstofbeschikbaarheid. Bij hogere grondwaterstanden zal er meer denitrificatie plaats vinden, waardoor meer stikstof ontsnapt naar de atmosfeer en er minder beschikbaar is voor de plantengroei. Dit zal leiden tot een verschraling, wat ook door middel van maai en plagbeheer wordt beoogd. Het is mogelijk dat de effecten van verschralingsbeheer hierdoor anders zullen uitvallen dan bij een gelijkblijvende gvg zoals hier is aangenomen.

In het in dit onderzoek doorgerekende depositiescenario is de depositie van zuur en stikstof constant gehouden gedurende een periode van 50 jaar. De verwachting is dat de depositie in de toekomst zal dalen. Wanneer een scenario wordt doorgerekend met een dalende depositie zullen de resultaten anders uitvallen dan hier beschreven. Voor typen of plaatsen waar nu geen, of maar een klein, effect van het intensiveren van het beheer wordt gevonden, zou dan wel een effect kunnen worden gevonden.

De resultaten uit dit onderzoek zijn gebaseerd op berekeningen van modellen. In het algemeen is het zo dat de uitkomsten van modellen veel betrouwbaarder zijn wanneer deze met elkaar worden vergeleken<sup>5</sup> dan in de situatie dat ze op zich worden beschouwd. Dit blijkt onder andere uit een studie van Schouwenberg et al. (2001), waar een gevoeligheids- en betrouwbaarheidsanalyse voor SMART2-SUMO2-NTM3 is uitgevoerd. Als een belangrijke voorzaker van onzekerheid kwam de omrekening van Ellenberg indicator waarden naar fysische grootheden als pH en gvg naar voren. Dit is verder uitgediept door Wamelink et al. (2002a). Zij gaven ook een oplossing voor het probleem; in plaats van het gebruik van een regressielijn voor de omrekening, zoals ook hier is gedaan, zouden er regressielijnen per vegetatieklasse moeten worden gebruikt. In een mogelijk vervolg van dit onderzoek zou dit kunnen worden uitgevoerd, waarbij voor de vegetatietypen waar nog geen regressievergelijking per vegetatietype beschikbaar is de oude methode kan worden gebruikt. De onbetrouwbaarheid van de uitkomsten van MOVE3 is onbekend, waardoor er geen betrouwbaarheidsintervallen kunnen worden gegeven van de percentages beschermde soorten. Het model MOVE wordt wel regelmatig geaudit en wordt gebruikt voor bijvoorbeeld de nationale milieu- en natuurverkenningen.

In Nederland zijn voor verschillende natuurtypen critical loads geschat, d.w.z. ranges voor stikstof en zuurdepositie waarbinnen het vegetatietype kan voorkomen.

---

<sup>5</sup> In dit onderzoek worden verschillende scenario's met beheersmaatregelen met elkaar vergeleken. In mogelijk vervolgonderzoek kunnen ook verschillende depositiescenario's met elkaar worden vergeleken.



Intensivering van het beheer is er op gericht om een overmaat aan depositie van vooral stikstof af te voeren. Echter met de huidige depositie is het voor veel typen op verschillende plaatsen in Nederland niet mogelijk om de effecten van de depositie zodanig teniet te doen dat deze effectief binnen de critical load blijft. Dit heeft tot gevolg dat natuurdoeltypen niet kunnen voortbestaan. Dit onderzoek bevestigt dit beeld, voor graslanden is het duidelijk dat beheer wel een effect heeft op de stikstofbeschikbaarheid. Het voorkomt echter niet dat de stikstofbeschikbaarheid toeneemt, er komt geen verbetering in het aantal beschermde soorten. Hetzelfde beeld komt naar voren voor de doorgerekende bossen, waar beheer geen invloed heeft op het percentage beschermde soorten. Voor de heide treed slechts een tijdelijke verbetering op als gevolg van intensiever beheer. Uiteindelijk zal het depositieniveau naar beneden moeten om het voortbestaan van de natuurdoeltypen langdurig te kunnen waarborgen. Zolang de depositie niet op een aanvaardbaar niveau is zijn andere dan de hier doorgerekende maatregelen nodig om tot het gewenste resultaat te komen. Hierbij valt te denken aan plaggen in graslanden en bekalken of plaggen in bossen.

De berekeningen van de kosten zijn gemaakt op basis van de nu geldende praktijk. Het is waarschijnlijk dat in de nabije toekomst veranderingen optreden. Bijvoorbeeld doordat hogere kosten gemaakt moeten worden voor verwerking van plagsel, als verwerking op landbouwgrond wordt verboden. Of wanneer gras, dat nu nog wordt gecomposteerd, in de toekomst voor energiewinning gebruikt kan worden. Dit zal de kosten duidelijk beïnvloeden.

In tabel 6 is aangegeven hoe per natuurdoeltype de extra beheerskosten in beeld kunnen worden gebracht. In de tabel zijn alleen de natuurdoeltypen opgenomen die in dit onderzoek nader zijn bekeken. Voor het type Hz 3.9 (droge heide) is de tabel ingevuld (zie voor de berekeningen ook paragraaf 4.5). Daarbij is uitgegaan van één depositiescenario en zijn verschillende beheersintensiteiten met elkaar vergeleken. In vervolgonderzoek kunnen meerdere depositiescenario's worden doorgerekend en naast elkaar gezet. Een overzicht van alle halfnatuurlijke terrestrische natuurdoeltypen die eventueel in vervolgonderzoek nader kunnen worden bekeken is opgenomen in bijlage 4.

Tabel 6. Overzicht van de doorgerekende natuurdoeltypen. Voor Hz 3.9 is eens per 60 jaar plaggen als regulier beheer en eens per 20 jaar plaggen als geïntensiveerd beheer genomen

NDT	areaal (ha)	Regulier beheer		Geïntensiveerd beheer		Verschil door extra beheer	
		Bescherming 2050 (%)	kosten (€1.000)	bescherming 2050 (%)	kosten (€1.000)	bescherming 2050 (%)	kosten (€1.000)
Du 3.5	821	35		33		-2	
Du 3.9	1113	7		7		0	
Du 3.13	1018	19		19		0	
Hz 3.5	9975	3		4		1	
Hz 3.9	28.744	2	1.100	20	2.500	18	1.400
Hz 3.13	48419	13		13		0	
Lv 3.4	12295	2		4		2	
Ri 3.4	9290	0		1		1	
Ri 3.10	4392	28		28		0	
Zk 3.5	4571	42		43		1	
Zk 3.10	5903	28		28		0	

### 5.3 Door te rekenen scenario's

In dit onderzoek is met één depositiescenario gerekend. In een vervolgonderzoek zouden meerdere scenario's kunnen worden doorgerekend om de effecten van het rijksbeleid op de (besparing aan) beheerkosten beter in beeld te kunnen brengen. Een van de door te rekenen scenario's zou het huidige beleidsscenario kunnen zijn, d.w.z. een daling van de depositie zoals die gebruikt is voor NVK 2 (RIVM 2002). Daarnaast zou er een scenario kunnen worden gemaakt waarin de depositie minder snel afneemt dan in het beleid beschreven. Een derde scenario zou kunnen bestaan uit een continu lage depositie die de achtergrond waarden, d.w.z. de natuurlijke situatie, vertegenwoordigt.

