

# Methodiekontwikkeling kosteneffectiviteit van het Natuurbeleid

De realisatie van het natuurdoel 'Natte Heide'

T.J. de Koeijer  
K.H.M. van Bommel  
M.L.P. van Esbroek  
R.A. Groeneveld  
A. van Hinsberg  
M.J.S.M. Reijnen  
M.N. van Wijk

r a p p o r t e n

**wot**  
Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu



## **Methodiekontwikkeling kosteneffectiviteit van het Natuurbeleid**

De inhoudelijke kwaliteit van dit rapport is beoordeeld door Floor Brouwer, LEI  
Het rapport is geaccepteerd door Paul Hinssen, opdrachtgever namens de unit Wettelijke  
Onderzoekstaken Natuur & Milieu.

De reeks 'Rapporten' bevat onderzoeksresultaten van uitvoerende organisaties die voor de unit  
Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu opdrachten hebben uitgevoerd.

WOT-rapport 20 is het resultaat van een onderzoek uitgevoerd door medewerkers van  
Wageningen UR (Alterra, LEI, WOT Natuur & Milieu) en het Milieu- en Natuurplanbureau (MNP). Dit  
onderzoeksrapport draagt bij aan de kennis die verwerkt wordt in meer beleidsgerichte  
publicaties zoals de Natuurbalans, (thematische) verkenningen en quick scans. Het rapport is  
geen MNP-product.

# **Methodiekwontwikkeling kosteneffectiviteit van het natuurbeleid**

De realisatie van het natuurdoel 'Natte Heide'

T.J. de Koeijer

K.H.M. van Bommel

M.L.P. van Esbroek

R.A. Groeneveld

A. van Hinsberg

M.J.S.M. Reijnen

M.N. van Wijk

## **Rapport 20**

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Wageningen, juni 2006

## Referaat

Koeijer, T.J. de, K.H.M. van Bommel, M.L.P. van Esbroek, R.A. Groeneveld, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen, M.N. van Wijk, 2006. *Methodiekontwikkeling kosteneffectiviteit van het natuurbeleid; de realisatie van het natuurdoel 'Natte heide'*. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 20. 70 blz. 23 fig.; 25 tab.; 47 ref.; 1 bijl.

Een methode is uitgewerkt voor het bepalen van de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid. Deze methode is uitgewerkt aan de hand van één natuurdoel: 'Natte heide'. Bij de ontwikkeling van de methode zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd: in de natuurgebieden worden alle condities die nodig zijn voor duurzame instandhouding van het natuurdoel op peil gebracht. Met behulp van GIS zijn per gridcel van 25x25m de milieucondities (verdroging en vermessing) in beeld gebracht, evenals het huidige grondgebruik. Op basis daarvan is vastgesteld welke maatregelen noodzakelijk zijn om de benodigde condities te realiseren en zijn hier kosten aangeplakt. De kosteneffectiviteit op basis van de benodigde kosten dan wel uitgaven per ha zijn weergegeven per gebied. Op basis hiervan kan inzicht worden verkregen welke gebieden kosteneffectief kunnen worden behouden en welke relatief duur zijn.

*Trefwoorden:* Kosteneffectiviteit, 'natte heide', instandhoudingscondities, kosten natuurbeleid

---

## Abstract

Koeijer, T.J. de, K.H.M. van Bommel, M.L.P. van Esbroek, R.A. Groeneveld, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen, M.N. van Wijk, 2006. *Developing methods to assess the cost-effectiveness of Dutch nature policy: maintaining 'Wet Heath' habitats*. Wageningen, Statutory Research Tasks Unit for Nature and the Environment. WOt-rapport 20. 70 p. 23 Figs.; 25 Tabs.; 47 Refs.; 1 annex

A method was developed to assess the cost-effectiveness of Dutch policies on nature. The method was applied to the preservation of one type of habitat, classified as 'Wet Heath'. The method was developed in such a way as to ensure that all relevant conditions for the long-term preservation of the intended habitat type are met. GIS was used to assess environmental conditions (in terms of water table drawdown and eutrophication), as well as current land use, for each 25x25 m grid cell. The results were used to establish what measures would be required to meet the relevant conditions, and to estimate the costs of such measures. For each area, the cost-effectiveness was assessed based on expected per-hectare costs or expenditure. This assessment can be used to identify which areas could be cost-effectively preserved and which ones would be relatively expensive to maintain.

*Key words:* Cost-effectiveness, 'wet heath', conditions for preservation, costs of nature policy

---

## ISSN 1871-028X

### ***Aan het project werkten verder mee:***

M. van der Heide (LEI), J.J. de Jong (Alterra) , S.S.H. Ligthart (WOT Natuur & Milieu), R. Pouwels (Alterra) & T. van Rheenen (LEI).

©2006 **Alterra**

Postbus 47, 6700 AA Wageningen.  
Tel: (0317) 47 47 00; fax: (0317) 41 90 00; e-mail: info@alterra.nl

#### **Landbouw-Economisch Instituut**

Postbus 29703, 2502 LS Den Haag  
Tel: (070) 335 83 30; fax: (070) 361 56 24; e-mail: informatie.lei@wur.nl

#### **Milieu- en Natuurplanbureau**

Postbus 303, 3720 AH Bilthoven  
Tel: (030) 274 27 45; fax: (030) 274 44 79; e-mail: info@mnp.nl

#### **Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu**

Postbus 47, 6700 AA Wageningen  
Tel: (0317) 47 78 44; Fax: (0317) 42 49 88

---

De reeks 'Rapporten' is een uitgave van de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, onderdeel van Wageningen UR. Dit rapport is verkrijgbaar bij het secretariaat . Het rapport is ook te downloaden via [www.wotnatuurenmilieu.wur.nl](http://www.wotnatuurenmilieu.wur.nl).

**Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu** Postbus 47, 6700 AA Wageningen

Tel: (0317) 47 78 44; Fax: (0317) 42 49 88; e-mail: info.wnm@wur.nl; Internet: [www.wotnatuurenmilieu.wur.nl](http://www.wotnatuurenmilieu.wur.nl)

Alle rechten voorbehouden. 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 de uitgever. De uitgever aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

## **Woord vooraf**

Het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) en het ministerie van Financiën hebben het Milieu- en Natuurplanbureau (MNP) gevraagd om een methodiek te ontwikkelen waarmee de kosteneffectiviteit van het Natuurbeleid kan worden geëvalueerd. De hiervoor benodigde kennis is geleverd door de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur en Milieu.

Het voor u liggende rapport beschrijft aan de hand van de case het natuurdoel 'Natte Heide' een methodiek waarmee de kosteneffectiviteit van natuurgebieden kan worden vastgesteld met betrekking tot het nog te voeren natuurbeleid. Het is daarmee een methodiek die zich richt op ex ante evaluaties van het natuurbeleid.

De methodiek beschreven in dit rapport zal in een vervolgstudie zowel worden opgeschaald naar een zo mogelijk de gehele EHS omvattende analyse, terwijl daarnaast ook een verdieping zal plaatsvinden met betrekking tot de interactie tussen de natuurgebieden die van belang is voor de biodiversiteit.

Graag willen wij hierbij dhr. K. de Snoo (Ministerie van Financiën), dhr. P.J. Nedermeijer (Ministerie van LNV) en dhr. J.C. Brink (MNP) hartelijk danken voor hun kritische suggesties en nuttige adviezen tijdens de uitvoering van het project.

***Paul Hinssen***

*Hoofd Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu*





# Inhoud

<b>Samenvatting</b>	<b>9</b>
<b>Summary</b>	<b>11</b>
<b>1 Inleiding</b>	<b>13</b>
1.1 Aanleiding	13
1.2 Doel- en vraagstelling	14
1.3 Aanpak en leeswijzer	15
<b>2 Huidige en gewenste situatie</b>	<b>17</b>
2.1 Inleiding	17
2.2 Natuurdoeltypen en landgebruik	17
2.3 Huidige biodiversiteit	19
2.4 Knelpunten in milieu- en water	21
2.5 Potentiële biodiversiteit	23
<b>3 Benodigde maatregelen en kosten</b>	<b>25</b>
3.1 Inleiding	25
3.2 Algemene economische uitgangspunten	25
3.3 Verwerven, inrichting en omvorming	26
3.4 Beheer	27
3.5 Milieu	30
<b>4 Resultaten prioritering 'Natte Heide'</b>	<b>37</b>
4.1 Inleiding	37
4.2 Kosteneffectiviteit op basis van areaal	37
4.3 Kosteneffectiviteit op basis van biodiversiteit	46
4.4 Conclusie	46
<b>5 Prioritering met behulp van rekenmodellen</b>	<b>49</b>
5.1 Inleiding	49
5.2 Een simpel model van gebiedsselectie	50
5.3 Introductie leefgebied	52
5.4 Introductie van type natuurdoel en milieukwaliteit	54
5.5 Vooruitzichten voor toepassing	57
<b>6 Discussie en conclusies</b>	<b>59</b>
6.1 Discussie	59
6.2 Conclusies	60
<b>Literatuur</b>	<b>63</b>
<b>Bijlage 1 Technische beschrijving modelversies</b>	<b>65</b>



## Samenvatting

Op verzoek van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) en het ministerie van Financiën werkt het Milieu- en Natuurplanbureau (MNP) sinds 2002 aan de ontwikkeling van een methode voor de bepaling van de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid. Door een verandering in de vragen van beide ministeries, die voorheen een meer ex-post karakter hebben en sinds 2005 meer een ex-ante karakter, is in 2005 de ontwikkeling van de methodiek afgestemd op het verschaffen van informatie voor ex-ante analyses.

De methode is uitgewerkt aan de hand van één natuurdoel: 'Natte heide'. Bij de ontwikkeling van de methode zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd: In de natuurgebieden worden alle condities die nodig zijn voor het duurzaam in stand houden van het natuurdoel op peil gebracht. Naast milieu- en beheercondities zijn ook de ruimtecondities van belang. Echter deze laatste conditie is slechts aangepast conform de provinciale natuurdoelenkaart. Dit betekent dat ruimte niet altijd voldoende zal zijn voor het duurzaam in stand houden van het natuurdoel omdat dan meer grond zou moeten worden aangekocht dan wel omgevormd, dan op basis van de natuurdoelenkaart is gepland.

Met behulp van GIS zijn per gridcel van 25 x 25 m de milieucondities (verdroging en vermessing) in beeld gebracht, evenals het huidige grondgebruik. Op basis daarvan is vastgesteld welke maatregelen noodzakelijk zijn om de benodigde condities te realiseren en zijn hier kosten aangeplakt.

De kosteneffectiviteit op basis van de benodigde kosten dan wel uitgaven per hectare zijn weergegeven per gebied. Indien gridcellen met 'Natte heide' binnen een afstand van 250 meter van elkaar gelegen waren, werden ze gerekend tot één gebied. Op basis hiervan kan inzicht worden verkregen in welke gebieden kosteneffectief zijn om te behouden en welke relatief duur zijn. Daarnaast kunnen analyses worden uitgevoerd aangaande het belang van verdroging dan wel vermessing of de grootte van het gebied. Ook kan gekeken worden naar de provinciale verdeling en welke gebieden als eerst behouden zouden moeten worden gegeven een bepaald budget of kostenplafond.

Naast het in kaart brengen van de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid voor gebieden met 'Natte heide' is tevens aandacht besteedt aan de wijze waarop geprioriteerd kan worden indien bij het prioriteren naar de laagste kosten per eenheid tegelijkertijd rekening moet worden gehouden met andere randvoorwaarden. Hierbij kan gedacht worden aan randvoorwaarden zoals bijvoorbeeld het beschikbare budget, of het minimale areaal per natuurdoel, of een minimum areaal per soort biodiversiteit. Een dergelijke methode waarbij met meer dan één randvoorwaarde tegelijkertijd rekening wordt gehouden, is namelijk nodig zodra de huidige methode wordt opgeschaald naar meer natuurdoelen.

De ontwikkelde methodiek heeft als uitgangspunt dat het zo simpel mogelijk moet zijn ten einde op nationaal niveau iets te kunnen zeggen over de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid voor de verschillende natuurgebieden. Dit betekent dat een heleboel factoren die uiteindelijk wel een rol kunnen spelen in de kosteneffectiviteit van een gebied niet zijn meegenomen. Zo zijn specifieke lokale factoren niet in de analyse opgenomen. Daarnaast is geen aandacht besteedt aan de onderlinge afhankelijkheid tussen de gebieden. In werkelijkheid is het, voor het duurzaam voortbestaan van verschillende soorten, van groot belang wat gebeurt met naburig gelegen gebieden. Tot slot zijn de kosten die gemaakt moeten worden

voor het realiseren van de milieuocondities puur toegerekend aan de natuur terwijl ook andere maatschappelijke functies hier baat bij hebben. Te denken valt dan aan positieve effecten op de drinkwaterkwaliteit en op de gezondheid.

Echter, ondanks bovengenoemde beperkingen, levert het onderzoek waardevolle inzichten in de locaties van meer en minder kosteneffectieve gebieden en de rangorde tussen de verschillende gebieden. Voor 'Natte heide' betekent dit dat dit natuurdoel verreweg het kosteneffectiefst in de provincie Drenthe kan worden gerealiseerd. Ook in andere provincies kunnen wel wat kosteneffectieve gebieden voor 'Natte heide' worden gevonden maar de kosten lopen bij het toenemen van het areaal per provincie al snel sterk op in vergelijking met de kosten bij oplopend areaal in de provincie Drenthe.

Een andere belangrijke conclusie die getrokken kon worden is dat 80% van het areaal 'Natte heide' kan worden gerealiseerd voor slechts 20% van de totale kosten die benodigd zijn om alle in de provinciale natuurdoelenkaart geplande 'Natte heide' te realiseren.

## Summary

At the request of the Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality and the Ministry of Finance, the Netherlands Environmental Assessment Agency has been working on a method to assess the cost-effectiveness of Dutch nature conservation policies since 2002. As the nature of the research questions posed by the two ministries was shifting from ex-post to ex-ante, it was decided in 2005 to adapt the methodological development to the provision of information for ex-ante analyses.

The method was tried out on one target habitat, classified as 'Wet Heath'. The development of the methodology was based on the principle that all conditions for long-term preservation of the intended habitat type are to be met. Important conditions include not only environmental and management conditions, but also spatial conditions. These spatial conditions were, however, only met within the restrictions imposed by the provincial authorities. As a result, the available land will not always be enough to sustainably preserve a particular target habitat, as this would involve acquiring or transforming more land than was planned by the provincial authorities.

A geographic information system (GIS) was used to assess environmental conditions (in terms of water table drawdown and eutrophication), as well as current land use, for each 25x25 m grid cell. The results of this assessment were used to establish what measures would be required to ensure the relevant conditions, and to estimate the costs of such measures.

The report presents area-based cost-effectiveness data based on expected per-hectare costs or expenditures. Grid cells marked as 'Wet Heath' that were situated within 250 m of each other were regarded as part of the same area. This allows users to assess what areas could be preserved in a cost-effective way and which ones would be relatively expensive to maintain. It is also possible to analyse the impact of water table drawdown or eutrophication, or that of the size of each area. The distribution of wet heath areas over the various provinces can be studied, and areas can be prioritised in terms of conservation status on the basis of the available budget or maximum allowable costs.

In addition to assessing the cost-effectiveness of Dutch nature policy on 'Wet Heath' areas, we have also examined prioritisation options if the prioritisation is to be based not only on the lowest costs per unit but also on other conditions. Such conditions may include the available budget, the minimum area size required to preserve a particular type of target habitat or the minimum area size required for a particular type of biodiversity. Such a method, which can take multiple conditions into account, will be required when the current method is to be applied to multiple target habitats.

The methodology we have developed aims for maximum simplicity, to allow nationwide assessments of the cost-effectiveness of nature policy for the various types of nature area. This means that many of the factors that may ultimately affect the cost-effectiveness of the management of a particular area are not included in the analysis. Examples of such omitted factors include specific local factors and the interactions between areas, even though what happens in neighbouring areas may greatly affect the long-term survival of particular species in an area. Finally, the costs incurred to ensure certain environmental conditions have been entirely allocated to nature conservation, even though other social goals, such as the quality of drinking water and human health, may also benefit from them.

In spite of these limitations, the methodology produces valuable information to identify areas that allow cost-effective management of particular habitat types and to rank areas in terms of cost-effectiveness. The conclusion for the 'Wet Heath' type of habitat is that, as far as cost-effectiveness is concerned, this could best be preserved in the province of Drenthe. Although other provinces also include some areas where 'Wet Heath' could be cost-effectively maintained, the costs would rapidly rise, relative to those in Drenthe, as the number of hectares per province increases.

Another important conclusion is that 80% of the total surface area of 'Wet Heath' can be preserved for as little as 20% of the total costs required to preserve all 'Wet Heath' areas marked as such in provincial plans.

# 1 Inleiding

## 1.1 Aanleiding

De vraag naar de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid is niet nieuw, maar kreeg een impuls toen in 2001 boven op een al stijgend budget voor het natuurbeleid een extra claim werd gelegd in het zogenoemde Natuuroffensief. Ook de toenemende aandacht voor beleidsverantwoording (VBTB: Van Beleidsbegroting Tot Beleidsverantwoording) vormt de beleidsmatige achtergrond van deze studie.

In aanvulling op de Tweede Natuurverkenning heeft het Natuurplanbureau in 2002 een quick scan uitgevoerd naar de effectiviteit en doelmatigheid van het natuurbeleid. Een belangrijke conclusie van deze quick scan was: 'Er is niet alleen gebrek aan data, maar ook de toegankelijkheid van data is beperkt en de wijze waarop deze data tot nog toe zijn geordend en geanalyseerd is niet zonder meer geschikt voor een oordeel over de kosteneffectiviteit' (Lammers et al., 2002).

Tegen deze achtergrond is het Milieu- en Natuurplanbureau (MNP) in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) en het Ministerie van Financiën, gestart met de ontwikkeling van een methodiek waarmee de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid kan worden bepaald. Hiermee moet het in de toekomst mogelijk worden om de vraag te beantwoorden of de doelen van het huidige natuurbeleid kunnen worden gerealiseerd met minder inzet van financiële middelen of met een gelijke inzet van financiële middelen een groter doelbereik gehaald kan worden. In 2003 en 2004 was de ontwikkeling van de methodiek vooral gericht op een ex-post analyse aangezien er behoefte was aan feitelijke informatie over doelbereik, kosten en de samenhang hiertussen (Ligthart et al., 2004). Op basis daarvan kan worden geëvalueerd in hoeverre het gevoerde beleid doelmatig is geweest en kunnen handvatten voor een meer kosteneffectief beleid worden gegenereerd.

Echter voor een ex-post analyse is het essentieel om de gerealiseerde effecten te koppelen aan genomen maatregelen. Dit is niet eenvoudig omdat het gerealiseerde effect niet kan worden vastgesteld aangezien het zowel ontbreekt aan een 0-meting op tijdstip 0 als aan een vergelijkbare situatie zonder beleidsmaatregelen om de autonome ontwikkeling in kaart te kunnen brengen. Daar komt nog bij dat het moeilijk is vast te stellen welke maatregelen specifiek zijn getroffen t.b.v. het natuurbeleid.

Omdat het karakter van de vragen van de ministeries van LNV en Financiën ontwikkelde in de richting van meer ex-ante gerichte evaluaties, is voor het onderhavige project gekozen voor een ex-ante analyse van de kosteneffectiviteit. De focus is hierbij gericht op de actuele beleidsvraag hoe het beschikbare budget voor realisatie van de EHS (Ecologische Hoofdstructuur) zo effectief mogelijk kan worden aangewend. Daarmee is het accent van het project Kosteneffectiviteit verschoven in de richting van het ontwerpen van een evaluatietool gericht op ex-ante analyses waarmee de meest kosteneffectieve mix van maatregelen kan worden bepaald.