Aan de hand van dit derde scenario kan bepaald worden welk beheer er minimaal nodig is om de vegetatie te beheren, hoeveel biomassa er in dat geval moet worden afgevoerd en welke beheerkosten daarmee verbonden zijn. Je berekent dan als het ware de beheerkosten die de beheerder heeft ongeacht de (verhoogde) depositie. Uit deze berekening zal ook het maximaal haalbare beschermingsniveau voor de verschillende natuurdoeltypen kunnen worden afgeleid. Ten opzichte van deze waarden kunnen de meerkosten die gemaakt worden om het teveel aan depositie teniet te doen ook worden uitgezet.

Mogelijk kan ook nog een scenario worden doorgerekend waarbij de depositie verder stijgt.

### 5.4 Gewenst beschermingsniveau

In het critical load onderzoek van van Hinsberg en Kros (1999) is, evenals in dit onderzoek, gewerkt met een percentage beschermde soorten. In dat onderzoek is er gestreefd naar een beschermingspercentage van 80%. Dat wil zeggen dat de depositie maximaal zo hoog mag zijn dat 80% van de doelsoorten nog voor kan komen op locaties die voor die soorten in principe schikt zijn. Echter in dat onderzoek is niet

met de standaard Natuurplanner gewerkt, hetgeen hier wel is gebeurd. In dit onderzoek is daarom volstaan met het geven van de beschermingspercentages bij een bepaalde beheersintensiteit voor een bepaalde vegetatie op alle (dus inclusief de ook bij lage depositie ongeschikte) locaties.. Dit leidt tot veel lagere beschermingspercentages.

In vervolgonderzoek kan het te realiseren beschermingsniveau worden bepaald door de modellen te draaien bij de natuurlijke achtergronddepositie. Het beschermingsniveau dat de uitkomst is van de modellen kan dan worden beschouwd als beschermingspercentage waartegen de modeluitkomsten bij verschillende depositiescenario's kunnen worden afgezet. Zie ook het onderstaande fictieve voorbeeld.

Uit vervolgonderzoek moet blijken of dit ook tot in het veld haalbare uitkomsten zal leiden. Modeluitkomsten in ander onderzoek laten zien dat kleine verschuivingen in gewenste beschermingsniveaus al vragen om zeer drastische beheersmaatregelen (Wamelink & van Dobben submitted).

#### Voorbeeldberekening beschermingspercentage

Modelberekeningen van het percentage beschermde soorten bij een natuurlijke achtergronddepositie van zuur en stikstof en een regulier beheer leiden voor het type Du 3.6 (bloemrijk grasland) tot een beschermingspercentage van 26%.

Uit modelberekeningen bij het huidige (hoge) depositieniveau en een regulier beheer is het beschermingspercentage van het type Du 3.6 11%. In nieuwe modelberekeningen wordt, bij een gelijkblijvend depositieniveau, net zo lang in het beheer (de beheersintensiteit) gevarieerd totdat het beschermingsniveau van 26% wordt gerealiseerd. De kosten van dit extra beheer worden vervolgens berekend.

## 5.5 Opschalen van de resultaten naar landelijk niveau

Met het modelinstrumentarium wordt steeds voor een natuurdoeltype een punt doorgerekend. Op basis van de uitkomsten per punt dienen uiteindelijk uitspraken gedaan te worden op landelijk niveau. Dit betekent dat zowel het beschermingsniveau als de beheerskosten opgeschaald dienen te worden. Resultaten van berekeningen per natuurdoeltype met verschillende depositieniveaus dienen te worden geaggregeerd tot resultaten voor het gehele natuurdoeltype. De resultaten van de verschillende natuurdoeltypen dienen vervolgens te worden geaggregeerd tot resultaten voor het geheel aan natuurdoeltypen op landelijk niveau. Een voorbeeld van een uitwerking is gegeven in Tabel 7.

Tabel 7. Voorbeeld van in te vullen tabel bij vervolgonderzoek

NDT	areaal (ha)	Achtergrond- depositie	Huidige depositie			Depositie bij realisatie beleidsscenario		Verschil huidige dep. en realisatie beleidsscenario	
			referentie bescherming 2050 (%)	bescherming 2050 (%)	kosten (€1.000)	bescherming 2050 (%)	kosten (€1.000)	bescherming 2050 (%)	kosten (€1.000)
...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
Totaal	...	...	...	...	...	...	...	...	...

Er zijn veel natuurdoeltypen en voor de meeste natuurdoeltypen geldt dat de depositie van plaats tot plaats verschilt. Er is dus een groot aantal combinaties van natuurdoeltypen, beschermingsniveaus bij achtergronddepositie en depositieniveaus. Het opschalen van de kosten per natuurdoeltype en depositieniveau levert naar verwachting geen problemen op omdat de bedragen redelijk eenvoudig kunnen worden vermenigvuldigd met oppervlaktes om vervolgens opgeteld te worden. Voorwaarde is wel dat het aantal ha van een bepaald natuurdoeltype met een bepaald (bijbehorend) depositieniveau en gvg dan is bepaald. Een indeling naar depositieklassen (en mogelijk ook gvg klassen) lijkt noodzakelijk om het aantal combinaties van natuurdoeltypen, depositieniveaus en gvg's te beperken.

Voor het opschalen van beschermingsniveaus geldt in beginsel dat de door te rekenen scenario's dienen te resulteren in een vooraf vastgesteld beschermingsniveau (zie paragraaf 5.4). Het kan echter gebeuren dat bij bepaalde natuurdoeltypen dit beschermingsniveau niet gerealiseerd wordt. In dat geval is inzicht gewenst in het beschermingsniveau dat wel gehaald kan worden.

Het kan dus voorkomen dat voor een natuurdoeltype op de ene plaats het gewenste beschermingsniveau wel gerealiseerd kan worden door het uitvoeren van beheersmaatregelen en dat voor hetzelfde natuurdoeltype op een andere plaats het beschermingsniveau niet gerealiseerd kan worden. In dat geval kan, voor het opschalen van beschermingsniveaus van een natuurdoeltype bij verschillende (lokale) depositieniveaus tot één beschermingsniveau, een gemiddeld beschermingsniveau berekend worden.

Een andere mogelijkheid in een dergelijke situatie is een methode waarbij per natuurdoeltype aan de hand van een aantal klassen per beschermingsniveau (91-100%; 81-90%; etc.) aangegeven wordt hoeveel ha er wordt gerealiseerd. Zo'n methode geeft wel een vereenvoudigd inzicht in de uitkomsten van de berekening, maar uitkomsten van verschillende depositiescenario's kunnen niet altijd onderling vergeleken worden.