Een ex-ante analyse heeft als voordeel dat niet gewerkt hoeft te worden met werkelijk gemeten effecten maar dat de effectiviteit kan worden vastgesteld op basis van verwachtingen gebaseerd op expertkennis. Hierdoor kon het project voortbouwen op de aanpak van de quick-scan analyse van de huidige knelpunten m.b.t. beheer, milieu en ruimte

voor realisatie van de EHS (MNP, 2005a). In deze studie is het beoordelingskader uit de Europese Habitatrichtlijn toegepast op de natuurkwaliteitsdoelen, om op ecologische gronden de urgentie van knelpunten en maatregelen te kunnen beschrijven en lokaliseren. Deze resultaten, aangescherpt met gegevens van terreinbeheerders en lokale overheden, kunnen gebruikt worden als basis voor het maken van afspraken tussen de betrokken partijen. Wat ontbrak in deze quickscan was informatie over de bijbehorende kosten waardoor een prioritering in de aanpak op basis van ook kosteneffectiviteitsoverwegingen nog niet mogelijk was. Kosten kunnen, naast Europese verplichtingen, nationale doelstellingen en ecologische effectiviteitsoverwegingen natuurlijk, mede bepalend zijn voor prioritering.

Uitgaande van gegevens over de ecologische knelpunten in realisatie van natuurdoelen is in 2005 onderzoek gedaan naar de wijze waarop de kosteneffectiviteit van de oplossing van knelpunten in de afzonderlijke natuurgebieden kan worden bepaald. Een analyse per gebied is van belang omdat per gebied de knelpunten aanzienlijk kunnen verschillen. Inzicht hierin kan richting geven aan de keuze waar het overheidsbudget voor realisatie van de EHS het meest kosteneffectief kan worden ingezet.

## 1.2 Doel- en vraagstelling

Het project Kosteneffectiviteit heeft als doel het ontwikkelen van een ex-ante evaluatiemethode waarmee kosteneffectiviteitsanalyses van natuurbeleid kunnen worden uitgevoerd. Ten einde een concrete stap te kunnen zetten, zijn voor het rapport een aantal keuzes gemaakt:

- Allereerst is uitgegaan van de aanname dat voor realisatie van beoogde natuurdoelen de randvoorwaarden in milieu, water en ruimte op orde gebracht moeten worden. Dit is een sterke vereenvoudiging van het kosteneffectiviteitsvraagstuk omdat het mogelijk heel kosteneffectief kan zijn om slechts gedeeltelijk de benodigde randvoorwaarden te realiseren waardoor de effectiviteit wellicht lager is maar per eenheid biodiversiteit goedkoper.
- De configuratie van de beoogde natuurdoelen (Landelijke Natuurdoelenkaart, LNV, 2003) in de EHS, biedt niet voor alle soorten voldoende kansen op duurzame instandhouding (MNP, 2005a). Echter, om zo dicht mogelijk bij bestaand beleid te blijven, is voornamelijk de mogelijkheid om ruimtelijke condities te verbeteren beperkt tot alleen de grondverwerving die al is voorzien binnen de omgrenzing van de provinciale natuurdoelenkaart. Ook is niet getornd aan de ligging van de beoogde natuurdoelen.
- Vervolgens is de analyse niet zo zeer gericht op de optimale mix van instrumenten en de daarbijbehorende maatregelen als wel op de optimale mix van gebieden. Dit betekent dat de met de methodiek geschatte kosten in de praktijk lager kunnen uitvallen door de mogelijkheid dat er kosteneffectievere maatregelen zijn om de benodigde condities te realiseren dan die in dit onderzoek zijn meegenomen.
- Ten vierde is de analyse beperkt tot één van de 27 natuurdoelen die in de EHS zijn voorzien. Dit is gedaan om de analyse zo eenvoudig mogelijk te houden om daadwerkelijk te kunnen komen tot uitspraken over de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid. Op zich maakte het niet uit welk natuurdoel als case zou worden gekozen. Het natuurdoel 'Natte heide en hoogveen' (in dit rapport kortweg 'Natte heide' genoemd) alsmede de daarmee overeenkomende ecotopen binnen grootschalige natuurdoelen is gekozen omdat uit de quickscan naar optimalisatie van de EHS (MNP, 2005a) naar voren kwam dat de ecologische knelpunten voor instandhouding van biodiversiteit bij dit type natuur verreweg het grootst waren, terwijl voor dit type ook de beleidsurgentie voor behoud groot is. Daarnaast is het te realiseren areaal 'Natte heide' relatief klein en daarom extra geschikt voor het ontwikkelen van de methode voor het bepalen van de kosteneffectiviteit.



- Tot slot moet worden opgemerkt dat alleen gefocust is op kosten van maatregelen ten behoeve van natuur en niet op de positieve effecten van die maatregelen voor bijv. recreatie, beleving, wonen, gezondheid etc. Dientengevolge zijn alle kosten toegerekend aan de natuur.

Op basis van bovenstaande afbakeningen staat in dit rapport de volgende onderzoeksvraag centraal:

***Hoe kan je een methodiek opzetten die de kosteneffectiviteit van de afzonderlijke natuurgebieden met 'Natte heide' in beeld kan brengen?***

Voor het beantwoorden van deze vraag zijn de volgende deelvragen onderscheiden:

- Waar is 'Natte heide' beoogd volgens het natuurbeleid en in hoeverre is deze reeds aanwezig?
- Wat is de huidige kwaliteit van 'Natte heide' in termen van mate van voorkomen van doelsoorten?
- Wat zijn de knelpunten in beheer, ruimte en milieucondities gezien de condities die benodigd zijn voor duurzame instandhouding van 'Natte heide'?
- Welke maatregelen zijn nodig om vereiste condities te realiseren?
- Wat zijn de kosten van dergelijke maatregelen?
- Wat is het verwachte effect van uitvoering van deze maatregelen op de natuurkwaliteit c.q. mate van voorkomen van doelsoorten?
- Waar zijn de maatregelen het meest kosteneffectief, en hoe kan deze informatie gebruikt worden bij prioritering van inzet van middelen?

### **1.3 Aanpak en leeswijzer**

De ontwikkelde methodiek voor het in beeld brengen van de kosteneffectiviteit van de afzonderlijke natuurgebieden met 'Natte heide' is uitgevoerd aan de hand van de volgende stappen: In de eerste stap is gestart met het in kaart brengen van de huidige en de gewenste situatie van elk afzonderlijk natuurgebied met behulp van GIS. Op basis daarvan kan in de tweede stap voor elk onderscheiden gridcel bepaald worden welke maatregelen nodig zijn om van de huidige tot de gewenste situatie te komen en kunnen hier ook kosten aan worden gehangen. Ten slotte kunnen dan op basis van kosten en gerealiseerd doel de gebieden worden geprioriteerd.

Bij de uitvoering van de stappen is steeds rekening gehouden met het feit dat de huidige methode dan wel voor één natuurdoel wordt uitgevoerd maar dat deze op dezelfde manier ook uitgevoerd kunnen worden bij opschaling naar meer natuurdoelen. Hieronder staan de onderscheiden stappen met een verdere uitwerking naar deelstappen.

#### **1. Huidige en gewenste situatie**

1.1 Knelpunt in bodemgebruik: Op basis van de natuurdoelenkaart (Bal et al, 2001) is vastgesteld waar 'Natte heide' zou moeten komen en vervolgens is met een GIS-analyse nagegaan in hoeverre de beoogde 'Natte heide' 1) reeds aanwezig is of 2) wel natuur is maar nog geen 'Natte heide' en dus moet worden omgevormd of 3) nog geen natuur is en dus moet worden aangekocht en/of ingericht.

1.2 Huidige biodiversiteit: Op basis van gegevens over het voorkomen van soorten binnen drie soortgroepen te weten dagvlinders, broedvogels en planten is vastgesteld in welke mate de biodiversiteit voldoet aan de gewenste kwaliteit. Dit is geanalyseerd op basis van de beoogde doelsoorten voor 'Natte heide' genoemd in het Handboek natuurdoeltypen (Bal et al., 2001).

- 1.3 Potentiële biodiversiteit: Het uitgangspunt is dat de benodigde milieu- en beheercondities worden gerealiseerd. Alleen de ruimteconditie zal niet altijd toereikend zijn omdat deze wordt gelimiteerd door de begrenzing zoals aangegeven in de natuurdoelenkaart. Dit betekent dat de potentiële biodiversiteit niet altijd zal resulteren in 100% doelrealisatie.
- 1.4 Knelpunten in verdroging en vermesting: Met behulp van GIS wordt per gebied aangegeven wat het verschil is tussen de vereiste water- en milieucondities zoals beschreven in het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001) en de huidige condities.

## **2 Maatregelen en kosten**

- 2.1 Benodigde maatregelen: Bij het vaststellen van de maatregelen die per gebied moeten worden uitgevoerd om de beheer-, water en milieucondities op optimaal niveau te brengen en de ruimte conform het beleid in te vullen, is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van reeds bestaande vuistregels. Gestreefd is naar het in beeld brengen van de meest gebruikelijke maatregelen waarbij conform onze afbakening niet gezocht is naar een optimale mix van instrumenten binnen het gebied.
- 2.2 Kosten: Ook bij de bepaling van de kosten is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van bestaande vuistregels en inzichten. De kosten die gemaakt worden zijn zoveel mogelijk verdeeld over alle natuur die daar voordeel van hebben. Dus de kosten worden niet alleen toegerekend aan het natuurdoel 'Natte heide' maar ook aan de andere natuur voor zover relevant.

## **3 Prioritering**

- 3.1 Prioritering gebieden: Voor één natuurdoel kan eenvoudig op basis van rangschikking van kosten per hectare of % realisatie doelsoorten worden vastgesteld in welke gebieden het beschikbare budget het kosteneffectiefst kan worden aangewend. Echter bij opschaling naar meerdere doelen zal de hulp moeten worden ingeroepen van een optimalisatietechniek waarbij de prioritering gegeven een aantal randvoorwaarden met betrekking tot de realisatie van de afzonderlijke natuurdoelen kan worden bepaald. Deze laatste methodiek biedt tevens de mogelijkheid om te analyseren in hoeverre naast realisatie van doelsoorten op lokaal niveau dit tevens op nationaal niveau het geval is.

De opbouw van het rapport is als volgt: Hoofdstuk 2 beschrijft stap 1 gericht op het in beeld brengen van de huidige en gewenste situatie. Hoofdstuk 3 beschrijft stap 2 en gaat dus in op de kosten van de maatregelen die moeten worden uitgevoerd om de knelpunten aan te pakken en de huidige natuurkwaliteit te verbeteren. In hoofdstuk 4 volgt stap 3 te weten de resultaten van de prioritering. Echter, omdat de hier gevolgde prioriteringsmethodiek enerzijds voorbij gaat aan het probleem dat lokale doelrealisatie niet hetzelfde hoeft te zijn als landelijke doelrealisatie en deze prioriteringsmethodiek tevens niet kan worden opgeschaald voor kosteneffectiviteitsanalyses voor de gehele EHS presenteert hoofdstuk 5 een methodiek op basis waarvan deze prioriteringsvragen wel beantwoord kunnen worden. Ten slotte eindigt hoofdstuk 6 met discussie en conclusies.

## 2 Huidige en gewenste situatie

### 2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt stap 1 van de kosteneffectiviteitsmethodiek (zie par. 1.3) beschreven. Aan de orde komen 1) wat de huidige condities zijn in de gebieden waar op basis van de landelijke natuurdoelenkaart 'Natte heide' is gesitueerd. Deze condities worden op gridcelniveau in kaart gebracht. Paragraaf 2.2 geeft de situatie weer voor het huidige landgebruik. Paragraaf 2.3 geeft de actuele natuurkwaliteit weer in termen van aanwezigheid van doelsoorten. Paragraaf 2.4 presenteert knelpunten in de huidige milieufacties van verbijzonderd tot verdroging en vermesting. De potentiële biodiversiteit ten slotte, wordt geschetst in paragraaf 2.5.

### 2.2 Natuurdoeltypen en landgebruik

Om te bepalen waar de gebieden met het natuurdoel 'Natte heide' liggen, om vervolgens in beeld te brengen wat de knelpunten zijn, is gebruik gemaakt van de landelijke natuurdoelenkaart. Het natuurdoel 'Natte heide' staat op de landelijke natuurdoelenkaart aangegeven op basis van provinciale natuurdoeltypenkaarten die nog uitgaan van de oude natuurdoeltypologie uit 1995 (Bal et al., 1995). Het natuurdoel 'Natte heide en hoogveen' bestaat uit verschillende natuurdoeltypen. Deze zijn volgens de definitie uit het 'Handboek Natuurdoeltypen' (Bal et al., 2001):

- 'Natte heide' (inclusief moerasheide;)
- Natte duinheide;
- Levend hoogveen.

Deze natuurdoeltypen komen echter vaak voor in nauwe samenhang met de natuurdoeltypen 'zure vennen' en 'zwak gebufferde vennen', die behoren tot het natuurdoel 'Ven en duinplas'. Daarnaast komen vergelijkbare ecotopen voor binnen het grootschalige natuurdoel 'beek- en zandboslandschap'. In dit rapport is gefocust op al deze ecotopen, ongeacht of deze liggen binnen grootschalige natuurdoelen, gevoelige natuur of multifunctionele natuur. De natuurdoelenkaart geeft in veel gevallen slechts aan welk percentage van het gebied 'Natte heide' bevat. Veelal zijn dus niet de exacte locaties van de natuurdoeltypen weergegeven. De analyse is beperkt tot de hogere zandgronden. Hierop ligt vrijwel alle 'Natte heide'.

#### ***Nadere lokalisering***

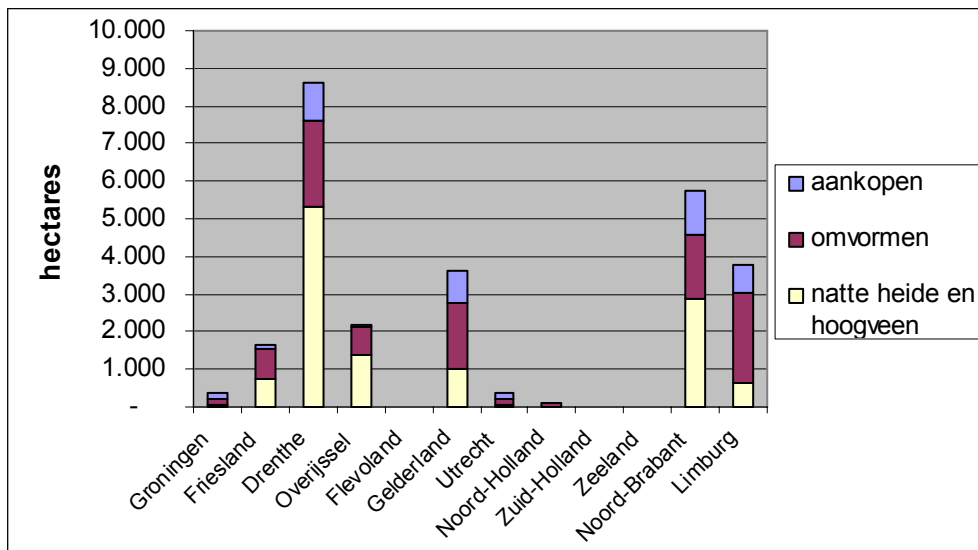
De natuurdoeltypen uit de kaart zijn nader gelokaliseerd op 25x25 meter op basis van fysieke kenmerken van de omgeving (MNP, 2005a). Dit is gedaan op basis van informatie over o.a. de huidige begroeiing, de bodem en de hydrologie. Praktisch betekent dit dat aangenomen is dat 'Natte heide' alleen daar wordt nagestreefd waar dat volgens de huidige fysieke condities het meest reëel is, binnen de ruwe omgrenzing en het areaal dat provincies op kaart hebben gezet. Gerealiseerd moet worden dat deze aanpak mogelijk niet gelijk is aan de geldende beleidsdoelstelling. Provincies hebben immers zelf gekozen voor het ruimtelijk detailniveau van de natuurdoeltypenkaart. Sommige provincies hebben per locatie slechts één natuurdoeltype aangegeven. Andere provincies hebben gekozen voor een globalere aanduiding. Het niet exact lokaliseren van natuurdoeltypen is mogelijk een expliciete beleidsmatige keuze voor bijvoorbeeld een meer dynamisch of ruimtelijke gevarieerd mozaïek gebied. Voor grootschalige natuurdoelen geldt daarnaast per definitie dat meerdere typen ecotopen worden

nagestreefd in een gebied zonder nadere lokalisatie. Zonder een nadere lokalisatie zijn de vereiste milieucondities echter niet goed in beeld te brengen en gelden voor grotere gebieden de stringentste normen (MNP, 2005a).

In totaal staat er circa 27.500 ha 'Natte heide' op kaart. Dit is meer dan de landelijke taakstelling van 15.000 ha voor alleen het natuurdoel 'Natte heide' uit Natuur voor Mensen (LNV, 2000). Deels zijn de extra hectaren onderdeel van grootschalige natuurdoelen waar ecotopen 'Natte heide' onderdeel van uitmaken. Anderzijds kan er door provincies meer 'Natte heide' beoogd zijn. Voor verschillende natuurdoelen zal gelden dat de landelijke areaalstaakstelling kleiner zijn dan de arealen uit de natuurdoelenkaart. De kaart bevat immers meer areaal dan de som van de areaalstaakstellingen van de afzonderlijke natuurdoelen (zie ook MNP, 2005a).

### **Knelpunt huidig landgebruik**

Op basis van gegevens over het huidige grondgebruik is vastgesteld welk deel van de locaties met 'Natte heide' momenteel al de functie natuur heeft. Vervolgens is op basis van de gegevens over grondgebruik en over de afgesloten beheerpakketten van de Dienst Regelingen bepaald welk deel al als 'heide of hoogveen' kan worden beschouwd (Reijnen et al., 2006) en welk deel nog moet worden omgevormd. Bijna de helft (45%) van het totale areaal van 27.500 ha is reeds aanwezig als 'Natte heide'. Er moet nog 37% worden omgevormd en nog 17% worden aangekocht of ingericht.



*Figuur 2.1 Het areaal 'Natte heide' per provincie uitgesplitst naar 'reeds aanwezig', 'om te vormen' en 'aan te kopen of in te richten'.*

Zoals figuur 2.1 laat zien ligt 90% van het areaal 'Natte heide' in de provincies Drenthe (31%), Noord-Brabant (21%), Limburg(14%), Gelderland (13%) en Overijssel (10%). De figuur laat tevens zien dat er vooral in Limburg en Gelderland relatief veel 'Natte heide' nog moet worden aangekocht/ingericht en omgevormd.

## 2.3 Huidige biodiversiteit

Op basis van de nader gelokaliseerde 'Natte heide' is per locatie (25x25 meter) vastgesteld wat het percentage aanwezige doelsoorten is. Dit is gedaan op basis van informatie over soortgroepen waarvoor voldoende dekkende verspreidingsgegevens beschikbaar zijn: broedvogels, dagvlinders en hogere planten. De oorspronkelijke atlasgegevens hebben echter een veel grover ruimtelijk detailniveau dan de grids van 25x25 meter. Gegevens over voorkomen van hogere plantensoorten zijn beschikbaar op 1x1 kilometer. Datzelfde geldt voor vlinders. Atlasgegevens van broedende vogelsoorten zijn beschikbaar op schaal van 5x5 kilometer. Recent hebben echter De Vlinderstichting (Van Swaaij et al., 2006) en SOVON (Van Turnhout et al., 2006) de atlasgegevens van doelsoorten vlinders en vogels neergeschaald. De gegevens van het voorkomen van dagvlinders en vogels zijn daardoor nu beschikbaar op het schaalniveau van respectievelijk 250x250 meter en 1x1 kilometer.

Voor flora is een neerschaling uitgevoerd naar 25 x 25 m cellen (Runhaar et al., 2005). In deze neerschaling is nagegaan in welke 25x25 meter-grids binnen 1x1 kilometer-grids veel soorten van o.a. 'Natte heide' en 'Hoogveen' waarschijnlijk zullen voorkomen. Aanwezigheid van broedvogels en dagvlinders kenmerkend voor 'Natte heide' is verondersteld in alle 25x25 m cellen met 'Natte heide' binnen de 250x250 m (dagvlinders) of 1x1 km (broedvogels) waarin de soorten zijn aangetroffen.

Per 25x25 m cel zijn vervolgens de aantallen doelsoorten van vogels, vlinders en planten opgeteld. Vervolgens is bepaald welke 25x25 m cellen met 'Natte heide' tot één gebied behoren. Om deze gebieden te bepalen is om elke gridcel met 'Natte heide' een 'buffer' van 250 m getrokken. Wanneer 'buffers' aaneensluiten of overlappen is de natuur, zoals aangegeven in de natuurdoelenkaart, daarbinnen tot één gebied gerekend. De buffer van 250 m is gebaseerd op de gemiddelde invloedzone van lokale milieuproblemen.

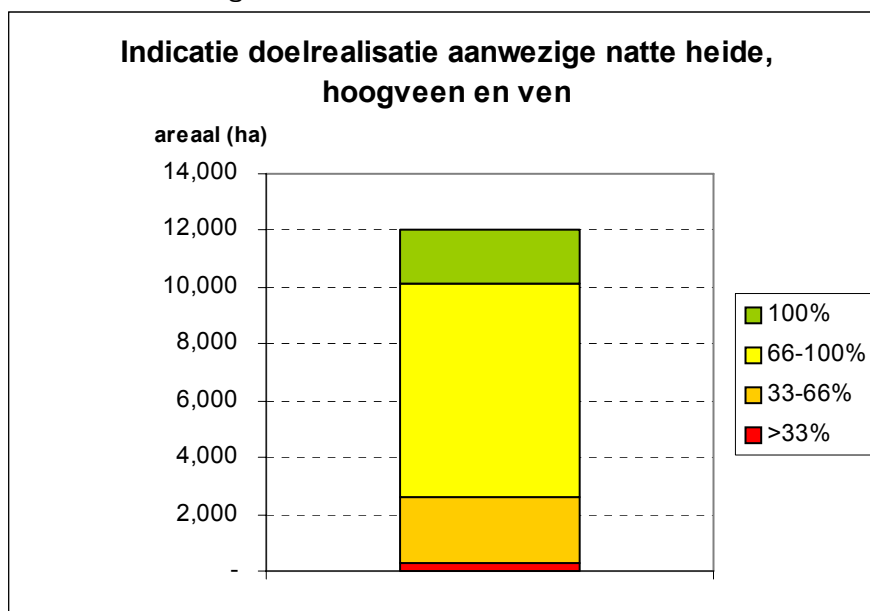
In het handboek ' Natuurdoeltypen' (Bal et al., 2001) is per natuurdoeltype aangegeven bij welke mate van voorkomen van doelsoorten lokaal het natuurdoeltype zou zijn gerealiseerd. Bij 'Natte heide' dient 30% van de doelsoorten aanwezig te zijn, bij 'Levend hoogveen' 25%, bij 'Gebufferd ven' 25% en bij 'Zuur ven' 30%. In alle typen gezamenlijk zijn 221 doelsoorten benoemd, waarvan er 157 behoren tot de broedvogels, dagvlinders en planten. Omdat alleen voortplantende soorten zijn beschouwd zijn uiteindelijk 130 soorten gebruikt voor het beoordelen van de lokale doelbereiking (zie tabel 2.1). Het is echter aannemelijk dat per gridcel van 25x25 m meestal maar één van de vier natuurdoeltypen aanwezig zal zijn. Hierdoor is het aantal te verwachten soorten dat aan een gridcel is gekoppeld maximaal 69 (circa 39 plantensoorten + 7 vlindersoorten en 23 vogelsoorten). Op basis hiervan is voorlopig uitgegaan van de volgende niveaus van lokale doelbereiking:

- Meer dan 21 soorten planten, vogels en vlinders ( $21/69 \cdot 100\% = 30\%$ ; 30% is percentage bij volledige doelbereiking) ;
- Tussen de 14 en 21 soorten (mate van doelbereiking tussen 66 en 100%);
- Tussen de 7 en 14 soorten (mate van doelbereiking tussen 33 en 66%);
- Minder dan 7 (mate van doelbereiking minder dan 33%).

Tabel 2.1 Doelsoorten 'Natte heide', hoogveen en ven. Tussen haakjes de aantallen voor 'Natte heide' en ven apart. Soorten van hoogveen overlappen vaak met soorten van 'Natte heide' en/of vennen. Alleen voortplantende soorten zijn beschouwd (bij vogels en vlinders).

Soortgroep	Totaal	Voortplantend
<b>Vogels</b>	<b>50 (31, 28)</b>	<b>23</b>
<b>Vlinders</b>	<b>8 (8,0)</b>	<b>7</b>
<b>Planten</b>	<b>99 (39, 36)</b>	<b>99</b>
<b>Subtotaal</b>	<b>157 (78, 64)</b>	<b>130</b>
Zoogdieren	5	1
Reptielen	3	3
Amfibieën	7	7
Vissen	1	1
Nachtvlinders	1	1
Sprinkhanen en krekels	5	5
Kokerjuffers	19	19
Libellen	19	19
Haften	3	3
Bloedzuigers	1	1
Subtotaal	64	60
Totaal	221	190

In figuur 2.2 is aangegeven in hoeverre met de huidige biodiversiteit de lokale doelstelling ten aanzien van doelsoorten voor 'Natte heide' wordt gerealiseerd. Zoals de figuur laat zien wordt op één zesde van het areaal de doelstelling met betrekking tot de gewenste biodiversiteit gerealiseerd. Op tweederde van het areaal is meer dan tweederde van het aantal gewenste doelsoorten aanwezig.



Figuur 2.2 De mate van lokale doelrealisatie op het nu aanwezige areaal 'Natte heide' op basis van het huidige voorkomen van doelsoorten planten, broedvogels en dagvlinders.

## 2.4 Knelpunten in milieu- en water

De voor de Nederlandse natuur meest desastreuze milieuproblemen zijn verzuring, vermesting en verdroging (Roos *et al.*, 2000). Als gevolg hiervan vinden er binnen vrijwel alle ecosystemen verschuivingen in soortenrijkdom plaats. Verzurende stoffen, zoals zwaveldioxide, stikstofoxiden en ammoniak, en vermestende stoffen, zoals stikstof en fosfaat, maken bodems zuurder en voedselrijker. Hierdoor verdwijnen soorten die zijn aangepast aan niet zure en voedselarme standplaatscondities.

De effecten van verzurende en vermestende stoffen zijn vaak moeilijk zijn te scheiden omdat een deel van de verzurende stoffen niet alleen leidt tot een stijging van de zuurgraad maar ook tot een stijging van de voedselrijkdom. Een ander groot milieuknelpunt is verdroging. Verdroging van ecosystemen is vooral het resultaat van grondwaterwinning, versnelde afvoer van regenwater en permanente verlaging van het grondwater voor de landbouw. Hierdoor zijn onder meer veel vochtige halfnatuurlijke graslanden verdwenen (zie het Milieu- en het Natuurcompendium, MNP, 2005d). Verdroging is een complex proces en kan bovendien leiden tot stijging van de zuurgraad en/of toename van de voedselrijkdom.

De Milieubalans 2005 (MNP, 2005c p. 57) stelt dat vooral door te hoge stikstofdepositie en door verdroging de, op de landelijke natuurdoelenkaart aangegeven, gewenste natuurdoelen knelpunten ondervinden. Uit de quick scan Optimalisatie EHS (MNP, 2005a) bleken deze knelpunten dominant voor het natuurdoel 'Natte heide'. De analyse van milieuknelpunten is op basis hiervan dan ook beperkt tot deze twee punten.

### ***Vermesting/verzuring***

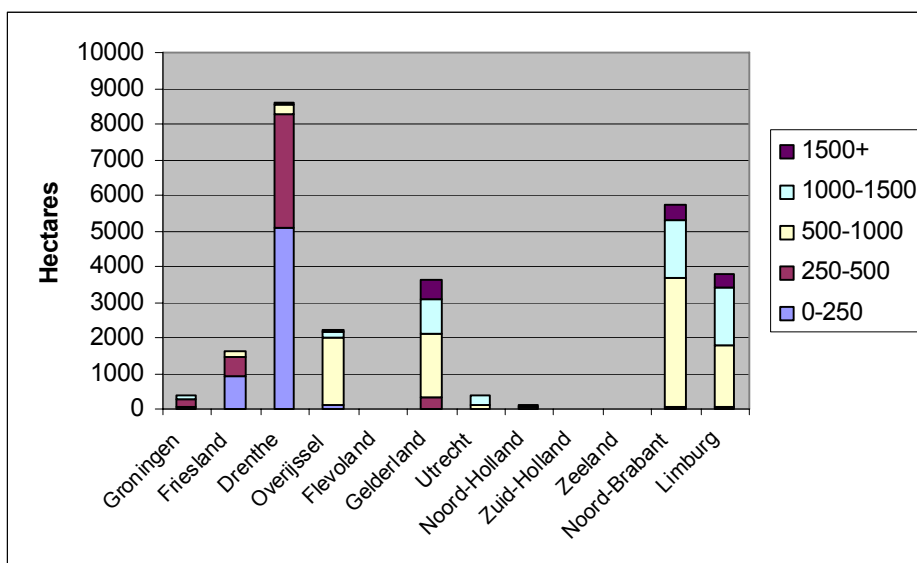
Knelpunten ten gevolge van stikstofdeposities zijn weergegeven door het vergelijken van de kritische depositieniveaus met huidige of toekomstige depositieniveaus. Het kritische depositieniveau is daarbij gedefinieerd als 'een kwantitatieve schatting van de blootstelling aan één of meer verontreinigende stoffen, waar beneden geen significante schadelijke effecten optreden aan gespecificeerde gevoelige elementen in het milieu, volgens de huidige stand van kennis' (Nilsson en Grennfelt, 1988). De gevoeligheid voor stikstofdepositie (c.q. het kritische niveau) varieert per natuurdoeltype o.a. als gevolg van abiotische condities (bufferend vermogen van bodem en grond/oppervlaktewater en natuurlijke beschikbaarheid van nutriënten). Op basis van experimenteel onderzoek is vastgesteld dat voor 'Natte heide' het kritische depositieniveau ligt tussen de 700 en 1800 mol N/hr/jr (Bobbink *et al.*, 2002). Voor vennen en hoogvenen ligt dat lager, namelijk tussen de 400 en 700 mol N/ha/jr.

Studies met heide-modellen laten zien dat in de Nederlandse situatie kritische depositieniveaus tussen 1200 en 1600 mol N/ha/jr voor 'Natte heide' met beheer gelden. Studies met AquAcid, laten zien dat de gemiddelde kritische depositie van vennen in Nederland ligt rond de 400 mol N/ha/jr (Van Hinsberg *et al.*, 2001a). Echter een aantal vennen hebben een hogere kritische depositieniveau (5% > 900 mol/ha/jr, enkele 1500 mol N/ha/jr). Dit hangt met name af van de omvang van het water en openheid van de oever.

Op basis van deze informatie is uitgegaan van kritische depositieniveaus van 1400 mol/ha/jr voor 'Natte heide', 400 mol N/ha/jr voor hoogveen en vennen. Deze kritische niveaus kunnen worden vergeleken met depositieniveaus. Wanneer de depositieniveaus de kritische niveaus overschrijden is er sprake van een risico voor de betreffende ecosystemen. In deze studie zijn depositieschattingen voor het jaar 2010 gebruikt, berekend met langjarige weergegevens en emissieschattingen voor 2010 uitgaande van ingezet generiek beleid (zie MNP, 2005a). Er is uitgegaan van het zichtjaar 2010 omdat al maatregelen en beleid zijn ingezet om tot depositiedaling te komen. De kosten die hiervoor zijn om moeten worden gemaakt zijn niet

betrokken in deze studie. Voor de situatie na 2010 zijn nog geen concrete beleidsdoelen en maatregelen geformuleerd.

Bij de emissieschattingen is gebruik gemaakt van informatie over de huidige locaties van stallen en agrarische graslanden om zo emissiebronnen nader te lokaliseren en depositieschattingen te verkrijgen op het schaalniveau van 250x250 meter (zie ook Van Hinsberg et al., 2004). Per gebied ('Natte heide'-cellen plus buffer van 250 meter daaromheen) is de hoeveelheid ammoniak- emissie uit stallen bepaald. Evenals de emissie uit mestopslag. Op basis van modelberekeningen met OPS (Operationeel atmosferisch transportmodel voor Prioritaire Stoffen) (Van Jaarsveld, 1995) is geschat in welke mate, rekeninghoudend met de oppervlakte van het natuurgebied, emissie uit zones rond de natuur de depositie op die natuur gemiddeld verhogen. De afgeleide rekenregel is gebruikt om lokale emissies om te zetten in schattingen van de omvang van lokale deposities. Deze lokale depositieschattingen zijn daarna gebruikt om effecten van lokale maatregelen te berekenen (zie hoofdstuk 3).



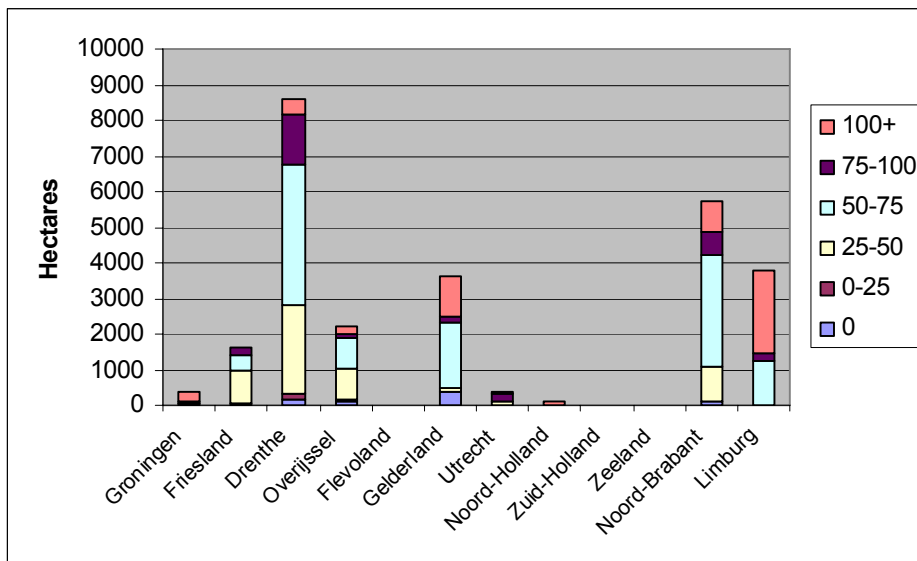
Figuur 2.3 Overschrijding van de kritische waarde in mol N per hectare per jaar

Zoals figuur 2.3 laat zien zijn de knelpunten met betrekking tot depositie van stikstof het grootst in Gelderland, Noord-Brabant en Limburg. In deze provincies is de overschrijding van de kritische waarde per hectare het hoogst. Ook komt duidelijk uit de figuur naar voren dat de overschrijding van de kritische depositiewaarde in Drenthe en Friesland het kleinst zijn.

### **Verdroging**

Een ander hardnekkig knelpunt voor vennen, hoogvenen en 'Natte heide' is de verdroging. Volgens de gangbare methode is een gebied verdroogd wanneer de grondwaterstand of kwaliteit niet passend is voor de natuur. Knelpunten in waterkwaliteit zijn in deze studie niet expliciet beschouwd. Knelpunten in de grondwaterstand zijn in beeld gebracht door de Gemiddelde VoorjaarsGrondwaterstand (GVG). Deze zijn afgeleid van de GrondwaterTrap-kaart, MNP, 2005 (Van Hinsberg et al., 2001b) te vergelijken met de vereiste grondwaterstand van de verschillende natuurdoeltypen. De vereiste gemiddelde voorjaarsgrondwaterstanden zijn gebaseerd op de tabellen van het WaterNood instrumentarium (STOWA, 2002). Een locatie met 'Natte heide' en 'hoogveen' is verdroogd genoemd wanneer de GVG dieper ligt dan de vereiste GVG, mits er geen sprake is van goed ontwikkelde heide.





Figuur 2.4 Gemiddelde verdroging per natuurgebied in centimeters

Figuur 2.4 laat zien dat verdroging in elke provincie een knelpunt vormt voor 'Natte heide'. In Limburg en Groningen is de verdroging per hectare 'Natte heide' verreweg het grootst.

## 2.5 Potentiële biodiversiteit

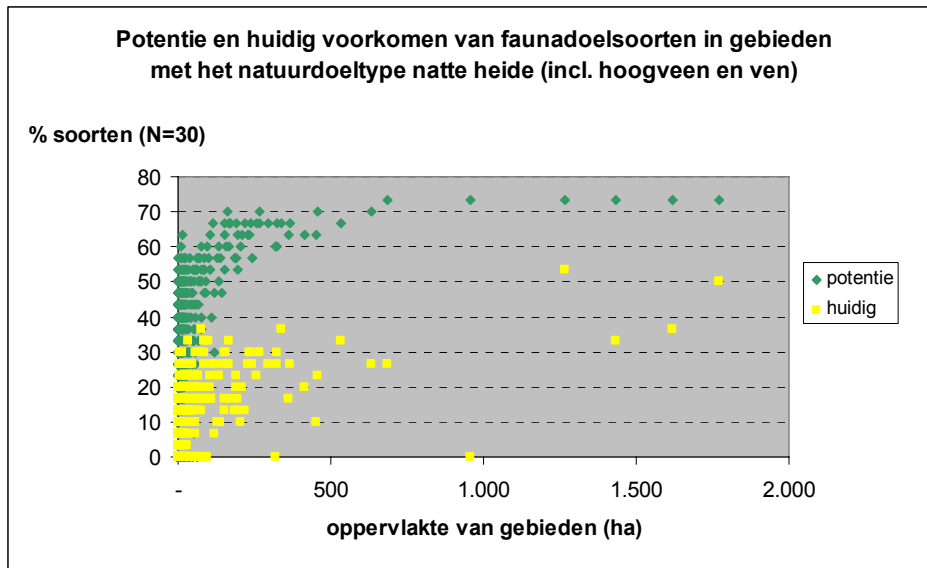
Naast knelpunten in milieu en water kunnen knelpunten in ruimtelijke condities bepalen of soorten wel of niet kunnen voorkomen. De kans op duurzame ruimtelijke condities van doelsoorten kan op landelijk niveau in beeld gebracht worden op basis van de omvang die nodig is voor het realiseren van een sleutelplek. Een sleutelplek is daarbij gedefinieerd als een plek die groot genoeg is om populaties van een soort te herbergen, die gegeven een geringe uitwisseling met populaties in de omgeving, duurzaam is (Verboom et al., 2001). Uit een oogpunt van risicospreiding is het raadzaam te streven naar een aantal sleutelplekken verspreid over de EHS (Foppen et al., 1998; Opdam, 2002). Voor gewervelde dieren (zoals vogels, zoogdieren, vissen) is landelijk gezien een kleiner aantal sleutelplekken vereist dan voor ongewervelde dieren (libellen, vlinders, macrofauna). De benodigde oppervlakte voor een sleutelplek verschilt per soort en per natuurdoel en is beschreven in het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001; Kalkhoven en Reijnen, 2001). Voor planten is nog geen informatie over de benodigde oppervlakte voor een sleutelplek beschikbaar.