## **6 Conclusies**

### **6.1 Inleiding**

In dit hoofdstuk komen de conclusies van het onderzoek aan de orde. In paragraaf 6.2 zal allereerst ingegaan worden op de eerste uitkomsten van het onderzoek en daarna op de landelijke toepasbaarheid van de onderzoeksmethode. In paragraaf 6.3 zal ingegaan worden op het draagvlak voor de onderzoeksmethode.

### **6.2 Conclusies m.b.t. eerste resultaten en haalbaarheid van de methodiek**

Het doel van dit onderzoek is aan te tonen of het mogelijk is om met behulp van modellen de extra kosten in beeld te brengen die worden gemaakt om de negatieve gevolgen van atmosferische depositie te verminderen of teniet te doen.

Samenvattend kan geconcludeerd worden dat het mogelijk is om met behulp van modellen de extra kosten die worden gemaakt om de negatieve gevolgen van atmosferische depositie te verminderen of teniet te doen, in beeld te brengen. De modelberekeningen laten, onder de gemaakte aannames, geringe verschillen in beschermingspercentages zien. Berekeningen met een dalend depositieniveau en/of met een veranderende grondwaterstand moeten aantonen of door het uitvoeren van beheersmaatregelen grotere verschillen in beschermingspercentages zichtbaar worden.

In hoofdstuk 2 is allereerst beschreven welke mogelijke methoden er zijn om de extra kosten die worden gemaakt in beeld te brengen. Berekeningen op basis van werkelijk gemaakte kosten en berekeningen op basis van ontwikkeling van (extra) nieuwe natuur lijken minder perspectief te bieden dan berekeningen van extra beheerskosten met behulp van modellen. Deze methodieken zijn daarom niet verder in dit onderzoek uitgewerkt. Overigens kunnen deze methodieken wel aanvullend op, of in combinatie met, de wel verder uitgewerkte methodiek worden toegepast.

Om bruikbare uitspraken te kunnen doen moet, zoals hierboven al beschreven, de toegepaste methode voldoende gevoelig zijn om verschillen in natuurbaten als gevolg van het intensiveren van het beheer zichtbaar te maken.

Voor de graslanden geldt dat het beheer weliswaar stikstof afvoert, maar dat door de hoge atmosferische depositie de totale stikstofbeschikbaarheid toeneemt. Verschillen zijn hier waarschijnlijk pas te verwachten in scenario's waarin de depositie daalt.

Voor de heide zijn er wel verschillen aanwezig en de verwachting is dat dit bij een landelijke doorrekening ook zo zal zijn. De modeluitkomsten van droge heide in de duinen (Du 3.5) zijn onverklaarbaar. Ondanks een hoge pH en een relatief lage

stikstofbeschikbaarheid geeft MOVE 3 zeer lage beschermingspercentages. Nader onderzoek hiernaar is nodig<sup>6</sup>.

Voor bossen is het effect van beheer afwezig, het dunnen van bossen alleen heeft geen invloed op de stikstofbeschikbaarheid. Of een landelijke doorrekening een ander beeld zal geven kan betwijfeld worden, kaalkap zou wel een effect kunnen laten zien, maar dat is niet doorgerekend.

Uit de doorgerekende voorbeelden blijkt dat de ontwikkelde methode maar beperkt verschillen laat zien in beschermingspercentages. In hoofdstuk 4 is op de oorzaken hiervoor verder ingegaan.

In veel situaties in Nederland is ook de grondwaterstand een beperkende factor voor een toename van het percentage beschermende soorten. Het effect van een afname van de stikstofbeschikbaarheid kan dan beperkt worden, of zelfs afwezig zijn. Binnen dit onderzoek is de grondwaterstand constant gehouden om alleen de effecten van beheersmaatregelen en depositie op het percentage soorten te kunnen bekijken. In mogelijk vervolgonderzoek zou ook de grondwaterstand als variabele kunnen worden meegenomen.

Het beheer dat is toegepast bij de berekening van de scenario's heeft vooral effect op de stikstofbeschikbaarheid en minder op de zuurgraad (het afvoeren van biomassa heeft vrijwel alleen effect op de stikstofhuishouding; er wordt wel stikstof, maar geen zuur afgevoerd). Slechts bij het plaggen van de heide is er een gering effect op de zuurgraad van de bodem. De genomen maatregelen zijn dan ook alleen geschikt om de atmosferische depositie van stikstof teniet te doen en niet die van zuur. Een mogelijke maatregel om de effecten van depositie van zuur tegen te gaan is het bekalken van vegetaties.

In dit onderzoek is per Natuurdoeltype slechts 1 locatie (met bijbehorende grondwaterstand en depositieniveau) doorgerekend. Het is waarschijnlijk dat op een andere plek met een andere grondwaterstand, depositie of pH de berekening tot een andere uitkomst leidt. Het zal van de scenario's en de gekozen beschermingsniveaus afhangen of er inderdaad ook verschillen worden gevonden, zowel tussen natuurdoeltypen als binnen natuurdoeltypen.

De conclusies m.b.t. de bruikbaarheid van de ontwikkelde methode zijn gebaseerd op een selectie van de natuurdoeltypen. De hier niet doorgerekende typen zouden anders kunnen reageren op intensivering van het beheer. De verwachting is dat vooral natuurdoeltypen op de zandgronden duidelijker zullen reageren op een variërend beheer dan nu gemiddeld naar voren is gekomen.

De hier ontwikkelde methode is met wisselend succes toegepast. Voor bossen lijkt de methode in combinatie met het gebruikte scenario het minst bruikbaar. Het dunnen van de bossen voert te weinig stikstof af, waardoor er geen effecten zijn op de beschermingspercentages. Om hier effecten te bereiken zijn dus andere maatregelen nodig, zoals kaalkap, plaggen, bekalken of grondwaterstandverhoging. Op het

---

<sup>6</sup> Het model NTM3 (enigszins vergelijkbaar met MOVE 3; zie Wamelink et al 1998) geeft wel een hoog beschermingspercentage voor dit natuurdoeltype.

bekalken van bossen na zijn deze (beheer) scenario's door te rekenen met het hier gebruikte instrumentarium en volgens de hier ontwikkelde methode.

Voor graslanden zijn de effecten op het beschermingspercentage ook gering, al wordt er anders dan in de bossen wel duidelijk stikstof afgevoerd. Ook hier zouden andere depositie scenario's en ander beheer betere resultaten kunnen opleveren. Eenmalig plaggen zou als extra maatregel naast maaien succes kunnen hebben, hiervoor moet echter SUMO2 enigszins aangepast worden.

Voor heide kan de methode succesvol worden toegepast, maar zullen andere depositiescenario's andere resultaten laten zien.

Voor een landelijke doorrekening zouden alle natuurdoeltypen (zie bijlage 4) moeten worden meegenomen. Voor een aantal hiervan die nu niet doorgerekend zijn, zijn problemen te verwachten. Het gaat hierbij om rietlanden, vennen (zonder bos) en open wateren (beken en plassen) en strand.

In rietlanden vindt het beheer meestal buiten het groeiseizoen plaats. De door het riet opgenomen stikstof bevindt zich dan ondergronds, waardoor door maaien weinig stikstof wordt afgevoerd en er dus geen verbetering van het percentage beschermde soorten valt te verwachten. In hoogveen zijn op het ogenblik geen maatregelen aanwezig die worden uitgevoerd om de depositie teniet te doen en die kunnen worden doorgerekend door SUMO2. Hetzelfde geldt voor vennen, al zijn daar wel maatregelen mogelijk (baggeren). Een uitzondering vormt bos op hoogveen, waar kappen en dunnen gemodelleerd kunnen worden. Echter hier zijn dezelfde problemen te verwachten als voor de hierboven beschreven bossen. Het mag duidelijk zijn dat voor open wateren en strandvlaktes de modellen niet geschikt zijn. Op zich kunnen vegetaties in de uiterwaarden wel worden gemodelleerd, echter zonder de zo kenmerkende dynamiek veroorzaakt door overstromingen.

In dit onderzoek is gebleken dat nog een aantal aanpassingen van de gebruikte modellen nodig zijn. In de hoofdstukken 3 en 4 worden hiervoor aanbevelingen gedaan.

Het doorrekenen van de kosten voor het uitvoeren van de beheersmaatregelen die in SUMO2 worden toegepast voor het beheer van heide en graslanden blijkt goed mogelijk. De beschikbare bronnen van kostennormen, aangevuld met een recentelijk uitgevoerde studie naar het beheer van natte graslanden geven daartoe voldoende informatie. De kosten zijn echter steeds afhankelijk van een aantal aannames, zoals het gemiddelde oppervlak van de terrein dat per keer wordt gemaaid of geplagd (hoe groter de terreinen, des te minder kosten voor het aanvoeren van materieel). Door te variëren in deze aannames is een bandbreedte van de kosten aangegeven.

Er zijn in deze studie voor een beperkt aantal natuurdoeltypen en maatregelen kosten doorgerekend. In een vervolgstudie is het nodig om de kosten door te rekenen van het beheer van overige natuurdoeltypen en voor alternatieve maatregelen (branden, bekalken) die mogelijk nodig zijn om het gewenste beschermingsniveau te realiseren. De verwachting is dat hiervoor in de meeste gevallen gebruik gemaakt kan worden van bestaande kostennormen en dat in een aantal gevallen praktijkgegevens bij beheerders of aannemers verzameld moeten worden. Voor het verzamelen van dergelijke gegevens is bij Alterra de benodigde expertise aanwezig.

Om de kosten van het beheer te berekenen is in veel gevallen informatie nodig over de biomassa die wordt afgevoerd, omdat met deze afvoer kosten (en soms opbrengsten) gemoeid zijn. De hoeveelheid af te voeren biomassa die SUMO2 levert is aangegeven in massa droge stof. In de praktijk bevat de biomassa die wordt afgevoerd vocht en in veel gevallen ook anorganische stof. Om de kosten of opbrengsten te berekenen dient hiermee rekening gehouden te worden. Een aantal literatuurbronnen geeft inzicht in samenstelling van plagsel, hooi, maaisel etcetera. Echter, er dienen vooralsnog aannames gemaakt te worden over de samenstelling van de af te voeren biomassa. Door deze aannames te variëren ontstaat een range aan kosten. Extra analyses van de samenstelling van afgevoerde biomassa kan in vervolgonderzoek gewenst zijn.

De methode is ontwikkeld voor Nederland, maar het principe is ook toepasbaar buiten Nederland. De modellen SMART2-SUMO2 zijn na enige aanpassing in staat om modelberekeningen te doen voor alle gematigde klimaatzones. Er zal echter wel een nieuw systeem om het effect van beheer op het aantal soorten dat voor kan komen te ontwikkelen, aangezien natuurdoeltypen alleen voor en in Nederland zijn gedefinieerd.

### **6.3 Draagvlak voor de methode**

De opdrachtgever wil met dit onderzoek de natuurbaten van het verzuringsbeleid (in termen van uitgespaarde beheerskosten indien de atmosferische depositie afneemt) in beeld brengen. Daarnaast wil ze met het onderzoek het beleid en de beheerders van natuur bewust maken van het feit dat veel extra beheersmaatregelen nodig zijn om de negatieve gevolgen van atmosferische depositie te doen verminderen.

Het is belangrijk dat er bij de terreinbeheerders draagvlak is voor de gehanteerde berekeningsmethode; indien zij achter de uitkomsten en de gehanteerde berekeningsmethodiek staan kan een eenduidig signaal over de natuurbaten van het verzuringsbeleid naar het beleid worden afgegeven.

Om draagvlak voor de methode te verkrijgen en om de modelresultaten te vergelijken met ervaringen van terreinbeheerders in de praktijk is een begeleidingsgroep voor het project geformeerd (voor de leden van de begeleidingsgroep; zie bijlage 2). Vanwege de korte doorlooptijd van het onderzoek (de eerste resultaten moesten worden gepresenteerd op de UN/ECE workshop over de natuurbaten van verzuring op 2-4 oktober 2002 in Den Haag gehouden is) is de begeleidingsgroep maar twee keer bijeen geweest. De conceptrapportage is vervolgens nog schriftelijk aan de begeleidingsgroep voorgelegd en de op- en aanmerkingen zijn vervolgens in dit eindconcept verwerkt.

De begeleidingsgroep heeft aangegeven achter de gehanteerde berekeningsmethodiek en de eerste uitkomsten te staan met inachtneming van de beperkingen van het onderzoek genoemd in paragraaf 1.4. In de communicatie rondom het onderzoek dienen deze beperkingen duidelijk verwoord te worden om de onderzoeksresultaten in het juiste perspectief te kunnen plaatsen. De mitsen en maren die de begeleidingsgroep bij de gehanteerde methodiek noemde zijn in deze rapportage verwerkt.



Indien er n.a.v. dit onderzoek vervolgonderzoek plaatsvindt is het aan te bevelen ook daarbij de terreinbeheerders te betrekken. Het verdient aanbeveling hen te betrekken bij een aantal fundamentele keuzen die moeten worden gemaakt (door te rekenen scenario's, beschermingsniveau etc.) voordat de berekeningen worden uitgevoerd. Daarnaast kunnen de uitkomsten van de berekeningen worden getoetst aan de praktijkervaringen die terreinbeheerders hebben met het uitvoeren van maatregelen om de negatieve gevolgen van atmosferische depositie te verminderen of teniet te doen.



## Literatuur

Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. vander Reest 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. EC-LNV, Wageningen.

Bal, D., H.M. Beije, M. Fellingner, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhoff. 2002. Handboek Natuurdoeltypen. Tweede, geheel herziene editie. EC-LNV, Wageningen.