In de quickscan 'Optimalisatie 'EHS' zijn met deze aanpak op landelijke schaal de ruimtelijke condities bepaald voor alle voortplantende faunadoelsoorten (MNP 2005a), waarbij een onderscheid is gemaakt in duurzame, mogelijke duurzame en niet-duurzame ruimtelijke condities. Daarbij is gebruikt gemaakt van het ruimtelijk patroon van de natuurdoelen. Voor deze studie is in de analyse gebruik gemaakt van de neergeschaalde natuurdoeltypenkaart zodat zoveel mogelijk het werkelijk ruimtelijk patroon van de afzonderlijke natuurtypen wordt benaderd (Reijnen et al., 2006).

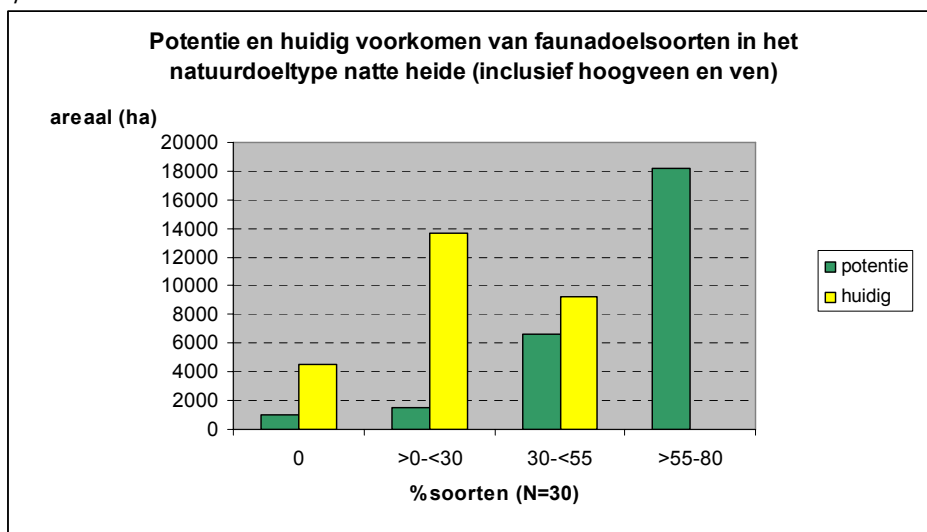
Voor de lokale doelbereiking wordt in het handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001) uitgegaan van de oppervlakte die nodig is voor het realiseren van één tiende van een sleutelplek. Met de resultaten van Reijnen et al. (2006) is voor de polygonen 'Natte heide' (inclusief hoogveen en ven) van de neergeschaalde natuurdoeltypenkaart bepaald hoeveel fauna doelsoorten van

broedvogels en dagvlinders één tiende sleutelplek kunnen realiseren. Vanwege de beperkte soortenset is het hieruit afleiden van de maximale lokale doelbereiking niet mogelijk.

Voor afzonderlijke gebieden van het natuurdoeltype 'Natte heide' (incl. hoogveen en ven) geldt dat het momenteel aanwezige percentage doelsoorten gemiddeld de helft bedraagt van het percentage bij optimale milieu- en beheercondities (fig. 2.5). Omdat gebieden groter dan 2.000 ha niet voorkomen heeft de maximale potentie betrekking op ca. 70% van het totale aantal soorten. Gebieden waar in potentie meer dan de helft van het aantal soorten kunnen voorkomen (max. ca. 70%) beslaan tweederde van het areaal 'Natte heide' (fig. 2.6). In de huidige situatie is de maximum score per gebied 53% en gebieden met een score van 30-53% beslaan slechts één derde van het totale areaal 'Natte heide' (fig. 2.6).



*Figuur 2.5 De potentiële aanwezigheid van doelsoorten van broedvogels en dagvlinders en het huidige voorkomen in gebieden met het natuurdoeltype 'Natte heide'. De potentie gaat uit van optimale milieu- en beheercondities.*



*Figuur 2.6 De potentiële aanwezigheid van doelsoorten van broedvogels en dagvlinders en het huidige voorkomen in het totale areaal van gebieden met het natuurdoeltype 'Natte heide'. De potentie gaat uit van optimale milieu- en beheercondities.*

## 3 Benodigde maatregelen en kosten

### 3.1 Inleiding

Hoofdstuk 3 schetst stap 2 (zie par. 1.3) van de methodiek voor het bepalen van de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid. Stap 2 is gericht op het bepalen van de benodigde maatregelen en de daarbijbehorende kosten. De benodigde maatregelen en kosten worden op hetzelfde gridcelniveau bepaald als de condities die in stap 1 in kaart zijn gebracht. Paragraaf 3.2 zal ingaan op een aantal algemene economische uitgangspunten. Vervolgens komen in paragraaf 3.3 de maatregelen verwerving, inrichting en omvormen aan de orde voor gebieden waar nu nog geen heide is. In paragraaf 3.4 worden de beheermaatregelen behandeld en tenslotte in paragraaf 3.5 de milieumaatregelen.

### 3.2 Algemene economische uitgangspunten

Bij de algemene uitgangspunten wordt voortgebouwd op de kosteneffectiviteitsstudies van 2003 en 2004 (Ligthart et al., 2004). Dit betekent dat wordt uitgegaan van netto kosten, dus kosten minus directe opbrengsten.

Investeringskosten worden via afschrijvingen en vermogenskosten aan de desbetreffende jaren toegerekend. Grond wordt niet afgeschreven, omdat grond niet slijt (Van Bommel, et al., 2004). Het CPB (Eijgenraam et al., 2000) rekent bij de OEI (Overzicht Effecten Infrastructuur) als jaarkosten over een investering 4% over het investeringsbedrag. Door 4% van de boekwaarde<sup>1</sup> als rentekosten in de berekening mee te nemen wordt aangesloten bij de algemeen geaccepteerde OEI-methodiek. Omdat op grond niet wordt afgeschreven blijft de boekwaarde gelijk aan het investeringsbedrag en wordt er 4% over de investering als vermogenskosten gerekend.

Natuurgebieden worden echter eens in de dertig jaar opnieuw ingericht. Om dit in de kosten mee te nemen, worden de inrichtingskosten in dertig jaar afgeschreven. Dit leidt tot hogere jaarkosten, omdat naast de vermogenskosten ook afschrijvingskosten worden meegenomen. Een rentepercentage van 4% en een afschrijvingstermijn van 30 jaar zorgen samen voor 5,4% van de investering als vermogenskosten.

Er wordt uitgegaan van constante prijzen<sup>2</sup>, met het prijsniveau van 2004, dit komt ook overeen met de voorgaande kosteneffectiviteitsstudies (Ligthart et al., 2004). Wanneer de kosten niet voor 2004 beschikbaar zijn, worden deze met het indexcijfer voor grond-, water en wegebouw (GWW) gecorrigeerd. De GWW wordt door het CBS gepresenteerd. Dit wijkt af van het besluit in Ligthart et al. (2004), waar gekozen was voor het Bruto Binnenlands Product (BPP). Voor de GWW is gekozen, omdat de prijsontwikkeling van het beheer en realisatie van natuur hierdoor beter genaderd worden, aangezien de activiteiten vergelijkbaar zijn. Er zijn ook andere indexcijfers mogelijk, zoals het indexcijfer voor grondverzet. Het indexcijfer voor grondverzet heeft betrekking op lonen en materieel voor grondverzet. Vooralsnog is besloten om het prijsindexcijfer van de GWW te gebruiken, in figuur 3.1 staan de GWW, BBP en grondverzet

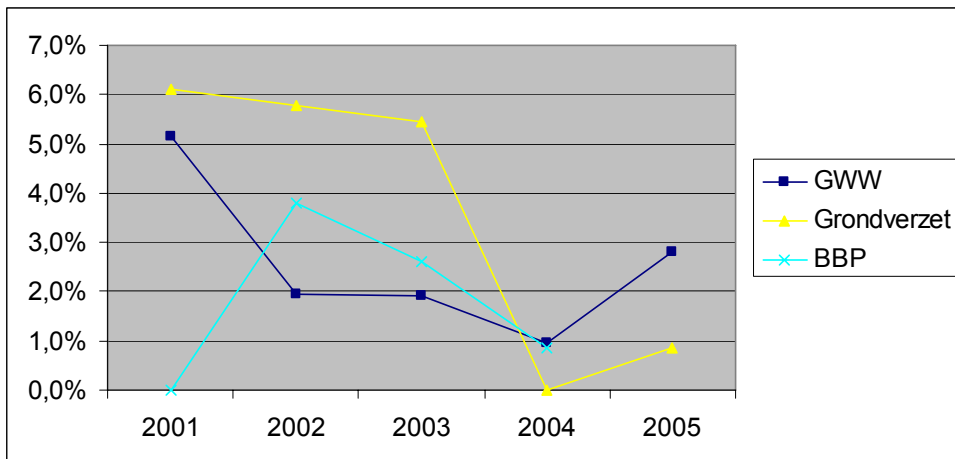
---

<sup>1</sup> Boekwaarde: Aanschafwaarde minus afschrijvingen

<sup>2</sup> De prijzen worden met een prijsindex voor prijsveranderingen gecorrigeerd, waardoor alle prijzen op het niveau van één specifiek jaar zijn

uitgezet tegen de tijd. Zoals de figuur laat zien zijn er belangrijke verschillen tussen de indexen en maakt het dus uit met welke index uiteindelijk gerekend wordt. De CPI (Consumenten Prijs Index) is niet opgenomen in de figuur. In Lighthart et al. (2004) was al geconcludeerd dat een producentenprijsindex meer geschikt is dan een consumenten-prijsindex omdat de prijsontwikkeling van de eerste meer aansluit bij de aard van de kosten voor natuur.

Door uit te gaan van constante prijzen wegen alle jaren even zwaar mee. Dit betekent dat er geen tijdsvoorkeur wordt meegenomen, hierdoor tellen kosten in 2008 even zwaar mee als kosten in 2015.



Figuur 3.1 Prijsindexcijfers (bron: CBS-statline)

### 3.3 Verwerven, inrichting en omvorming

#### **Verwerving**

Het merendeel van de gronden die voor natuur worden verworven, worden via de DLG aangekocht. De DLG (2005) heeft een overzicht van de grondprijzen per hectare per provincie ten behoeve van de Tweede Kamer opgesteld. Omdat de prijzen per provincie sterk variëren, worden in dit onderzoek deze verschillende prijzen per provincie aangehouden. Over de grondprijs worden de jaarlijkse vermogenskosten berekend, hiervoor wordt het rentepercentage van 4% gehanteerd. Voor de gehanteerde grondprijzen en grondkosten zie tabel 3.1.

Bij gebieden, die al natuur zijn maar nog niet de goede natuur, gelden alleen inrichtingskosten, omdat ze niet hoeven te worden verworven.

#### **Inrichting en omvorming**

Voorlopig is voor inrichting de maximale vergoeding voor inrichting vanuit de SN-regeling<sup>3</sup> van €7.000,- per hectare aangehouden. Dit bedrag geldt voor de inrichting van landbouwgrond om natuur te realiseren. Voor de omvorming van natuur naar een ander type natuur is € 3.500,- per hectare opgenomen. Aangenomen is dat er minder ingericht hoeft te worden omdat vooral het land niet of minder verschaald hoeft te worden. De inrichtingskosten worden in 30 jaar afgeschreven en daarom wordt, in overeenstemming met de algemene uitgangspunten, 5,4% als jaarkosten genomen.

<sup>3</sup> Maximale vergoeding inrichting SN in 2005: € 7119 per hectare

Tabel 3.1 Grondprijzen en vermogenskosten in euro per hectare per provincie (2004)

<b>Provincie</b>	<b>Grondprijs</b>	<b>Vermogenskosten</b>
Groningen	22000	880
Friesland	24200	968
Drenthe	19000	760
Overijssel	30000	1200
Gelderland	36400	1456
Flevoland	41000	1640
Utrecht	43400	1736
Noord-Holland	31800	1272
Zuid-Holland	40700	1628
Zeeland	31500	1260
Noord-Brabant	41200	1648
Limburg	34100	1364
Nederland	32400	1296

Bron: DLG, 2005

### 3.4 Beheer

De kosten voor beheer verschillen per natuurdoeltype binnen het natuurdoel 'Natte heide'. De onderscheiden natuurdoeltypen zijn:

- 1) Hz-3.4 Ven, hogere zandgronden
- 2) Hz-3.10 Vochtige heide en hoogveen, hogere zandgronden
- 3) Lv-3.6 Veenheide, laagveengebied/Zk-3.7 Veenheide, zeekleigebied.

Omdat de laatste categorie heel weinig voorkomt, is in de analyse alleen uitgegaan van type Hz-3.4 Ven en van Hz-3.10 Vochtige heide en hoogveen.

Afgezien van het specifieke natuurdoeltype zijn de kosten ook afhankelijk van de huidige condities waarin het betreffende natuurgebied zich bevindt. Deze condities zijn in de volgende klassen ingedeeld:

- 1) Aankoop, dit betekent dat het gebied nog geen natuur is en nog moet worden ingericht voordat beheer kan gaan plaatsvinden;
- 2) Omvorming, het gebied is wel natuur maar nog geen 'Natte heide' waardoor het gebied allereerst zal moeten worden ingericht voor het natuurdoel 'Natte heide';
- 3) 'Natte heide' met minder dan 33% van de doelsoorten;
- 4) 'Natte heide' met meer dan 33 en minder dan 66% van de doelsoorten;
- 5) 'Natte heide' met meer dan 66% van de doelsoorten.

Bij de berekening van de beheerkosten is uitgegaan van de kosten voor het vegetatiebeheer. Het beheer kan in principe op verschillende manieren worden uitgevoerd maar er is steeds uitgegaan van één standaard beheer dat qua intensiteit kan variëren. Dit standaardbeheer is ontleend aan de beschrijving van de natuurdoeltypen in het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001). Algemene kosten voor beheer verbonden met de directe uitvoering van de werkzaamheden zijn meegenomen in de bepaling van de kosten. Algemene kosten voor de bedrijfsvoering zoals planning, monitoring, het aanvragen van subsidies etc. kosten voor

randbeheer, recreatie, beheerswegen, watergangen en voor begeleiding van de werkzaamheden zijn niet meegenomen.

### **Algemene uitgangspunten kostenbepaling per natuurdoeltype**

#### *Hz-3.4 Ven, hogere zandgronden*

De kosten voor baggeren zijn gebaseerd op een gemiddelde prijs per hectare open water (interne informatie Unie van Bosgroepen en Staatsbosbeheer), in combinatie met een percentage dat jaarlijks wordt uitgevoerd.

De kosten voor oevers plaggen zijn berekend per ha oever, op basis van een gemiddelde prijs per ha voor kleinschalig plaggen, in combinatie met een percentage dat jaarlijks wordt uitgevoerd.

#### *Hz-3.10 Vochtige heide en hoogveen, hogere zandgronden*

De kosten voor plaggen zijn berekend per ha, op basis van een gemiddelde prijs per ha voor 50% kleinschalig plaggen en 50% grootschalig plaggen (interne informatie Unie van Bosgroepen en Staatsbosbeheer; Staatsbosbeheer, 2000), in combinatie met een percentage dat jaarlijks wordt uitgevoerd.

De kosten voor opslag verwijderen zijn gebaseerd op de prijs per ha voor het verwijderen van opslag met een lage bedekking (Staatsbosbeheer, 2000). De kosten per ha per jaar worden hieruit berekend in combinatie met de frequentie.

De kosten voor begrazen zijn berekend op basis van de kosten per grasdag per schaap, uitgaande van 50% rasterbegrazing en 50% gescheperde begrazing (Elbersen, 2003). Het aantal graasdagen per ha per jaar varieert.

### **'Natte heide' met meer dan 66% doelsoorten**

In deze situatie is het gewenste natuurdoeltype aanwezig en de doelsoorten ook. Er vindt regulier beheer plaats gericht op instandhouding van hetgeen er al is.

Bij Vennen is er van uitgegaan dat 25% van het areaal oppervlaktewater iedere 20 jaar moet worden gebaggerd, wat neer komt op 1,25 % van het areaal per jaar (De Jong et al., 2004). Voor het plaggen van de oevers is een zelfde percentage aangehouden (tabel 3.2). Bij Vochtige heide is er vanuit gegaan dat deze iedere 40 jaar wordt geplagd (Van Gelder, 1988), wat neer komt op 2,5 % per jaar gemiddeld (tabel 3.2). Daarnaast wordt eens in de 10 jaar opslag verwijderd. Er wordt een extensieve begrazing toegepast van 50 graasdagen per ha per jaar (ca. 1 schaap per 7 ha) (De Jong et al., 2004).

*Tabel 3.2 De kosten voor regulier beheer van 'Natte heide' per natuurdoeltype in euro per hectare per jaar.*

<b>Beheermaatregelen</b>		<b>€ /ha /jr</b>	
<b>Ven</b>			
Baggeren	% per jaar:	1,25%	375
Oevers plaggen (per ha oever)	% per jaar:	1,25%	141
<b>Vochtige heide en hoogveen</b>			
Plaggen	% per jaar:	2,5%	210
Opslag verwijderen, bedekking 0-5%	frequentie (1/jr):	0,1	6
Begrazen, schapen	graasdag/ha/jr:	50	30

### **'Natte heide' met 33 tot 66% doelsoorten**

In deze situatie is het betreffende natuurdoeltype aanwezig maar is het aantal doelsoorten nog te laag. Dit komt waarschijnlijk doordat de milieuomstandigheden (water/depositie) nog niet in orde waren. In deze situatie wordt naast het reguliere beheer een licht 'extra beheer' uitgevoerd.

De kosten voor het lichte 'extra beheer' zijn weergegeven in tabel 3.3. Deze kosten zijn half zo groot als de kosten voor het zware extra beheer dat wordt uitgevoerd in de situatie waarin nog nauwelijks doelsoorten aanwezig zijn.

In tabel 3.4 is de optelling van regulier en licht 'extra beheer' weergegeven. Dit zijn dus de totale kosten voor beheer zoals die gelden voor de situatie waarin 33 tot 66% van de doelsoorten aanwezig is.

*Tabel 3.3 De kosten voor licht 'extra beheer' van 'Natte heide' per natuurdoeltype in euro per hectare per jaar.*

<b>Beheermaatregelen</b>		<b>€ /ha /jr</b>	
<u>Ven</u>			
Baggeren	% per jaar:	1,88%	563
Oevers plaggen (per ha oever)	% per jaar:	1,88%	212
<u>Vochtige heide en hoogveen</u>			
Plaggen	% per jaar:	1,3%	105
Opslag verwijderen, bedekking 0-5%	frequentie (1/jr):	0,05	3
Begrazen, schapen	graasdag/ha/jr:	25	10

*Tabel 3.4 De kosten voor regulier beheer plus licht 'extra beheer' van 'Natte heide' per natuurdoeltype in euro per hectare per jaar.*

<b>Beheermaatregelen</b>		<b>€ /ha /jr</b>	
<u>Ven</u>			
Baggeren	% per jaar:	3,13%	938
Oevers plaggen (per ha oever)	% per jaar:	3,13%	354
<u>Vochtige heide en hoogveen</u>			
Plaggen	% per jaar:	3,8%	315
Opslag verwijderen, bedekking 0-5%	frequentie (1/jr):	0,15	9
Begrazen, schapen	graasdag/ha/jr:	75	41

### **'Natte heide' met minder dan 33 % doelsoorten**

In deze situatie is het betreffende natuurdoeltype aanwezig maar doelsoorten zijn nagenoeg niet aanwezig. Waarschijnlijk zijn de milieu-omstandigheden (verdroging/vermesting) ontoereikend voor het kunnen voorkomen van doelsoorten. In deze situatie wordt naast regulier beheer een (zwaar) 'extra beheer' uitgevoerd. Er is van uitgegaan dat het 'zware extra beheer' dat nodig is twee maal zo veel extra beheermaatregelen vergt dan 'licht extra beheer'. De kosten van zwaar extra beheer zijn dan ook per natuurdoeltype twee maal zo hoog dan de kosten voor licht extra beheer weergegeven in tabel 3.3. Tabel 3.5 geeft de optelling van regulier plus (zwaar) extra beheer.