Bartelink, H. H., H. F. van Dobben, J. M., Klap & Th. W. Kuyper 2001. Maatregelen om effecten van eutrofiering en verzuring in bossen met bijzondere natuurwaarden tegen te gaan: synthese. OBN-Rapport 13. ECLNV, Wageningen.

J.P. Beck, L. van Bree, M.L.P. van Esbroek, J.I. Freijer, A. van Hinsberg, M. Marra, K. van Velze, H.A. Vissenberg, en W.A.J. van Pul, 2001. Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: de emissievarianten. Rapport 725501002. RIVM, Bilthoven.

Berger, E.P., J.M. van den Hoek en J. Luijt, 2001. Bedrijfsuitkomsten in de Nederlandse particuliere bosbouw over 2000. Den Haag, LEI, Rapport 1.01.04, 70 p.

Dienst Landelijk Gebied, 1998. Onderbouwing van het overzicht standaard eenheidsprijzen. Prijspeil januari 1998. DLG, Afdeling Planning en Control.

Dienst Landelijk Gebied, 2002. Overzicht Standaard Eenheidsprijzen. Prijspeil januari 2002. DLG, Afdeling Planning en Control.

Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18.

Hufschmidt, M.M., D.E. James, A.D. Meister, B.T. Bower en J.A. Dixon, 1983. Environment, natural systems and development. An economic evaluation guide. Baltimore en Londen, The Johns Hopkins University Press, 338 p.

IMAG, 2001. Het Groene Boek. Tijdnormen aanleg en onderhoud van natuur, groen en recreatieve voorzieningen ingedeeld volgens de RAW-systematiek. Wageningen, IMAG, IMAG-rapport 2001-05, 363 p.

Klap, J.M., W. de Vries & E.E.J.M. Leeters 1998. Effects of acid atmospheric deposition on the chemical composition of loess, clay and peat soils under forest in the Netherlands. Report 97.1. SC-DLO, Wageningen.

Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour, & M. Bollen, 1995. Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. DLO Winand Staring Centre, Report 95, Wageningen, the Netherlands.

Kros, J., 1998. De modellering van de effecten van verzuring, vermisting en verdroging voor bossen en natuurterreinen ten behoeve van de milieubalans, milieuverkenning en natuurverkenning. Verbetering, verfijning en toepassing van het model SMART2. Reeks Milieuplanbureau 3. SC-DLO, Wageningen.

Kros, J. 2002. Evaluation of biogeochemical models at local and regional scale. Thesis. Alterra, Wageningen.

Latour, J.B., I.G. Staritsky, J.R.M. Alkemade & J. Wiertz 1997. De natuurplanner. Decision Support Systeem natuur en milieu. Versie 1.1. Rapport 711901019. RIVM, Bilthoven.

Ministerie van LNV, 1990. Regeringsbeslissing Natuurbeleidsplan. SDU, 's-Gravenhage.

Riele, J.L.M. te , G.J.J. Hendriks, A.B.E.M. Schwartz en I.H.J.T. Veldkamp, 2000. GWW Kosten Groenvoorzieningen 2000. Doetinchem, Misset, 158 p.

Riem Vis, F. 1985. Composteren van materialen die vrijkomen bij het beheer van heidevelden. With a summery: composting of materials resulting from heathland management. Haren, Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Rapport 6-85, 33 p.

RIVM, 2001. Natuurbalans 2001. Kluwer, Alphen aan de Rijn

RIVM, 2002. Natuurverkenningen 2 2000-2030. Kluwer, Alphen aan de Rijn.

Schaminée, J.H.J., Stortelder, A.H.F. & Westhoff, V. 1995. De vegetatie van Nederland. Volume 2. Opulus press, Upsala.

Schaminée, J.H.J., Stortelder, A.H.F. & Weeda, E.J. 1996. De vegetatie van Nederland. Volume 3. Opulus press, Upsala.

Schaminée, J.H.J., Weeda, E.J. & Westhoff, V. 1998. De vegetatie van Nederland. Volume 4. Opulus press, Upsala.

Spijker, J.H., T.W. de Boer, H.D. van der Kamp, N.A.. Brink & G. Gerritsen, 1998. Groenrestproducten uit het gemeentelijk groen : mogelijkheden voor preventie en nuttige toepassing bij gemeenten, Wageningen, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Vereniging Stadswerk Nederland, IBN-Rapport 366, 61 p.

Staatsbosbeheer, 2000. Normenboek Staatsbosbeheer 2000 - 2001. Normen voor de uitvoering van werkzaamheden in Bosbouw, Natuurbeheer en Landschapsverzorging. Driebergen, Staatsbosbeheer, 141 p.

Stortelder, A.H.F., Schaminée, J.H.J. & Hommel, P.W.F.M. 1999. De vegetatie van Nederland. Volume 5. Opulus press, Upsala.

Vries, W. de, Posch, M. and Kämäri, J. 1989. 'Simulation of the long-term soil response to acid deposition in various buffer ranges'. *Water, Air and Soil Pollut.* 48: 349-390

Vries, W. de & E.E.J.M. Leeters 1998. Effects of acid deposition on 150 forest stands in the Netherlands – chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution. Report 69.1. SC-DLO, Wageningen.

Wieger Wamelink, Cajo ter Braak & Han van Dobben. 1998. De potentiële natuurwaarde van de EHS. Natuurwaardering op basis van abiotische omstandigheden; het Natuur Technisch Model. *Landschap* 15/3 p. 145-156

Wamelink, G.W.W., J.P. Mol-Dijkstra, H.F. van Dobben, J. Kros & F. Berendse 2000a. Eerste fase van de ontwikkeling van het Successie Model SUMO 1. Verbetering van de vegetatiemodellering in de Natuurplanner. Rapport 045. Alterra, Wageningen.

Wamelink, G.W.W., R. Wegman, P.A. Slim & H.F. van Dobben 2000b. Modelling van bosbeheer in SUMO. Rapport nr 066. Alterra, Wageningen.

Wamelink, G.W.W. & H. Runhaar: Abiotische randvoorwaarden voor natuurdoeltypen. Wageningen, Alterra, 2001. Alterra-rapport 181 herziene versie (cd-rom).

Wamelink, G.W.W., P.A. Slim, J. Dirksen, J.P. Mol-Dijkstra & H.F. van Dobben 2001. Modelling van begrazing in SUMO. Rapport nr 368. Alterra, Wageningen.

Wamelink, G.W.W. , V. Joosten, H.F. van Dobben<sup>1</sup> & F. Berendse. Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. 2002. *Journal of vegetation science* 13: 269-278.

Wamelink, G.W.W., H.F. van Dobben, E.P.A.G. Schouwenberg & J.P. Mol-Dijkstra 2002. Haalbaarheid van natuurdoeltypen in arme bossen en droge heide op de hogere zandgronden: een modelstudie. Rapport 562. Alterra, Wageningen.

Wamelink, G.W.W. & H.F. van Dobben. submitted. Validity and uncertainty of Ellenberg indicator values. *Basic and applied ecology*.



## **Bijlagen**

1. Beschrijving natuurdoeltypen	65
2. Leden begeleidingsgroep	69
3. Oude en nieuwe natuurdoeltypen	71
4. Overzicht van halfnatuurlijke beheerde terrestrische natuurdoeltypen	73
5. Invoerwaarden voor de modellen SMART2 en SUMO2	75





## **Bijlage 1 Beschrijving natuurdoeltypen**

Beschrijving van de Natuurdoeltypen. De teksten zijn gebaseerd op het Handboek natuurdoeltypen (Bal et al. 1995). Per natuurdoeltype worden een aantal doelsoorten genoemd, dit is echter altijd een selectie, sommige doeltypen bevatten meer dan 50 soorten, waaronder ook dieren.

### **Du 3.5 Nat Schraalgrasland**

Het gaat hier om blauwgraslanden en ander schrale hooilanden vooral in de binnenduinrand. Het aantal plantensoorten kan zeer hoog zijn. De graslanden zijn vrij schraal en hebben een vrij hoge grondwaterstand, kwel geeft een betere ontwikkeling van dit type. Het beheer bestaat meestal uit zomermaaien. In grote complexen kunnen sommige delen laat gemaaid of een jaar niet gemaaid worden. Doelsoorten zijn o.a. brede orchis, tandjesgras, vleeskleurige orchis en wilde kievitsbloem.

### **Du 3.9 Natte tot vochtige voedselarme Duinvallei**

In dit artikel is dit natuurdoeltype verder aangeduid als natte duinheide. Het type kan voorkomen in primaire duinvalleien als gevolg van duinvorming in primaire duinen dichtbij het strand of in tot op het grondwater uitgestoven secundaire duinvalleien. Successie naar duinstruweel zal bij het achterwege blijven van beheer optreden. De vegetatie bestaat uit pioniersoorten of dwergstruiken. Normaal wordt dit type niet beheerd, echter door stikstofdepositie kan beheer noodzakelijk worden. Tevens wordt dit type bedreigd door waterwinning. Doelsoorten zijn o.a. draadgentiaan, dwergvlas, gewone dophei, moeraswespenorchis, spaanse ruiter en zilte zegge.

### **Du 3.13 Bos van kalkrijk Duin**

Dit natuurdoeltype bestaat uit eiken- en berkenbossen van het kalkrijke droge tot vochtige, voedselarme tot matig voedselrijke midden- en binnenduin Evenals het vorige type wordt dit type niet beheerd, begrazing is echter mogelijk om meer variatie in de structuur van de ondergroei te verkrijgen. Het type is gevoelig voor zuurdepositie, daar de bodem dan ontkalkt raakt. Tot de doelsoorten behoren gele dovenetel, kleine maagdenpalm, koraalwortel en muursla.

### **Hz 3.5 Droog Schraalgrasland**

Droog grasland wordt gekenmerkt door vooral grazige soortenrijke vegetaties. Ze komen voor op (matig) voedselarme droge gronden. Het type vormt een overgang tussen droge heide en extensief agrarisch grasland en komt vooral voor in heidegebieden. Het beheer bestaat uit maaien en/of lichte beweiding. Plaggen kan worden toegepast om de successie terug te zetten. Het type kan ook ontstaan door betreding. Als doelsoorten kunnen worden genoemd buntgras, gelobde maanvaren, genaald schapegras, overblijvende hardbloem, stekelbrem, valkruid en verfbrem.

### **Hz 3.9 Droge Heide**

Vrij korte vegetatie van dwergstruiken en grassen op droge voedselarme grond. Het voortbestaan van droge heide is afhankelijk van beheer, dat kan bestaan uit plaggen, maaien, beweiding, branden en het verwijderen van bosopslag. Variatie in de

structuur en de aanwezigheid van bijvoorbeeld vliegdennen en jeneverbes zijn belangrijk voor het voorkomen van veel doelsoorten. De droge heide staat in Nederland erg onder druk als gevolg van vergrassing veroorzaakt door atmosferische depositie. Doelsoorten: Duitse brem, gaspeldoorn, grote wolfsklauw, heidezegge, kruipbrem, stekelbrem, valkruid en wilde tijm.

#### Hz 3.13 Bos van arme Zandgrond

Het gaat hier om bossen op voedselarme droge zandgronden, waaronder vallen het korstmos, kussentjesmos en kraaihei dennenbos en berken-zomereikenbos. Het dennenbos gaat vaak over in het berken-zomereikenbos. Het type valt vooral op door de aanwezigheid van vele mossen en korstmossen en kan worden beschouwd als een voorpost van het boreaal naaldbos. In principe wordt dit bos niet beheerd, echter beheer kan noodzakelijk zijn om successie tegen te gaan. Extensieve begrazing kan voor een grotere structuurvariatie zorgen. Deze bossen zijn zeer gevoelig voor depositie. Als doelsoorten zijn geen mossen en korstmossen gedefinieerd, het aantal hogere planten dat kenmerkend is, is gering: dennen-, stekende-, grote- en kleine wolfsklauw, klein wintergroen, en stofzaad.

#### Lv 3.4 Nat Schraalgrasland

Dit type bestaat uit trilvenen, blauwgraslanden en andere hooilanden, waarbij sprake is van toevoer van grond- en/of oppervlaktewater van goede kwaliteit. De vegetatie kan op vaste bodem, maar ook drijvend (trilveen) voorkomen. De vegetatie groeit op een veenpakket. De soortenrijkdom van zowel planten als vlinders kan zeer hoog zijn. Het beheer bestaat uit maaien in de zomer. Dit type is erg gevoelig voor de waterkwaliteit, die hoog moet zijn. Doelsoorten: brede orchis, gewone vleugeltjesbloem, groenknolorchis, melkviooltje, parnassia, sierlijk vetmuur, spaanse ruiter, tandjesgras, welriekende nachtorchis, wilde kievitsbloem.

#### Ri 3.4 Nat schraalgrasland

Natte schraalgraslanden in het rivierengebied kenmerken zich doordat ze een groot deel van het jaar onder water staan en bevinden zich op rivierklei. Het beheer bestaat in principe uit niets doen. Echter begrazing is mogelijk wanneer ook naar de aanwezigheid van weidevogels wordt gestreefd. Doelsoorten zijn bonte paardestaart, geelhartje, moeraskartelblad, moeraswespenorchis, spaanse ruiter, trosdravik, weide kervel en wilde kievitsbloem.

#### Ri 3.10 Bos van Rivierklei

Dit bos bestaat uit de typen abelen-iepenbos, droog essen-iepenbos, elzenrijk essen-iepenbos, ruig-elzenbos, gewoon elzenbroek en het schietwilgenbos. Het zijn zowel zachthoutoibossen als hardhoutoibossen, afhankelijk van de overstromingsfrequentie op voedselrijke, natte tot vochtige rivierkleigronden. Dit type bos wordt normaal niet beheerd, extensieve begrazing kan voor meer structuurvariatie zorgen. Als doelsoort wordt voor hogere planten alleen donkere ooievaarsbek genoemd.