In de berekeningen voor vennen is er vanuit gegaan dat het gehele areaal oppervlaktewater in 20 jaar moet worden gebaggerd, wat neer komt op 5 % van het areaal per jaar. Voor het plaggen van de oevers is ook van dit percentage uitgegaan.

Bij Vochtige heide is er vanuit gegaan dat de gehele oppervlakte eens in de 20 jaar wordt geplagd, wat neer komt op 5 % per jaar gemiddeld (bij regulier beheer wordt 1 keer in 40 jaar geplagd). Daarnaast wordt eens in de 5 jaar opslag verwijderd. Er wordt een extensieve begrazing toegepast van 100 graasdagen per ha per jaar (ca. 1 schaap per 3,5 ha), wat twee keer zo veel is als de situatie waarin extra beheer niet nodig is (tabel 3.2).

*Tabel 3.5 De kosten voor regulier beheer plus zwaar 'extra beheer' van 'Natte heide' per natuurdoeltype in euro per hectare per jaar.*

Beheermaatregelen		€ /ha /jr	
<u>Ven</u>			
Baggeren	% per jaar:	5,0%	1500
Oevers plaggen (per ha oever)	% per jaar:	5,0%	566
<u>Vochtige heide en hoogveen</u>			
Plaggen	% per jaar:	5,0%	420
Opslag verwijderen, bedekking 0-5%	frequentie (1/jr):	0,2	12
Begrazen, schapen	graasdag/ha/jr:	100	51

### ***Wel natuur maar geen 'Natte heide'***

Hierbij wordt ervan uitgegaan dat omvormings- en/of inrichtingsbeheer heeft plaatsgevonden. Het verder benodigde beheer betreft dan ook enkel regulier beheer zoals weergegeven in tabel 3.2. Hierbij dient opgemerkt te worden dat in de praktijk maatregelen als plaggen en baggeren de eerste jaren na inrichting (waarbij de bovengrond wordt afgegraven) niet plaats zullen vinden.

### ***Nog geen natuur***

Indien de grond nog niet als natuur in gebruik is, zullen inrichtingsmaatregelen benodigd zijn om 'Natte heide' daar mogelijk te maken. Nadat inrichtingsmaatregelen zijn uitgevoerd zal ook hier, net als in de situatie waar het natuurgebied moest worden omgevormd voor 'Natte heide', geen verder extra beheer noodzakelijk zijn en kan worden volstaan met regulier beheer (tabel 3.2).

## **3.5 Milieu**

Zoals aangegeven in paragraaf 2.4 zijn de belangrijkste milieuknelpunten voor het natuurdoel 'Natte heide' de stikstofdepositie en de verdroging. Daarom is er voor gekozen om in het navolgende louter te beperken tot de kosten van deze twee knelpunten voor milieucondities.

### ***Depositie***

Bij de bepaling van de omvang van het teveel aan stikstofdepositie is uitgegaan van het zichtjaar 2010 waarbij het ingezette generieke beleid op ammoniak is uitgevoerd (zie paragraaf 2.4). Ammoniak ontstaat uit stikstof in dierlijke mest. Het generieke ammoniakbeleid heeft tot doel de schade aan natuur te beperken. Hiervoor zijn de emissiedoelstellingen van 128 kiloton ammoniak per jaar, zoals afgesproken in Europees verband, voor 2010 opgesteld



(Pul *et al.*, 2004). Dit is de zogeheten NEC<sup>4</sup>-richtlijn. De belangrijkste maatregelen voor het halen van het NEC-doel zijn het onderwerken en injecteren van mest, afgedekte mestopslagen en het invoeren van emissiearme stallen in de pluimvee- en varkenssector (MNP, 2005c).

Naast het vastgestelde generieke beleid, dat tot 2010 wordt uitgevoerd, bestaan er extra generieke maatregelen om de ammoniakemissie verder te reduceren. Deze extra maatregelen betreffen onder andere de aanscherping van regels voor aanwending van dierlijke mest en beperking van het stikstofgehalte in het voer voor rundvee. Ook emissiearme stallen voor rundvee vormen een extra generieke maatregel, maar door de relatief hoge kosten er van zal enkel van deze maatregel gebruik gemaakt worden als de doelmatigheid van het verlagen van het stikstofgehalte in voer tegenvalt (Pul *et al.*, 2004; MNP, 2005c). In het Optiedocument energie en emissies 2010/2020 (Daniëls en Farla, 2006) worden de luchtwassers voor varkens- en pluimveestallen als maatregel met het meeste potentieel gezien. In het Optiedocument worden de laatste inzichten in de te behalen emissiereducties en de bijbehorende kosten gegeven.

Het vastgestelde generieke beleid en de extra generieke maatregelen zijn gericht op de vermindering van de totale ammoniakemissie. In aanvulling hierop kan het Rijk ook nog gebruik maken van gebiedsgerichte maatregelen. Deze maatregelen zijn bedoeld om de depositie van stallen die dichtbij natuurgebieden zijn gelegen terug te dringen. Pul *et al.* (2004, p. 23) definiëren gebiedsgericht ammoniakbeleid als volgt: “het lokaal opleggen van beleidsmaatregelen wordt vaak geëffectueerd door het verplaatsen of saneren van bedrijven in de directe omgeving van natuur of het aanbrengen van zones om natuur waarin restricties aan de emissies van bedrijven gesteld worden.” Kortom, de belangrijkste gebiedsgerichte maatregelen, zijn zonering in het kader van de Wet Ammoniak Veehouderij (WAV) en ruimtelijke scheiding van functies door bedrijfsverplaatsingen (de zogeheten reconstructie).

Zowel de kosten van de extra generieke maatregelen als die van de gebiedsgerichte maatregelen zullen in de analyse worden meegenomen. Deze maatregelen zijn erop gericht om het depositieniveau van ammoniak onder de kritische waarde (*critical load*) te brengen. Dus, daar waar het vastgestelde generieke beleid zich vooral richt op het halen van de NEC-richtlijn, daar dienen de extra generieke maatregelen en de gebiedsgerichte maatregelen een ander doel, namelijk het lokaal verminderen van de depositie van stikstof op kwetsbare natuur. Volgens de quick scan ‘Optimalisatie EHS’ (MNP, 2005a) draagt stikstof vanuit diffuse bronnen met meest bij aan de stikstofdepositie op natuur. Zo dragen emissies vanuit de landbouw voor circa 50% bij aan de hoogte van het depositieniveau. Doordat de bronnen per gebied verschillen, is een goede afstemming vereist tussen generieke maatregelen en gebiedsgericht beleid.

#### Jaarkosten generieke maatregelen

In tabel 3.6 staan de extra generieke maatregelen weergegeven. Tevens geeft de tabel per maatregel de verwachte hoeveelheid depositiereductie (in mol N/hectare/jaar) weer. Hierbij is uitgegaan van het totale areaal droge EHS. Bij het opstellen van de tabel is gebruik gemaakt van bestaande literatuur, met name van Van Pul *et al.* (2004) en Daniëls en Farla (2006). In de laatste kolom staan de kosten per gereduceerde mol N per hectare droge EHS per jaar.

---

<sup>4</sup> NEC-richtlijn: National Emission Ceilings richtlijn van de EU

Tabel 3.6 Extra generieke maatregelen ter bestrijding van stikstofdepositie en hun kosten

<b>Maatregel</b>	<b>Depositiereductie (mol N/ha/jaar)</b>	<b>Kosteneffectiviteit (€ per mol N/ ha/ jr)</b>
Aanscherpen emissiearme aanwending op grasland	30	0,50
Rantsoenaanpassingen melkvee (melkureum)	45	0,54
Luchtwassers	140	1,07
Eiwitarm varkensvoer	10	1,66
Emissiearm stallen rundvee	40	1,75
<i>Totaal aanvullend generiek</i>	<i>265</i>	<i>1,00</i>
<b><i>Verdergaande maatregelen</i></b>		
Evenwichtsbemesting, mestverwerking	70	3,95
Opkoop 10% van de dierrechten (krimp)	20	5,00
<i>Totaal verdergaande maatregelen</i>	<i>90</i>	<i>4,30</i>

Bron: Daniëls en Farla (2006), omrekeningen op basis van Van Pul et al. (2004)

In de meeste gebieden is de overschrijding van de *critical load* meer dan 265 mol per hectare per jaar, daarom wordt in de berekeningen alleen € 1,00 per gereduceerde mol meegenomen. De 265 mol N uit tabel 3.6 is echter slechts de eerste stap. Zoals figuur 2.3 laat zien, zijn er aanzienlijk verdergaande generieke maatregelen nodig om te voorkomen dat de *critical load* grens wordt overschreden. Deze verdergaande generieke maatregelen zullen naast de 90 mol N (tabel 3.6) voor een belangrijk deel buiten de landbouw liggen, omdat verdergaande emissievermindering van ammoniak binnen de landbouw vooral nog door bedrijfsbeëindiging behaald kan worden en het opkopen van emissierechten een kostbare maatregel is.

Buiten de landbouw kan de depositie van stikstof worden verminderd door het verlagen van de NO<sub>x</sub> uitstoot. In het Optiedocument energie en emissies 2010/2020 (Daniëls en Farla, 2006) zijn potentiële emissiereducties aangedragen. Dit kan ook worden gerealiseerd met generiek beleid en wordt dan ook meegenomen in de bepaling van mogelijk verlaging van de overschrijding van de 'critical load'.

Volgens Van Pul et al. (2004) liggen de kosten van ammoniakmaatregelen en NO<sub>x</sub> maatregelen voor de NEC-doelstellingen dicht bij elkaar, maar omdat relatief veel NO<sub>x</sub> naar het buitenland wordt getransporteerd, is het minder effectief. NO<sub>x</sub> maatregelen voor de NEC-doelstellingen komen qua kosteneffectiviteit in de buurt van verlaging melkureumgehalte en daarmee op 5 euro per mol/hectare/jaar. De maatregelen in het Optiedocument zijn als gevolg van nieuwe inzichten iets voordeliger en daarmee komen de kosten op €4.00-4.50 per mol N/ha/jr (tabel 3.7).

Tot een reductie van 2.000 mol N/hectare/jaar wordt generiek beleid ingezet, omdat dit kosteneffectiever is. Vervolgens worden, indien nodig, gebiedsgerichte maatregelen genomen. Generieke maatregelen hebben niet alleen effect op een specifieke cel 'Natte heide', maar op alle natuur in Nederland. Dit leidt tot twee problemen:

- Hoe moeten de kosten van generieke maatregelen worden toegerekend?
- Hoe om te gaan met verdergaande reductie?

Tabel 3.7 Generieke NO<sub>x</sub> maatregelen boven de NEC-doelen met bijbehorende reductie in miljoen kg N, de kosten in miljoen euro's per jaar en de kosteneffectiviteit per kg N reductie.

Maatregel Nox	Reductie (miljoen kg N)	Kosten (miljoen euro/jaar)	Kosten/ reductie (euro/kg N)	Kosteneffectiviteit (€ per mol N/ha/ jr)
Walstroom	10,6	0	-	-
BTW vliegtickets	1,7	0	-	-
Fase 2 binnenschepen	10,4	7	0,60	1,00-1.50
Emissiehandel electriciteit	6,7	5	0,80	1,50-2.00
Binnenvaart	16,5	15	0,90	1,50-2.00
SCR zeescheepvaart	16,1	19	1,20	2.50-3.00
Emissiehandel industrie	21,5	38	1,80	3.50-4.00
Emissiehandel raffinaderijen	3,9	7	1,80	3.50-4.00
Lage NOX branders > 100kW	3	7	2,40	5.00-5.50
Emissie huishoudelijke CV- ketels	4,6	30	6,60	13-14
SCR-technieken <sup>5</sup>	4,7	56	12,00	24-26
Gasturbine of brandstof-cel	1,2	17	14,20	28-30
Totaal	100,9	201	2,00	4,00 -4.50

Bron: Daniëls en Farla, 2006, bewerking LEI

Moeten de kosten voor ammoniakreductie worden verdeeld over alle natuur die in Nederland aanwezig is, of alleen over de natuur waarbij een overschrijding van de critical load is. In theorie moeten de kosten van de reductie alleen worden toegerekend aan het areaal natuur waarvoor het wordt gedaan, dus alleen het areaal waarbij een overschrijding van de critical load is. Als basis voor de berekeningen is daarbij uitgegaan van realisatie van de gehele EHS.

Gebieden hebben echter te maken met verschillende niveaus van overschrijding. De kosten voor de reductie van de eerste 100 mol per hectare zal over meer hectares kunnen worden verdeeld dan de volgende 100 mol per hectare, omdat er gebieden zijn waar de overschrijding niet boven de 100 mol per hectare uitkomt. Wanneer de kosten voor de emissiereductie gelijk blijven, dan zouden de kosten toch over steeds minder hectares moeten worden verdeeld, waardoor het verder reduceren van de emissie steeds minder kosteneffectief wordt.

Wanneer alleen naar de natuur in Nederland wordt gekeken zou voor generieke maatregelen een ontwikkeling als in tabel 3.8 te zien zijn. De meeste hectares natuur hebben te kampen met een overschrijding van 100-250 mol N/ha/jaar of 250-500 mol N/ha/jaar (zie figuur 2.3). Bij een reductie groter dan 1000 mol lopen de kosten per ha natuur sterk op. Boven de 2000 mol zijn er nauwelijks meer cellen, waardoor de kosten explosief stijgen.

Van de reductie van de eerste 250 mol per hectare profiteert meer natuur, dan van de volgende 250 mol reductie, omdat een deel van de natuur de overschrijding van de kritische waarde minder dan 250 mol bedraagt. Daarom is in tabel 3.8 een aflopend percentage hectares te zien. Er wordt hierbij vanuit gegaan dat een cel met een overschrijding tot 250 mol geen baat heeft bij een verdere afname van de depositie.

<sup>5</sup> SCR: Selectieve Catalytische Reductietechnieken bij zeescheepvaartmotoren

Tabel 3.8: verdeling van de hectares naar overschrijding Critical Load.

Overschrijding critical load (mol N/ha)	% van de natuur	Kosteneffectiviteit (euro/mol N/ha)
<250	62.5	1,00
250-500	58.3	4,55
500-1000	48.4	25,80
1000-2000	18.1	69,10
>2000	1.1	1.111,00

Eenzijds wordt bij toenemend niveau van generieke maatregelen de kosten per ha hoger omdat het voor steeds minder hectares van belang is. Anderzijds nemen de kosten ook toe omdat de steeds verdergaande maatregelen steeds duurder zullen worden. Echter dit tweede aspect is in de huidige berekeningen buiten beschouwing gelaten omdat nog niet bekend is hoe de kostencurve verloopt en de verdeling over steeds minder hectares het effect van de stijgende kosten reflecteert.

#### Jaarkosten lokale maatregelen

Van Pul *et al.* (2004) interpreteren de kosten van gebiedsgericht beleid als de kosten die gemaakt worden bij verplaatsingen van stallen. Verder veronderstellen zij dat het zoneringsbeleid in de Vogel- en Habitatrichtlijn van de EU en de Wet Ammoniak en Veehouderij de overheid en ondernemers geen geld kost, omdat de emissieplafonds in de zones reeds vastgesteld beleid (AMvB) is. De kosteneffectiviteit van bedrijfsverplaatsingen zijn gemiddeld € 20 per kilogram ammoniakreductie (Van Pul *et al.*, 2004). Het verplaatsen heeft alleen een lokaal effect, omdat de emissie naar een andere locatie in Nederland wordt verplaatst.

#### **Verdroging**

De kosten voor verdrogingsbestrijding zijn in twee onderdelen uit te splitsen, namelijk 1) investeringen in hydrologische maatregelen en 2) de vernattings schade ten gevolge van hogere grondwaterpeilen. Het huidige grondwaterpeil is veelal afgestemd op agrarisch grondgebruik. Wanneer het peil wordt verhoogd kan dit tot lagere landbouwopbrengsten leiden. In de autonome ontwikkeling wordt ervan uitgegaan dat de waterschappen de huidige grondwaterpeilen handhaven, waardoor zonder maatregelen de verdroging op hetzelfde niveau blijft.

In de periode 1995-2001 bestond de Regeling Gebiedsgerichte Bestrijding Verdroging (GeBeVe). Deze regeling subsidieerde hoofdzakelijk hydrologische maatregelen. De verdrogingsbestrijding is na de GeBeVe voortgezet in de SGB (Subsidieregeling Gebiedsgericht Beleid).

#### Hydrologische maatregelen

Bij GeBeVe-projecten (Prak, 1996) bleek dat in de 'zandprovincies' (Drenthe, Overijssel, Gelderland, Utrecht en Noord-Brabant) investeringen in hydrologische maatregelen gemiddeld € 350 per hectare verdroogde natuur bedraagt en bij de overige provincies € 1.500 per hectare verdroogde natuur. Dit zijn vooral investeringen voor veranderingen aan sloten. De hiervoor benodigde investeringen zijn veel hoger dan die voor het aanleggen van stuwen. Uit de derde voortgangsrapportage van de GEBEVE (DLG, 2001) komt naar voren dat de latere projecten 5 keer zo duur zijn dan projecten aan het begin van de GEBEVE. In het begin werden waarschijnlijk de eenvoudigere projecten ter hand genomen en de meer complexe projecten zijn daarna gevolgd. Aangezien de projecten die nu nog moeten worden uitgevoerd qua complexiteit meer relatie zullen hebben met de latere projecten, zijn de bedragen met een

factor vijf vermenigvuldigd. Daarmee komen de investeringen voor zandprovincies op € 1.750 per hectare verdroogde natuur en voor de overige provincies op € 7.500 per hectare verdroogde natuur (tabel 3.9). Omdat de analyse is beperkt tot 'Natte heide' op hogere zandgronden is alleen gerekend met het investeringsniveau voor de zandprovincies.

Het veranderen van sloten is geen waardevermeerderende activiteit, waardoor er ook niet op kan worden afgeschreven. Er worden alleen kapitaalkosten over berekend. Er wordt echter ook in bruggen, stuwen, etc. geïnvesteerd, waarover wel over moet worden afgeschreven. Wanneer wordt uitgegaan van een afschrijvingstermijn van 30 jaar, komen de jaarkosten op 5,4% van de investeringskosten.

*Tabel 3.9 Investering en jaarlijkse kosten van hydrologische maatregelen per ha verdroogde natuur.*

	<b>Investering</b>	<b>Kosten per jaar</b>
Zandprovincie	1.750	95
Overige provincies	7.500	405

#### Vernattingsschade

De verdrogingsbestrijding in het natuurgebied kan gerealiseerd worden met een verhoging van het grondwaterpeil. Deze peilverhoging leidt echter ook tot hogere grondwaterstanden in de bufferzones rond het natuurgebied. Dit betekent dat in de landbouwgebieden rond de natuur vernattingsschade optreedt. Voor de bepaling van de vernattingsschade als gevolg van peilverhoging is het van belang om te bepalen in hoeverre de landbouw in het buffergebied bestaat uit grasland of akkerbouwland. De kosten van peilverhoging bij akkerbouwland zijn veel hoger, omdat de saldo's per hectare veel hoger zijn en akkerbouwgewassen vaak slechter tegen vernatting kunnen. Om de effecten van peilverhoging op de kosten te berekenen is er een systeem van kosten per trap grondwaterstijging ontwikkeld (zie DLG, 1995). De schade kan worden bepaald door te kijken wat de verschuiving in GT is. Van iedere cel is bekend welke gemiddelde voorjaarsgrondwaterpeil (GVG) voor de natuur gewenst is.