### Zk 3.5 Nat Schraalgrasland

Er is een vrij grote overeenkomst van dit type met het hierboven beschreven type Lv 3.4. Zowel de vegetatietypen als het beheer zijn gelijk. Het belangrijke verschil is de bodem, die hier gevormd wordt door zeeklei. Doelsoorten: Armbloemige waterbies, brede orchis, dwergvlas, geelhartje, harlekijn, spaanse ruiters, weide kervel en wild kievitsbloem.

### Zk 3.10 Bos van Zeeklei

Abelen-iepenbos, droog en elzenrijk essen-iepenbos en schietwilgenbos behoren tot dit type. In Nederland komt dit type op het ogenblik weinig voor op zeekleigronden. Het beheer is afwezig, maar kan bestaan uit begrazen ter verhoging van de structuurdiversiteit. Als doelsoort voor hogere planten wordt alleen bosmuur genoemd.



## **Bijlage 2 Leden begeleidingsgroep**

### *Leden van de begeleidingsgroep:*

H.M. Beije	EC-LNV
H.N. Siebel	Vereniging Natuurmonumenten
C. Nuis	Staatsbosbeheer
A.J.H. Willems	Boschap
M.F.F.W. Jans	Unie van Bosgroepen
W.F. Iestra	Ministerie van VROM; opdrachtgever
J. Sliggers	Ministerie van VROM; opdrachtgever
J.R.M. Alkemade	RIVM
A. van Hinsberg	RIVM

### *Agendaleden:*

G.J. van Herwaarden	Landschapsbeheer Nederland
J. Huneker	De Landschappen



### **Bijlage 3 Oude en nieuwe natuurdoeltypen**

De relatie tussen de oude (Bal et al. 1995) en de nieuwe natuurdoeltypen (Bal et al. 2001) is weergegeven in onderstaande tabel.

Bal et al. (1995)	Bal et al. (2001)			
hz-3.5	3.33			
hz-3.9	3.45			
hz-3.13	3.64			
ri-3.4	3.29	3.31	3.32	
ri-3.10	3.61	3.62	3.66	
lv-3.4	3.27	3.29	3.31	3.32
zk-3.5	3.31	3.32		
zk-3.10	3.61	3.66		
du-3.5	3.29	3.31	3.32	
du-3.9	3.26	3.43		
du-3.13	3.65			





## Bijlage 4 Overzicht van halfnatuurlijke beheerde terrestrische natuurdoeltypen

Halfnatuurlijke beheerde terrestrische natuurdoeltypen (type 3; volgens Bal et al. 1995) met de oppervlakte aanwezig in Nederland. De Echte aquatische natuurdoeltypen (11) zijn uit deze lijst verwijderd omdat het instrumentarium daarvoor geen doorrekeningen kan doen.

regio	code NDT	naam	oppervlakte (ha)
Afgesloten zeearmen	az-3.1	Open begroeiing van droge gronden	85
	az-3.2	Open begroeiing van vochtige gronden	1343
	az-3.3	Zoute en brakke ruigte en grasland	561
	az-3.4	Rietland en ruigte	911
	az-3.5	Bloemrijk grasland	904
	az-3.6	Struweel, mantel- en zoombegroeiing	334
	az-3.7	Bosgemeenschappen van zandgrond	5
	az-3.8	Bosgemeenschappen van zeeklei	272
Duinen	du-3.2	Duinmeer	107
	du-3.3	Slufter en groen strand	598
	du-3.4	Duinrietland en -ruigte	215
	du-3.5	Nat schraalgrasland	821
	du-3.6	Bloemrijk grasland	1238
	du-3.7	Droog duingrasland en open duin	9460
	du-3.8	Droge duinheide	530
	du-3.9	Natte tot vochtige voedselarme duinvallei	1113
	du-3.10	Struweel, mantel- en zoombegroeiing	1633
	du-3.11	Hakhout	80
	du-3.12	Bosgemeenschappen van kalkarm duin	3229
	du-3.13	Bosgemeenschappen van kalkrijk duin	1018
	du-3.14	Bosgemeenschappen van de duinzoom	1022
	du-3.15	Middenbos	1
	du-3.16	Park-stinzenbos	471
	Getijdengebied	gg-3.1	Onbeheerde kwelder
gg-3.2		Beheerde kwelder	3345
Heuvelland	hl-3.2	Zoet watergemeenschap	10
	hl-3.3	Rietland en ruigte	75
	hl-3.4	Kalkgrasland	545
	hl-3.5	Droog loessgrasland	392
	hl-3.6	Bloemrijk grasland	2543
	hl-3.7	Vochtig schraalgrasland	223
	hl-3.8	Struweel, mantel- en zoombegroeiing	598
	hl-3.9	Hakhout	0
	hl-3.10	Bosgemeenschappen van helling en plateau	1452
	hl-3.11	Bosgemeenschappen van bron en beek	206
	hl-3.12	Middenbos	2177

regio	code NDT	naam	oppervlakte (ha)	
Hoge zandgronden	hz-3.3	Rietland en ruigte	6336	
	hz-3.5	Droog grasland	9975	
	hz-3.6	Bloemrijk grasland	23130	
	hz-3.7	Vochtig schraalgrasland	24173	
	hz-3.8	Open zand	2849	
	hz-3.9	Droge heide	28744	
	hz-3.10	Vochtige heide en levend hoogveen	16850	
	hz-3.11	Struweel, mantel- en zoombegroeiing	8476	
	hz-3.12	Hakhout	452	
	hz-3.13	Bosgemeenschappen van arme zandgrond	48419	
	hz-3.14	Bosgemeenschappen van leemgrond	21071	
	hz-3.15	Bosgemeenschappen van bron en beek	6027	
	hz-3.16	Bosgemeenschappen van hoogveen	4340	
	hz-3.17	Middenbos	45	
	hz-3.18	Boombos	42	
	hz-3.19	Park-stinzenbos	711	
	Laagveengebied	lv-3.3	Rietland en ruigte	8648
		lv-3.4	Nat schraalgrasland	12295
		lv-3.5	Bloemrijk grasland	15617
lv-3.6		Veenheide	289	
lv-3.7		Struweel	918	
lv-3.8		Hakhout en griend	337	
lv-3.9		Bosgemeenschappen van voedselrijk (laag)veen	3317	
lv-3.10		Bosgemeenschappen van voedselarm (hoog)veen	419	
Rivierengebied		ri-3.3	Rietland en ruigte	4504
		ri-3.4	Nat schraalgrasland	9290
	ri-3.5	Stroomdalgrasland	7479	
	ri-3.6	Rivierduin en slik	1611	
	ri-3.7	Struweel, mantel- en zoombegroeiing	1219	
	ri-3.8	Hakhout en griend	764	
	ri-3.9	Bosgemeenschappen van zandgrond	420	
	ri-3.10	Bosgemeenschappen van rivierklei	4392	
	ri-3.11	Middenbos	0	
	ri-3.12	Park-stinzenbos	69	
	Zeekleigebied	zk-3.3	Zoute en brakke ruigte en grasland	3039
		zk-3.4	Rietland en ruigte	6424
zk-3.5		Nat schraalgrasland	4571	
zk-3.6		Bloemrijk grasland	15314	
zk-3.7		Veenheide	0	
zk-3.8		Struweel, mantel- en zoombegroeiing	1068	
zk-3.9		Hakhout en griend	121	
zk-3.10		Bosgemeenschappen van zeeklei	5903	
zk-3.11		Bosgemeenschappen van veen-op-klei	393	
zk-3.12		Middenbos	8	
zk-3.13		Park-stinzenbos	153	