Voor de berekening van de kosteneffectiviteit wordt in eerste instantie gewerkt met gemiddelde opbrengstdervingen per provincie. Zowel voor akkerbouwarealen als melkveearealen (grasland) is berekend tot hoeveel opbrengstderving de verschuiving van GT's leidt. Per provincie is bekend hoeveel akkerbouw en graslandareaal aanwezig is. Aangenomen is dat in de buffergebieden het aandeel grasland groter zal zijn dan het gemiddelde provinciale aandeel. Hiertoe is het provinciale areaal grasland met een factor 2 verhoogd terwijl het areaal akkerbouw hetzelfde bleef. Vervolgens is op basis hiervan het aandeel akkerbouw en grasland berekend (tabel 3.10). De gedachte hierachter is dat waarschijnlijk rond natuurgebieden naar verhouding meer grasland zal liggen, omdat grasland beter met hogere grondwaterstanden overweg kan en akkerbouwgewassen meer eisen stellen aan ontwateringscondities. Dit moet echter als een soort dummy worden gezien. Een mogelijke verbeterstap is om met GIS een inschatting te maken van het werkelijke grondgebruik rond natuurgebieden. De aanname dat in de buffergebieden het aandeel grasland groter is dan gemiddeld in de provincie, leidt tot de volgende verhoudingen voor de bepaling van de vernattingsschade in de verschillende provincies:

In tabel 3.11 staan de vernattingsschades per hectare. De vergoeding voor de vernattingsschade is altijd lager dan de vermogenskosten over grond, omdat het altijd goedkoper moet zijn dan het verwerven van de grond in de bufferzone. De peilverhoging voor landbouwgronden is in bijna alle gevallen maximaal 25 cm (Van Os et al., 1997). Daarom is in de berekening ervan uitgegaan dat de peilverhoging in de natuur leidt tot een peilverhoging van 25 cm onder de landbouwgrond.

Tabel 3.10 Berekeningsverhouding grasland-akkerbouwland (2004)

	<b>Hectare akkerbouw (* 1.000)</b>	<b>Hectare grasland (* 1.000)</b>	<b>Hectare grasland maal 2</b>	<b>Akkerbouw</b>	<b>Grasland</b>
Groningen	986	612	1.225	45%	55%
Friesland	385	1.882	3.764	9%	91%
Drenthe	852	644	1.288	40%	60%
Overijssel	642	1.446	2.891	18%	82%
Gelderland	666	114	227	75%	25%
Flevoland	749	1.631	3.262	19%	81%
Utrecht	81	592	1.184	6%	94%
Noord-Holland	403	716	1.432	22%	78%
Zuid-Holland	455	756	1.511	23%	77%
Zeeland	974	152	304	76%	24%
Noord-Brabant	1.374	987	1.975	41%	59%
Limburg	572	320	640	47%	53%

Bron: CBS-statline, bewerking LEI

Tabel 3.11 Vernattingschade in euro per hectare landbouwgrond bij 25 cm peilverhoging

	<b>25 cm peil- verhoging</b>
Groningen	448
Friesland	181
Drenthe	363
Overijssel	285
Gelderland	290
Flevoland	860
Utrecht	165
Noord-Holland	324
Zuid-Holland	336
Zeeland	877
Noord-Brabant	519
Limburg	581

Bron: HELP-tabellen (DLG, 1995), bewerking LEI

Per cel 'Natte heide' wordt bepaald hoeveel cellen landbouw er in een straal van 250 meter liggen. Dit bepaald hoeveel cellen er vernattingschade ondervinden en wat de kosten hiervan zijn. Omdat het waterpeil van een bepaalde landbouwcel voor meer natuurcellen (zowel 'Natte heide' als andere natuur) kan worden verhoogd, wordt de vernattingschade over de verschillende natuurcellen verdeeld.

De volgende verbetering die gemaakt moet worden, is het opnemen van de grondsoort in de kostenberekening: de opbrengstdaling hangt sterk af van de grondsoort. Wanneer de grondsoort is opgenomen, kunnen de opbrengstdervingen nauwkeuriger worden bepaald.

## 4 Resultaten prioritering 'Natte Heide'

### 4.1 Inleiding

Na stap 1 (in kaart brengen van de huidige en gewenste situatie met betrekking tot ruimte en milieucondities) en stap 2 (het bepalen van de benodigde maatregelen en bijbehorende kosten) komt nu stap 3 te weten de prioritering van gebieden. Stap 1 en stap 2 zijn uitgevoerd op gridcel-niveau. De bepaling van de biodiversiteit wijkt hiervan af, omdat deze op gebiedsniveau is bepaald. In stap 3 worden de gridcellen toegerekend aan gebieden om zo gebieden te kunnen prioriteren op basis van kosteneffectiviteit. Het toerekenen van gridcellen aan één gebied gebeurt op basis van de mate van aaneengeslotenheid van de gridcellen. Indien de gridcellen op een afstand kleiner dan 500 m van elkaar lagen, zijn de gridcellen tot één en hetzelfde gebied gerekend.

Afhankelijk van de specifieke doelstelling van de kosteneffectiviteitanalyse worden verschillende resultaten voor wat betreft prioritaire gebieden verkregen. Par. 4.2 schetst de relatie tussen de kosten voor de overheid per hectare en de verschillende gebieden. Tevens zal aangegeven worden welke factoren vooral een rol spelen in de hoogte van de kosten per ha. Daarnaast wordt in aanvulling op de kostenanalyse ook ingegaan op de relatie tussen de uitgaven voor de overheid (alleen LNV) en de verschillende gebieden. Dit type analyse is van belang als het gaat om het zoeken naar oplossingen die passen binnen het budget voor natuurbeleid. Vervolgens zal par. 4.3 ingaan op de relatie tussen kosten en biodiversiteit en de verschillende gebieden. Ook hier zal ingegaan worden op die factoren die van invloed zijn op de kosten per eenheid biodiversiteit. Ten slotte presenteert par. 4.4 een aantal conclusies.

### 4.2 Kosteneffectiviteit op basis van areaal

#### *Algemeen*

Tabel 4.1 geeft een overzicht van de nog aan te kopen, en om te vormen hectares; de milieucondities, de aanwezige en potentiële biodiversiteit evenals de kosten en uitgaven voor 'Natte heide'. Hierbij is de 'Natte heide' in Nederland ingedeeld naar kosteneffectiviteit op basis van totale kosten per ha. In de eerste kolom zijn de 25% meest kosteneffectieve hectares weergegeven, gevolgd door de volgende 25% tot aan de 25% minst kosteneffectieve hectares. De tabel laat zien dat naarmate de kosteneffectiviteit daalt de gemiddelde omvang van het natuurgebied steeds kleiner wordt terwijl de milieucondities steeds slechter worden. De tabel laat tevens zien dat het percentage om te vormen en nog aan te kopen hectares groter is naarmate de kosten per hectare hoger zijn. Zo moet in de minst kosteneffectieve klasse nog ruim een kwart worden verworven. Dit leidt tot een verschil in aankoopkosten tussen de categorie meest kosteneffectieve en minst kosteneffectieve gebieden van ruim 300 euro per hectare per jaar. De overschrijding van de kritische waarde voor depositie vertoont een vergelijkbaar beeld. Bijna alle 'Natte heide' in Nederland heeft last van een te hoge ammoniak depositie, maar de mate waarin verschilt sterk.

Alle kosten zijn bij de minst kosteneffectieve hectares hoger, maar een aantal kosten springen eruit. De kosten voor depositievermindering en vernattingschade zijn bij de minst effectieve hectares veel hoger dan bij de andere drie klassen. Dit heeft tot gevolg dat de totale kosten van deze hectares bijna 75 maal zo hoog zijn als die van de meest kosteneffectieve hectares.

Tabel 4.1. Overzicht van beheer en milieucodities evenals benodigde kosten en uitgaven voor 'Natte heide' (zonder hoogveen) voor vier kosteneffectiviteitsklassen in afnemende volgorde van kosteneffectiviteit, en voor het gemiddelde.

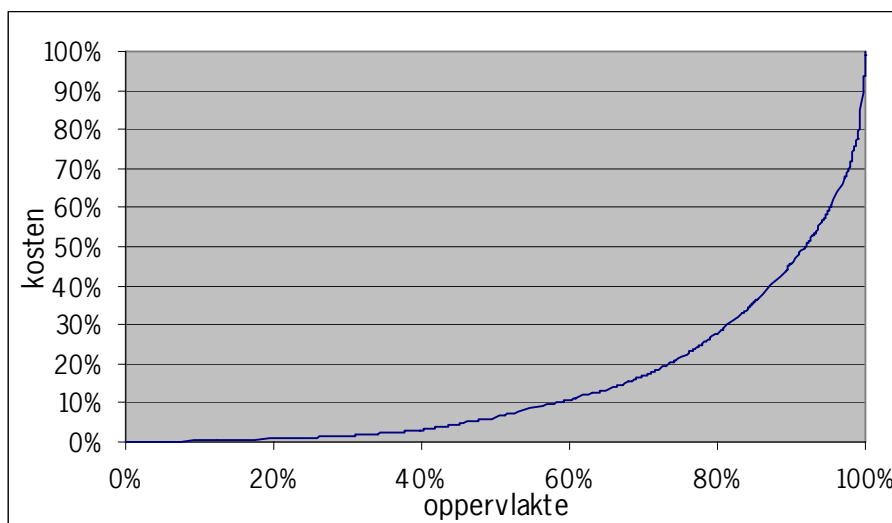
	<b>0-25%</b>	<b>25-50%</b>	<b>50-75%</b>	<b>75-100%</b>	<b>gemiddeld</b>
Gemiddelde omvang (ha)	65,4	25,3	28,8	13,2	24,0
<u>Waarvan:</u>					
Nog aan te kopen (ha)	2,9	4,9	5,3	3,0	3,9
% van totaal hectare	4%	19%	18%	23%	16%
Nog om te vormen (ha)	18,1	9,3	10,4	6,7	9,1
% van totaal hectare	28%	37%	36%	51%	38%
Hectare_verdroogd	24,9	16,1	16,6	8,6	13,5
% van totaal hectare	38%	64%	58%	65%	56%
Gem. verdroging (cm)	50,8	80,9	71,6	87,3	72,7
Hectare_vermest	64,7	25,1	28,6	13,1	23,9
% van totaal hectare	99%	99%	99%	99%	99%
Overschrijding kritische waarde depositie 'Natte heide' (mol N/ha/jaar)	200	458	792	1.290	691
Huidige biodiv. in reeds bestaande heide (% lokaal doelbereik)	95	81	71	48	76
<u>Kosten in euro/ha</u>					
Aankoop	36	192	275	337	211
Inrichten	13	54	52	63	45
Omvormen	39	51	50	71	53
Regulier beheer	247	249	255	274	256
Extra beheer	78	102	108	201	123
Vernattingschade	133	647	581	1.005	593
Hydrol. maatregelen	62	89	100	140	98
Depositiereductie lokaal	-	0	2	648	166
Depositiereductie generiek	<u>480</u>	<u>3.582</u>	<u>12.933</u>	<u>72.107</u>	<u>22.715</u>
Totale kosten	1.087	4.966	14.356	74.846	24.261
<u>Uitgaven LNV euro per ha</u>					
Aankopen en inrichten	1.218	6.153	8.158	9.998	6.413
Omvormen	971	1.281	1.258	1.778	1.325
Regulier beheer	3.205	3.234	3.317	3.561	3.331
Extra beheer	<u>1.653</u>	<u>2.129</u>	<u>2.286</u>	<u>4.211</u>	<u>2.583</u>
<b><i>Totale uitgaven</i></b>	<b><i>7.047</i></b>	<b><i>12.797</i></b>	<b><i>15.019</i></b>	<b><i>19.549</i></b>	<b><i>13.652</i></b>

Omdat de grootste kostenposten bij de milieucodities liggen stijgen de uitgaven EHS minder sterk dan de kosten. In deze uitgaven zijn namelijk alleen de uitgaven van LNV voor de EHS meegenomen. Het gaat dan om uitgaven voor verwerving, inrichting, omvorming en beheer. De uitgaven voor milieumaatregelen zijn hier niet bij inbegrepen. Vooral de uitgaven voor

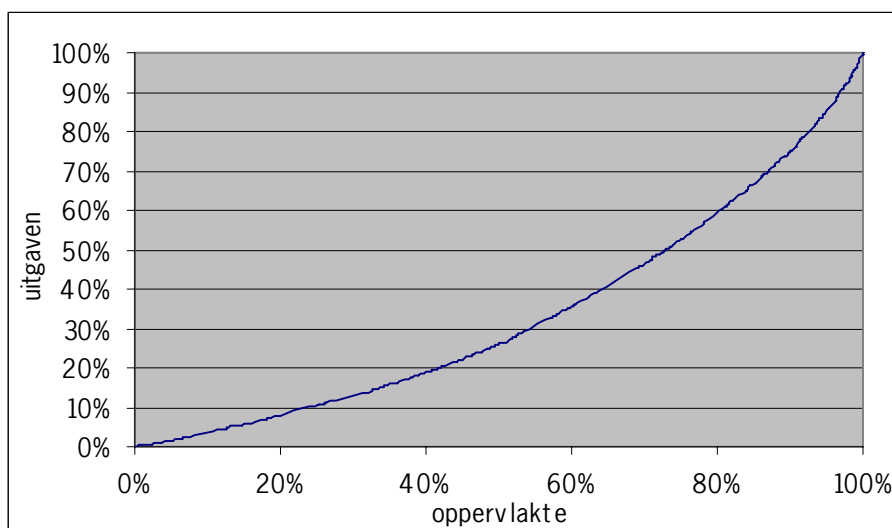


verwerving zorgen voor de stijging van de uitgaven. De minst kosteneffectieve hectares vergen ruim drie maal zo hoge uitgaven dan de meest kosteneffectieve hectares. Dit hangt samen met het eerder genoemde feit dat er nog relatief veel moet worden aangekocht in de minder kosteneffectieve gebieden.

In figuur 4.1 zijn de cumulatieve kosten uitgezet tegen het cumulatieve areaal 'Natte heide'. De figuur laat duidelijk zien dat de kosten meer dan evenredig toenemen bij toenemend areaal. Zo wordt de eerste 20% van het areaal gerealiseerd tegen 1% van de kosten, terwijl realisatie van de laatste 20% van het areaal bijna driekwart (72%) van de kosten behoeft. Figuur 4.2 met de cumulatieve uitgaven uitgezet tegen het cumulatieve areaal laat een zelfde beeld zien. Alleen lopen de uitgaven minder sterk op dan de kosten doordat in de uitgaven geen uitgaven voor de milieumaatregelen zijn meegenomen, terwijl de kosten voor het milieu met name zwaar meetellen in de duurste hectares.



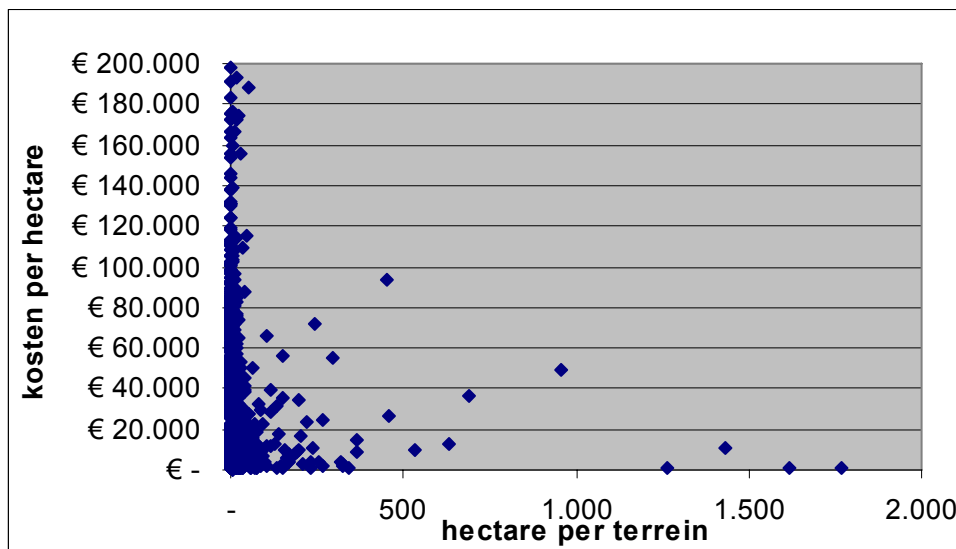
*Figuur 4.1 De cumulatieve kosten (%) uitgezet tegen het cumulatieve areaal (%) 'Natte heide'.*



*Figuur 4.2 De cumulatieve uitgaven (%) uitgezet tegen het cumulatieve areaal (%) 'Natte heide'.*

### ***Omvang van natuurgebieden***

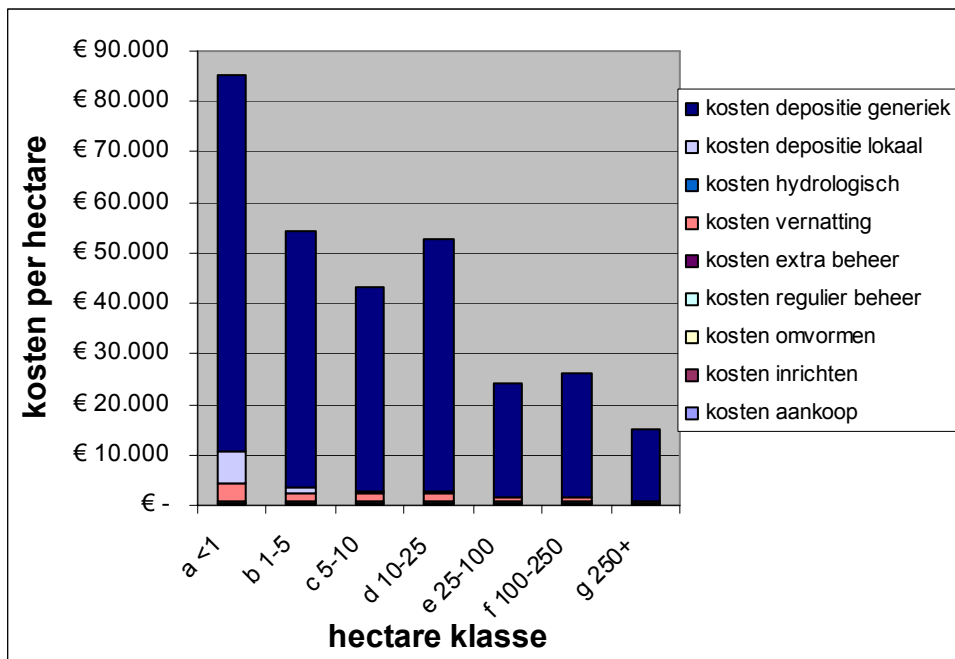
De omvang van een natuurgebied blijkt een belangrijke factor te zijn voor de uiteindelijke kosteneffectiviteit. In figuur 4.3 is de omvang van de natuurterreinen afgezet tegen de kosten per hectare, hieruit blijkt dat grote terreinen bijna altijd lage kosten hebben. Voor de kleine percelen echter loopt de kosteneffectiviteit sterk uiteen. Er zijn kleine percelen 'Natte heide' die kosteneffectief zijn, omdat ze bijvoorbeeld onderdeel uitmaken van een groter natuurterrein. Maar er zijn ook perceeltjes 'Natte heide' die alleen tegen hoge kosten kunnen worden gerealiseerd. Dit heeft meestal te maken met de slechte milieucondities, waarbij kleine perceeltjes meer invloed van de omgeving ondervinden dan grote percelen.