## Bijlage 5 Invoerwaarden voor de modellen SMART2 en SUMO2

NDT = natuurdoeltype, Ndep = stikstof depositie, Sdep = zwavel depositie, b.t. = bodemtype, GT = grondwatertrap, gvg = gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand, v.t. = vegetatietype, beh. = beheer, plag = plaginterval, m.f. =maalfrequentie, leeft. = initiele leeftijd, f.n. = folenummer, pb = pionierboom, cb = climaxboom. Voor uitleg over de betekenis van de getallen zie Wamelink et al. (2000).

NDT	naam	N dep mol <sub>c</sub> /ha	S dep mol <sub>c</sub> /ha	x	y	b.t.	GT	gvg m -mv	kwel	v.t.	beh.	plag	m.f.	leeft. jaren	f.n.	pb	cb
Du 3.5	Nat Schraalgrasland	1733	1333	40000	372250	'SC'	3	0	1	1	1	30	1	10	6	gee	gee
		1733	1333	40000	372250	'SC'	3	0	1	1	1	30	2	10	6	gee	gee
		1733	1333	40000	372250	'SC'	3	0	1	1	1	30	3	10	6	gee	gee
		1733	1333	40000	372250	'SC'	3	0	1	1	1	30	4	10	6	gee	gee
Du 3.9	Natte duinheide	1733	1333	40000	372250	'SC'	3	0	1	2	2	60	1	50	9	gee	gee
		1733	1333	40000	372250	'SC'	3	0	1	2	2	50	1	40	9	gee	gee
		1733	1333	40000	372250	'SC'	3	0	1	2	2	40	1	30	9	gee	gee
		1733	1333	40000	372250	'SC'	3	0	1	2	2	30	1	20	9	gee	gee
		1733	1333	40000	372250	'SC'	3	0	1	2	2	20	1	10	9	gee	gee
		1733	1333	40000	372250	'SC'	3	0	1	2	2	10	1	0	9	gee	gee
Du 3.13	Bos van Kalkrijk Duin	1733	1333	40000	372250	'SC'	3	0	1	4	0	30	1	30	26	ber	eik
		1733	1333	40000	372250	'SC'	3	0	1	4	4	30	1	30	26	ber	eik
		1733	1333	40000	372250	'SC'	3	0	1	4	5	30	1	30	26	ber	eik
Hz 3.5	Droog Schraalgrasland	2159	1040	180000	452000	'SP'	5	1.421	0	1	1	30	1	10	6	gee	gee
		2159	1040	180000	452000	'SP'	5	1.421	0	1	1	30	2	10	6	gee	gee
		2159	1040	180000	452000	'SP'	5	1.421	0	1	1	30	3	10	6	gee	gee
		2159	1040	180000	452000	'SP'	5	1.421	0	1	1	30	4	10	6	gee	gee
Hz 3.9	Droge Heide	2159	1040	180000	452000	'SP'	5	1.421	0	2	2	60	1	50	8	gee	gee
		2159	1040	180000	452000	'SP'	5	1.421	0	2	2	50	1	40	8	gee	gee
		2159	1040	180000	452000	'SP'	5	1.421	0	2	2	40	1	30	8	gee	gee
		2159	1040	180000	452000	'SP'	5	1.421	0	2	2	30	1	20	8	gee	gee
		2159	1040	180000	452000	'SP'	5	1.421	0	2	2	20	1	10	8	gee	gee

NDT	naam	N dep mol <sub>c</sub> /ha	S dep mol <sub>c</sub> /ha	x	y	b.t.	GT	gvg m -mv	kwel	v.t.	beh.	plag	m.f.	leeft. jaren	f.n.	pb	cb
		2159	1040	180000	452000	'SP'	5	1.421	0	2	2	10	1	0	8	gee	gee
Hz 3.13	Bos van arme Zandgrond	2159	1040	180000	452000	'SP'	5	1.421	0	5	0	30	1	30	34	ber	gro
		2159	1040	180000	452000	'SP'	5	1.421	0	5	4	30	1	30	34	ber	gro
		2159	1040	180000	452000	'SP'	5	1.421	0	5	5	30	1	30	34	ber	gro
Lv 3.4	Nat Schraalgrasland	1755	579	193000	535250	'PN'	2	0	0	1	1	30	1	10	6	gee	gee
		1755	579	193000	535250	'PN'	2	0	0	1	1	30	2	10	6	gee	gee
		1755	579	193000	535250	'PN'	2	0	0	1	1	30	3	10	6	gee	gee
		1755	579	193000	535250	'PN'	2	0	0	1	1	30	4	10	6	gee	gee
Ri 3.4	Nat Schraalgrasland	2664	1033	197500	432250	'CC'	4	1	0	1	1	30	1	10	6	gee	gee
		2664	1033	197500	432250	'CC'	4	1	0	1	1	30	2	10	6	gee	gee
		2664	1033	197500	432250	'CC'	4	1	0	1	1	30	3	10	6	gee	gee
		2664	1033	197500	432250	'CC'	4	1	0	1	1	30	4	10	6	gee	gee
Ri 3.10	Bos van Rivierklei	2664	1033	197500	432250	'CC'	4	1	0	4	0	30	1	60	43	ber	pop
		2664	1033	197500	432250	'CC'	4	1	0	4	4	30	1	60	43	ber	pop
		2664	1033	197500	432250	'CC'	4	1	0	4	5	30	1	60	43	ber	pop
Zk 3.5	nat Schraalgrasland	1141	660	134000	544250	'CC'	3	0	-9999	1	1	30	1	10	6	gee	gee
		1141	660	134000	544250	'CC'	3	0	-9999	1	1	30	2	10	6	gee	gee
		1141	660	134000	544250	'CC'	3	0	-9999	1	1	30	3	10	6	gee	gee
		1141	660	134000	544250	'CC'	3	0	-9999	1	1	30	4	10	6	gee	gee
Zk 3.10	Bos van Zeeklei	1141	660	134000	544250	'CC'	3	0	-9999	7	0	30	1	60	19	eik	beu
		1141	660	134000	544250	'CC'	3	0	-9999	7	4	30	1	60	19	eik	beu
		1141	660	134000	544250	'CC'	3	0	-9999	7	5	30	1	60	19	eik	beu