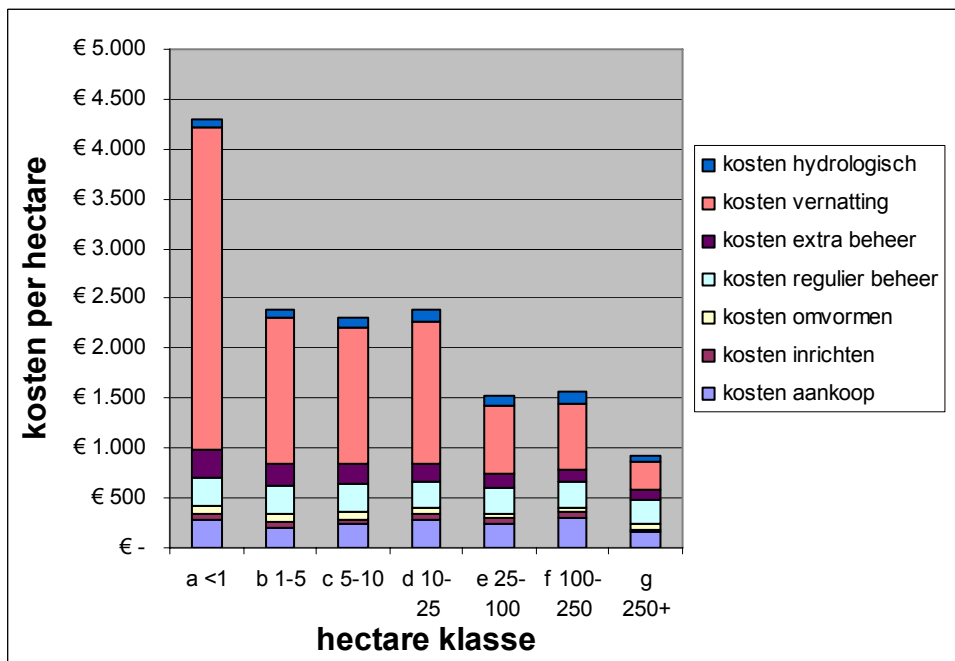
*Figuur 4.3 Totale kosten per hectare afgezet tegen de omvang van het terrein*

Uit figuur 4.4 komt duidelijk naar voren dat de relatief hoge kosten voor de gebieden kleiner dan één hectare het gevolg zijn van slechte milieucondities. Vooral de ammoniakdepositie vanuit lokale bronnen speelt hier een belangrijke rol. Maar zoals figuur 4.5 aangeeft, zijn ook de vernattingskosten twee maal zo hoog als die bij de percelen van 1 tot 5 hectare. Bij gebieden kleiner dan één hectare moet gemiddeld jaarlijks ruim 80.000 euro per hectare aan kosten worden gemaakt om verdroging en vermessing tegen te gaan. Dit is een factor drie hoger dan de kosten voor verdroging en vermessing in gebieden die groter dan 25 hectare zijn (figuur 4.4).

Het is opvallend dat er nauwelijks verschil zit in de kosten per hectare tussen de onderscheiden grootte-klassen van de gebieden van 1 tot 25 hectare. Zowel figuur 4.4. als figuur 4.5 geeft aan dat deze gebieden allen in min of meer dezelfde mate last hebben van respectievelijk vermessing en verdroging. Voor gebieden die groter zijn dan 25 hectare dalen de kosten voor verdroging en vermessing sterk. Ook hier is het weer opvallend dat er weinig verschil zit in de terreinen tussen 25 en 100 hectare aan de ene kant en 100 tot 250 hectare aan de andere kant.



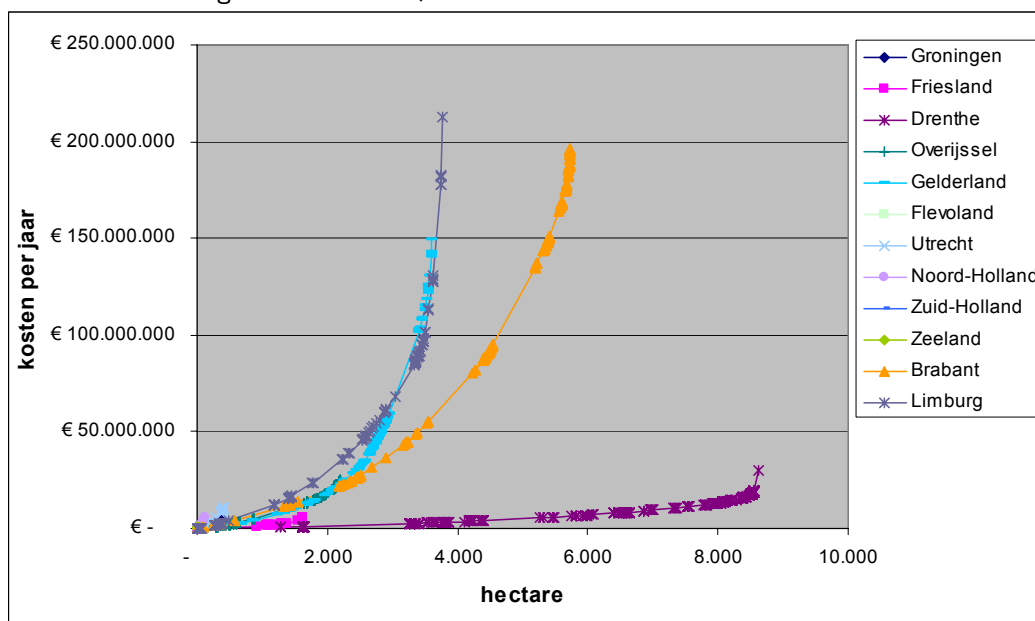
Figuur 4.4 Kostenopbouw uitgesplitst naar de diverse maatregelen voor gebieden van oplopende grootteklasse.



Figuur 4.5 Kostenopbouw uitgesplitst naar de diverse maatregelen uitgezonderd die voor depositievermindering voor gebieden van oplopende grootteklasse.

### Geografische spreiding kosteneffectiviteit

De kosten voor 'Natte heide' variëren sterk per provincie. In figuur 4.6 zijn de kosteneffectiviteitscurves voor de afzonderlijke provincies weergegeven. Hieruit blijkt dat de provincies Drenthe en Friesland het meest kosteneffectief zijn. Voor de eerste 2000 hectare is Gelderland kosteneffectiever dan Noord-Brabant, maar in Gelderland stijgen daarna de kosten per hectare sterk (de curve krult omhoog). De 'Natte heide' in Noord-Brabant is ongeveer tien maal zo duur als in Drenthe. In Limburg zijn de kosten nog weer hoger dan in Brabant (de curve is steiler en ligt meer naar links).

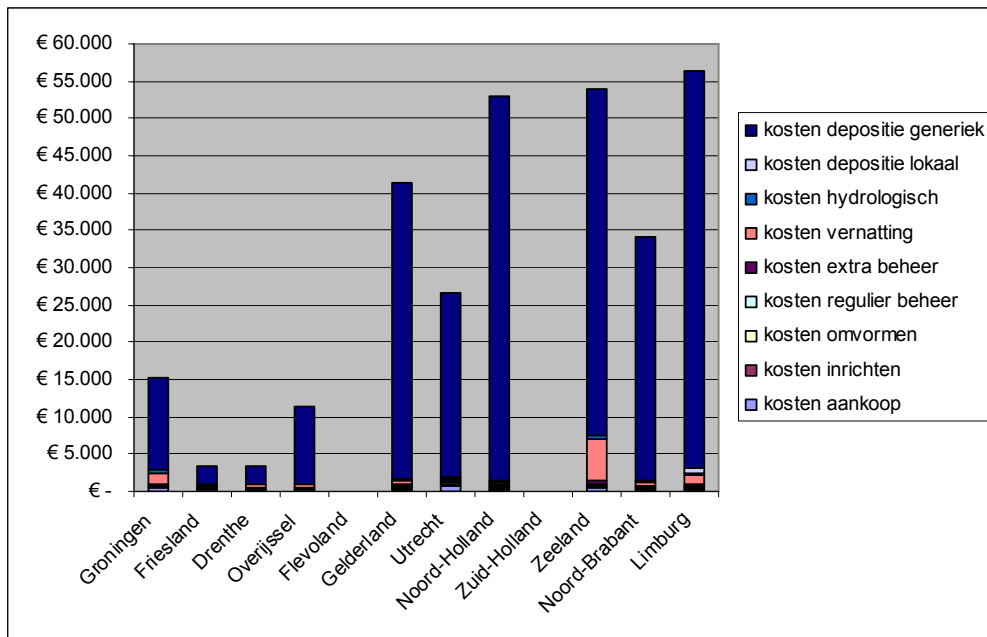


Figuur 4.6 Kosteneffectiviteitscurves van de cumulatieve kosten per jaar afgezet tegen het cumulatieve areaal 'Natte heide' per provincie.

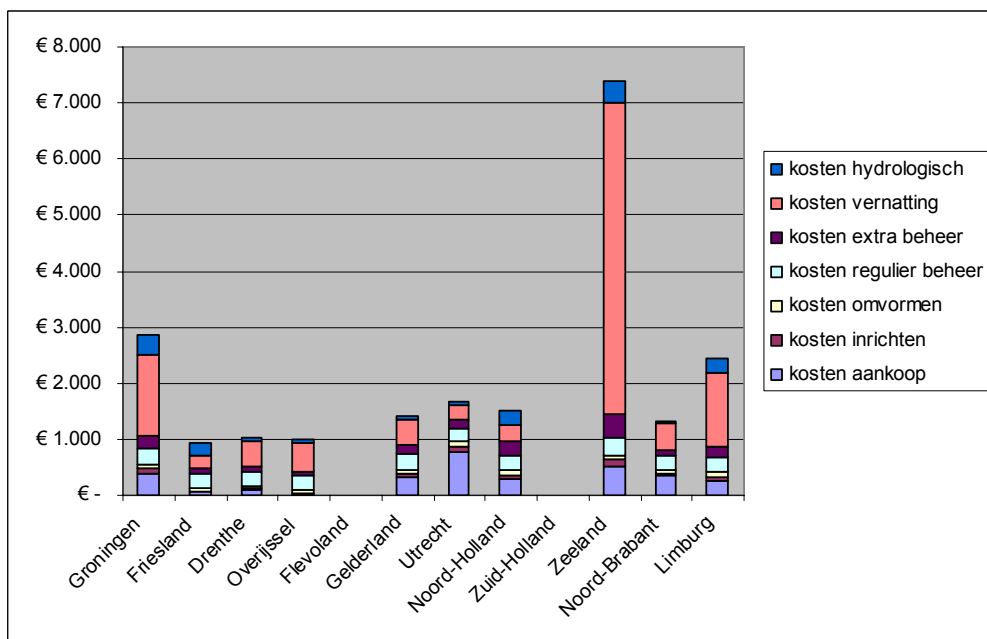
In figuur 4.7 zijn per provincie de kostenposten apart uitgesplitst voor een hectare 'Natte heide'. Omdat de kosten voor de reductie van stikstof relatief erg groot zijn ten opzichte van de andere kostenposten zijn deze in figuur 4.8 nog eens afzonderlijk weergegeven. Deze figuur laat zien dat in Friesland, Drenthe en Overijssel de gebieden voor 'Natte heide' grotendeels zijn gerealiseerd, waardoor nauwelijks meer kosten voor aankoop en inrichting hoeven te worden gemaakt. Ook de milieucondities zijn in deze provincies behoorlijk op orde, zoals blijkt uit figuur 4.7 voor vermessing en figuur 4.8 voor verdroging.

Bij Zeeland, Groningen en Limburg vallen de hoge kosten voor vernatting op. Voor Zeeland en Groningen komt dit mede door de kleibodem. In Limburg is de depositie van ammoniak een grote kostenpost, maar ook in Gelderland en Noord-Brabant zijn de kosten hiervoor hoog. In Zeeland gaat het in totaal om 30 hectare, verdeeld over 4 gebieden. Dit heeft tot gevolg dat er relatief veel negatieve invloed van buitenaf is.

In de figuren 4.7 en 4.8 is geen kostenopbouw per hectare 'Natte heide' voor de provincies Zuid-Holland en Flevoland opgenomen. In deze provincies is geen sprake van 'Natte heide' gelegen op hogere zandgronden.



Figuur 4.7 Opbouw gemiddelde kosten per hectare 'Natte heide' per provincie.

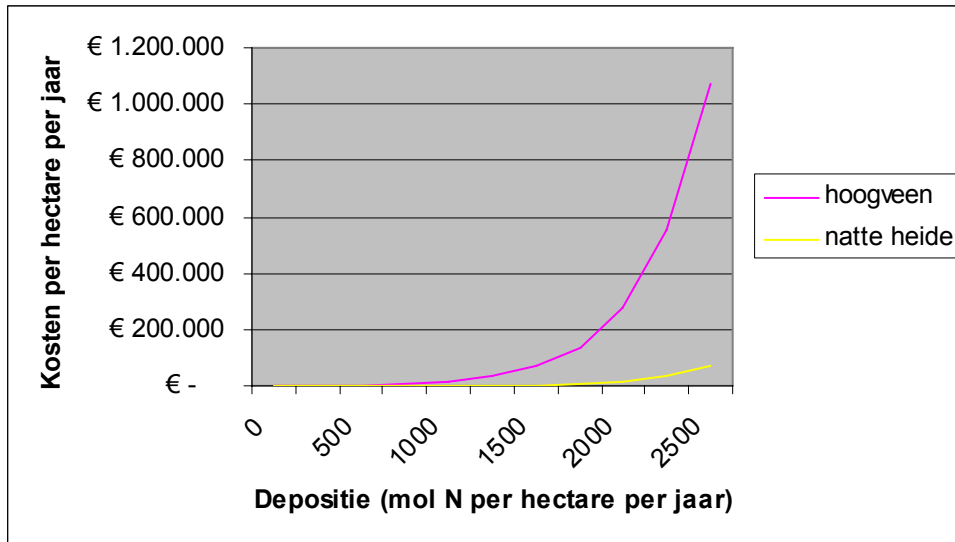


Figuur 4.8 Opbouw gemiddelde kosten uitgezonderd die voor depositiereductie per hectare 'Natte heide' per provincie.

### Hoogveen

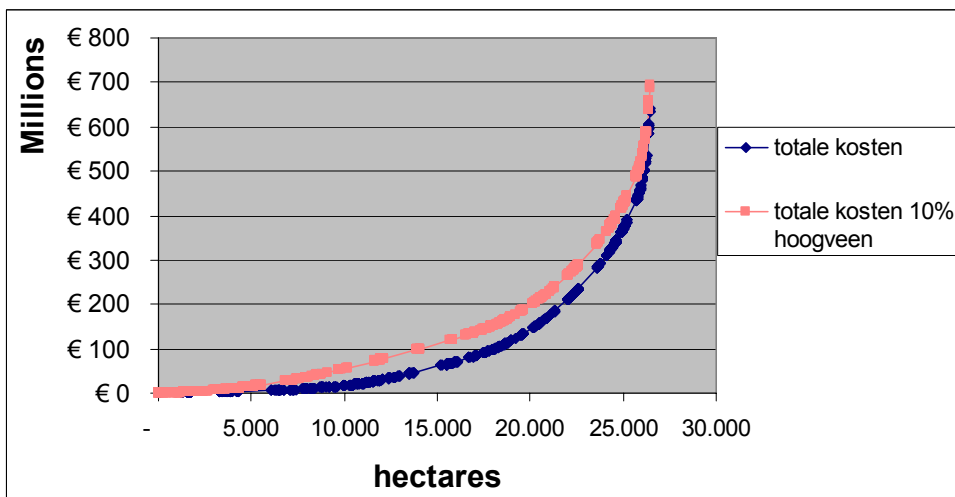
Zoals aangegeven in paragraaf 2.2 bestaat het natuurdoel 'Natte heide' uit het natuurdoeltype 'Natte heide' en het natuurdoeltype 'Hoogveen'. Voor de kostenberekening maakt het een verschil of het om 'Natte heide' gaat of dat het er 'Hoogveen' gerealiseerd moet worden. 'Hoogveen' is veel gevoeliger voor depositie, waardoor de kritische waarde eerder en meer wordt overschreden.

Figuur 4.9 laat zien dat het van belang is dat 'Hoogveen' vooral in gebieden wordt gerealiseerd die een relatief lage ammoniak depositie hebben. De kosten van de benodigde depositievermindering stijgen naarmate de overschrijding groter wordt. Ook het verschil in kosten tussen 'Hoogveen' en 'Natte heide' neemt toe naarmate de depositie toeneemt.



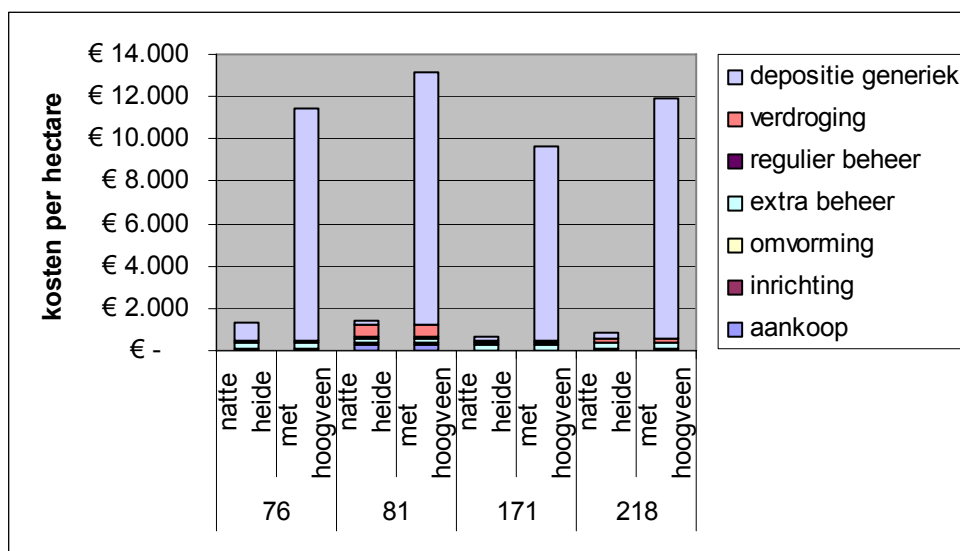
Figuur 4.9 De kosten voor depositievermindering uitgezet tegen de omvang van de depositie in mol N per ha per jaar voor 'Hoogveen' en 'Natte heide'.

Uit kosteneffectiviteitsoogpunt is het dan ook gewenst om 'Hoogveen' op plaatsen met een lage ammoniakdepositie te alloceren. Omdat 'Hoogveen' een veel lagere kritische waarde voor ammoniak heeft is de ammoniakdepositie als selectiecriterium gebruikt voor het alloceren van 'Hoogveen'. In de berekeningen is verondersteld dat het enige verschil in kosten tussen 'Hoogveen' en 'Natte heide' de kosten voor het terugdringen van depositie is. Figuur 4.10 laat zien dat indien het 'Hoogveen' op deze wijze is gealloceerd de totale kostencurve voor 'Natte heide' met 10% 'Hoogveen' slechts iets boven de kostencurve met alleen 'Natte heide' ligt.



Figuur 4.10 De cumulatieve kosten per jaar bij toenemend aantal hectares voor 'Natte heide' en voor 'Natte heide' met 10% 'Hoogveen'.

In figuur 4.11 staan de belangrijkste gebieden voor 'Hoogveen'. Drie van de vier gebieden (81, 171 en 218) liggen in Drenthe terwijl het vierde gebied (76) op de grens van Drenthe en Friesland ligt. Voor de vier gebieden geldt dat het aandeel 'Hoogveen' rond de 50% ligt. Voor deze gebieden worden de kosten ruim verdubbeld indien uitgegaan wordt van 'Natte heide' met 50% 'Hoogveen'. In tabel 4.2 staan de kenmerken van de vier gebieden. De overschrijding van de maximale depositie voor Hoogveen ligt voor de gebieden op ruim 1.000 mol N/ha. Afgezet tegen de gemiddelde overschrijding voor Hoogveen die voorkomt in de gebieden met 'Natte heide' is dit relatief laag (zie tabel 2.3 waarbij voor hoogveen de overschrijding per hectare 1.000 mol hoger ligt dan die van 'Natte heide' aangezien de kritische depositiewaarde 1.000 mol lager ligt (par. 2.3)). Het gaat dus om relatief kosteneffectieve gebieden waarvoor de kosten op ongeveer 12.000 euro per ha per jaar (zie fig. 4.7) komen.



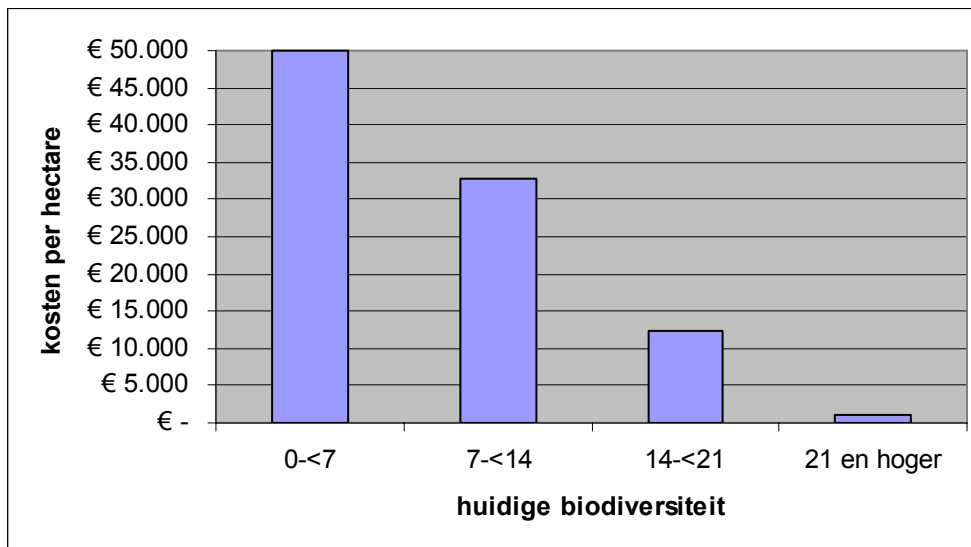
Figuur 4.11 Kosten voor 'Natte heide' met ca 50% 'Hoogveen' en zonder 'Hoogveen'.

Tabel 4.2. Kenmerken van de vier 'Hoogveen'-gebieden

Natuurterrein	76	81	171	218
Provincie	Friesland/Drenthe	Drenthe	Drenthe	Drenthe
Omvang gebied (ha)	1.770	106	340	1.620
Areaal 'Hoogveen' (ha)	905	64	142	866
% 'Hoogveen'	51	61	42	53
Aankoop (ha)	62	36	7	106
Omvorming (ha)	591	14	35	216
Verdroomd (ha)	525	96	100	662
Gem. verdroging (cm)	36	88	74	69
Vermest (ha)	1.770	106	340	1.620
Gem. overschrijding kritische waarde depositie 'Hoogveen' (mol N/ha/jaar)	1.147	1.139	1.157	1.164

### 4.3 Kosteneffectiviteit op basis van biodiversiteit

Wanneer de kosteneffectiviteit tegen de biodiversiteit wordt afgezet (figuur 4.12), is te zien dat gebieden met een hoge biodiversiteit gemiddeld veel lagere kosten per hectare hebben. Bij de gebieden met een huidige biodiversiteit van minimaal 21 soorten kosten gemiddeld 1000 euro per hectare. Bij deze gebieden zijn de milieucondities meestal al behoorlijk op orde en er hoeft nauwelijks nog areaal te worden aangekocht of te worden omgevormd. Het betreffen vooral de grotere gebieden, die daarmee ook minder last hebben van de omgeving. Bij de gebieden met een huidige biodiversiteit tot 7 soorten zijn vooral de kleine gebieden met veel negatieve invloed van de omgeving. De gebieden zijn gemiddeld 7 hectare. Bij de twee middelste biodiversiteitsklassen zijn de kosten per hectare per respectievelijk € 32.800 en € 12.400. Bijna de helft van het totale areaal valt in de klasse 14-<21 soorten.



Figuur 4.12 Kosteneffectiviteit afgezet tegen de huidige biodiversiteit

### 4.4 Conclusie

Er zijn grote kostenverschillen tussen verschillende gebieden 'Natte heide'. Meer dan de helft van het areaal kan gerealiseerd worden voor slechts een achtste van de totale jaarlijkse kosten, terwijl de laatste 20% bijna driekwart van de totale kosten behoeft.

De uitgaven laten een vergelijkbaar beeld zien als de kosten. De helft van het areaal kan tegen een kwart van de totale uitgaven worden gerealiseerd. De laatste 20% vergen 40% van de uitgaven. De uitgaven lopen iets geleidelijker dan de kosten, omdat er bij uitgaven voor verwerving, inrichting en beheer maximum bedragen zijn, terwijl bij de kosten de milieuaspecten sterk gaan doorwerken.

De kosteneffectiviteit neemt toe naarmate de terreinen groter worden. De belangrijkste oorzaak hiervoor is dat bij kleine gebieden de omgeving een relatief grote negatieve invloed heeft op de milieucondities. Omdat in Friesland, Drenthe en Overijssel de milieucondities beter zijn dan in de andere provincies, is realisatie van 'Natte heide' in deze provincies het meest kosteneffectief. In Drenthe is ook bijna eenderde van alle 'Natte heide' en 'Hoogveen' gepland.



De kosten voor Hoogveen zijn aanzienlijk hoger dan die voor 'Natte heide' zonder Hoogveen. Echter bij een kosteneffectieve allocatie van 10% Hoogveen in de gebieden met 'Natte heide' zijn de extra kosten die hiermee gemoeid zijn relatief gering.

Naarmate de huidige biodiversiteit toeneemt in een gebied dalen de kosten per hectare, daarmee zijn de gebieden met een hoge biodiversiteit veel kosteneffectiever dan de gebieden met een lage biodiversiteit. De kosten per hectare van de gebieden met minimaal 21 soorten in de huidige biodiversiteit zijn ongeveer eenderde van de kosten per hectare van de gebieden met een huidige biodiversiteit tussen 14 en 21 soorten. De gebieden met een huidige biodiversiteit onder de 7 soorten zijn duidelijk het minst kosteneffectief.



## 5 Prioritering met behulp van rekenmodellen

### 5.1 Inleiding

Na het in kaart brengen van de kosten enerzijds en anderzijds het areaal en de biodiversiteit per gebied is de volgende stap het prioriteren van de gebieden afhankelijk van doelstelling zoals laagste kosten per gebied of laagste kosten per eenheid biodiversiteit en randvoorwaarden zoals bijv. LNV-budget, en/of minimum percentage biodiversiteit in gebied. Zo is in hoofdstuk 4 eenvoudig geprioriteerd op basis van laagste kosten per ha (par. 4.2) en laagste kosten per eenheid biodiversiteit (par. 4.3). Echter, wat niet mogelijk was, was om aan te geven in hoeverre met de aangegeven prioritering ook de biodiversiteitsdoelstelling op landelijk niveau wordt bereikt. Omdat met de lokale biodiversiteitsdoelstelling steeds een deel van de totale hoeveelheid doelsoorten voor 'Natte heide' moet worden gerealiseerd is het mogelijk dat op landelijk niveau de totale doelstelling niet wordt gerealiseerd. Aangezien de landelijke doelstelling ook gehaald moet worden is een andere wijze van prioritering nodig waarbij naast eisen aan de lokale doelstelling ook eisen kunnen worden gesteld aan de landelijke doelstelling. Prioritering op basis van kosten gedeeld door het doel uitgedrukt in lokale biodiversiteit kan dan niet meer omdat ook aan de andere eisen moet worden voldaan. Dergelijke vraagstukken, waarbij gezocht moet worden naar de optimale aanwending van middelen gegeven een aantal randvoorwaarden, kunnen worden aangepakt met behulp van een mathematisch optimaliseringsmodel.

Afgezien van het voordeel dat rekening kan worden gehouden met de landelijke eisen ten aanzien van biodiversiteit is tevens het voordeel dat dit model het mogelijk maakt om te prioriteren bij opschaling van de huidige methode voor één natuurdoel naar alle natuurdoelen van de EHS. Immers ook hierbij zullen extra eisen aan de prioritering gesteld moeten worden, zoals het minimaal voorkomen van de afzonderlijke natuurdoelen. Prioritering van gebieden bij een kosteneffectiviteitsanalyse voor de gehele EHS op de manier zoals dit in hoofdstuk 4 voor 'Natte heide' is gedaan zou er toe leiden dat het goedkoopste natuurdoel als meest kosteneffectief wordt aangemerkt. Dit gaat echter voorbij aan de beleidsdoelstelling om voor alle natuurdoelen een duurzaam behoud van de bijbehorende biodiversiteit na te streven.

Dit hoofdstuk presenteert de mathematische structuur van een optimaliseringsmodel dat vragen kan beantwoorden als:

- Welke gebieden moeten worden behouden om bij een gegeven budget het aantal behouden soorten te maximaliseren?
- Welk budget is minimaal nodig om een bepaald aantal soorten te behouden?
- Wat zal het minimaal kosten om soorten  $x$ ,  $y$ , en  $z$  te behouden?
- Wat zal het minimaal kosten om  $x$  hectare van natuurdoeltype 1 en  $y$  hectare van natuurdoeltype 2 te realiseren?

De ontwikkeling van dit model moet uiteindelijk leiden tot een instrument dat bovenstaande vragen kan beantwoorden rekening houdend met de volgende factoren:

- Actuele en potentiële soortensamenstelling van kandidaatgebieden;
- Kosten van behoud gebieden;
- Home range van soorten;
- Eisen van soorten aan omvang leefgebied;
- Eisen van soorten aan milieukwaliteit leefgebied;
- Eventuele doelstellingen met betrekking tot natuurdoeltypen;

- Verwachte soortensamenstelling van natuurdoeltypen op basis van potenties;
- Huidige milieukwaliteit kandidaatgebieden;
- Kosten van verbeteren milieukwaliteit;
- Onderscheid tussen generieke en specifieke milieumaatregelen.

Dit hoofdstuk behandelt de ontwikkeling van het model stapsgewijs. Paragraaf 5.2 presenteert een uitermate eenvoudig model dat alleen rekening houdt met de soortensamenstelling van kandidaatgebieden. Met een dergelijk model kan antwoord worden gegeven op de vraag in hoeverre doelsoorten op nationaal niveau geoptimaliseerd kunnen worden. Paragraaf 5.3 gaat in op het feit dat er interactie is tussen de gebieden als het gaat om het duurzaam voorkomen van soorten omdat sommige soorten voor hun voortbestaan ook afhankelijk zijn van de naburig gelegen natuurgebieden. Paragraaf 5.4 beschrijft een nog weer complexer probleem door ook de kwaliteit van het leefgebied mee te nemen in termen van het reeds aanwezige type natuurdoel en milieuvariabelen zoals de grondwaterstand en de stikstofdepositie. Ten slotte gaat paragraaf 5.5 in op de toepassing van dit model in de toekomst.

## 5.2 Een simpel model van gebiedsselectie

Voor het eenvoudigste model kunnen we het zogenaamde Reserve Site Selection Problem (RSSP)<sup>6</sup> als voorbeeld gebruiken. In het RSSP is er sprake van een aantal kandidaatgebieden die al of niet in een natuurbeschermingsstrategie kunnen worden opgenomen. De natuurbeschermingsstrategie wordt zodanig bepaald dat ze tegen het beschikbare budget zoveel mogelijk soorten behoudt. Daarbij is het probleem dat alle soorten in sommige, maar niet alle kandidaatgebieden voorkomen, en alle kandidaatgebieden herbergen niet alle doelsoorten maar sommige. Ten slotte verschillen de kandidaatgebieden ook nog eens in kosten.

We demonstreren hier een eenvoudig model met 10 kandidaatgebieden en 10 doelsoorten. Tabel 5.1 geeft weer hoe de soorten over de gebieden zijn verdeeld en tabel 5.2 geeft de kosten per gebied weer.

Tabel 5.1 Getallenvoorbeeld soortensamenstellingstabel ( $\rho_{sn}$ )

		Gebieden							
		1	2	3	4	5	6	7	8
Soorten	1	1	0	1	0	0	0	0	0
	2	0	1	0	0	0	0	0	0
	3	0	1	1	1	0	0	0	0
	4	0	0	1	1	1	1	0	0
	5	0	0	0	1	1	1	0	0
	6	0	0	0	0	0	0	1	0
	7	0	0	0	0	0	0	1	1
	8	0	0	0	0	0	1	0	1

Zoals de tabel laat zien verschilt per gebied het aantal soorten maar ook de soorten zelf die er voorkomen. Zo komt in gebied 1 alleen soort 1 voor terwijl in gebied 8 zowel soort 7 als soort 8 voorkomt.

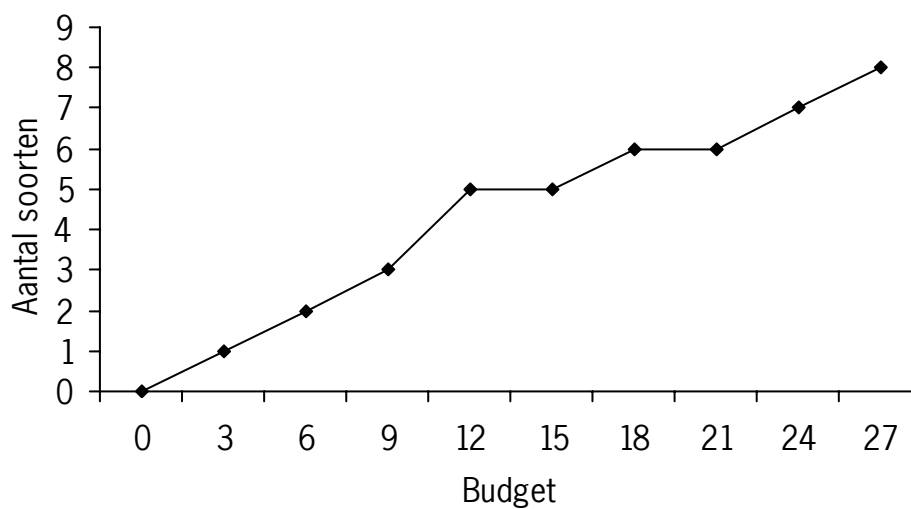
<sup>6</sup> Zie onder andere Margules & Nicholls (1988), Polasky et al. (2001), Briers (2002) en Nalle et al. (2002) voor een aantal voorbeelden van dit probleem.

Tabel 5.2 Getallenvoorbeeld uitgaven natuurbeheer per kandidaatgebied ( $\kappa_n$ )

Gebied	1	2	3	4	5	6	7	8
Uitgaven (euro/ha)	3	7	7	10	10	10	5	5

Tabel 5.2 geeft aan hoe de uitgaven in euro per ha uiteenlopen van 3 euro per ha in gebied 1 tot 10 euro per ha in de gebieden 4, 5 en 6.

Het model is gedraaid onder verschillende budgetten. Figuur 5.1 geeft het maximaal haalbare aantal soorten weer voor de verschillende waarden voor het budget.



Figuur 5.1 Relatie tussen de uitgaven (in k€) en het aantal soorten in het basismodel

In de eerste twee stappen kiest het model simpelweg het gebied dat binnen het beschikbare budget past en dat de meeste soorten huisvest (tabel 5.3). Bij een budget van k€ 9 is het al beter om meerdere gebieden te selecteren, en het model zal streven naar zo min mogelijk overlap tussen gebieden voor wat betreft de soortensamenstelling. Dit verklaart ook waarom gebieden 4 en 5 niet in het beleid worden opgenomen: de soorten die zich daar bevinden, bevinden zich reeds in andere, beschermde, gebieden.

Tabel 5.3 Behouden soorten en gebieden in het basismodel bij verschillende budgetniveaus.

k€	Soorten								Tot	Gebieden							
	1	2	3	4	5	6	7	8		1	2	3	4	5	6	7	8
0									0								
3	x								1	x							
6						x	x		2							X	
9	x					x	x		3	x						X	
12	x		x	x		x	x		5			x				X	
15	x		x	x		x	x		5			x				X	
18	x		x	x		x	x	x	6			x				X	x
21	x			x	X	x	x	x	6	x					x	X	
24	x		x	x	X	x	x	x	7			x			x	X	
27	x	x	x	x	X	x	x	x	8	x	x				x	X	

### 5.3 Introductie leefgebied

Verschillende soorten hebben een verschillende behoefte aan leefgebied. Sommige soorten kunnen toe met een leefgebied ter grootte van een bloempot, terwijl andere soorten enkele vierkante kilometers nodig hebben om bijvoorbeeld te foerageren en zich voort te planten. Daarnaast is de ene soort mobieler dan de andere.

De eenvoudige versie in paragraaf 5.2 houdt hier geen rekening mee, omdat een soort behouden is zodra minstens één gebied in het natuurbeleid is opgenomen waar de soort voorkomt. Als dit gebied echter te klein is voor de betreffende soort zou dit gebied echter niet moeten worden geteld. Daarom wordt het model zodanig aangepast dat een soort behouden is wanneer er minstens één kandidaatgebied is dat aan de volgende eisen voldoet:

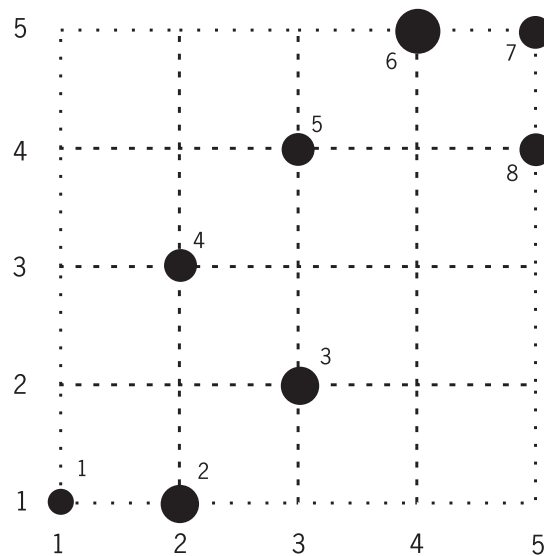
- De soort komt er voor;
- Het gebied is opgenomen in het natuurbeleid;
- Het gebied biedt voldoende oppervlakte habitat om aan de ruimtebehoefte van de soort te voldoen.

Redelijk mobiele soorten zijn niet alleen afhankelijk van de eisen waaraan het kandidaatgebied voldoet. Deze soorten kunnen namelijk ook baat hebben bij natuurgebieden die in de buurt liggen. De mobiliteit van een soort wordt aangegeven met de zogenaamde 'home range'. Bij soorten met een uiterst lage 'home range' moet het gebied waar ze voorkomen groot genoeg zijn om aan hun eisen te voldoen. Voor soorten met een hoge 'home range' echter kunnen beschermde kandidaatgebieden die binnen de 'home range' van de soort liggen, ook mee tellen. De 'home range' en de ruimtebehoefte van elke soort worden weergegeven in tabel 5.4.

Tabel 5.4 Ruimtevrage ( $\delta_s$ ) en 'home range' per soort in het getallenvoorbeeld

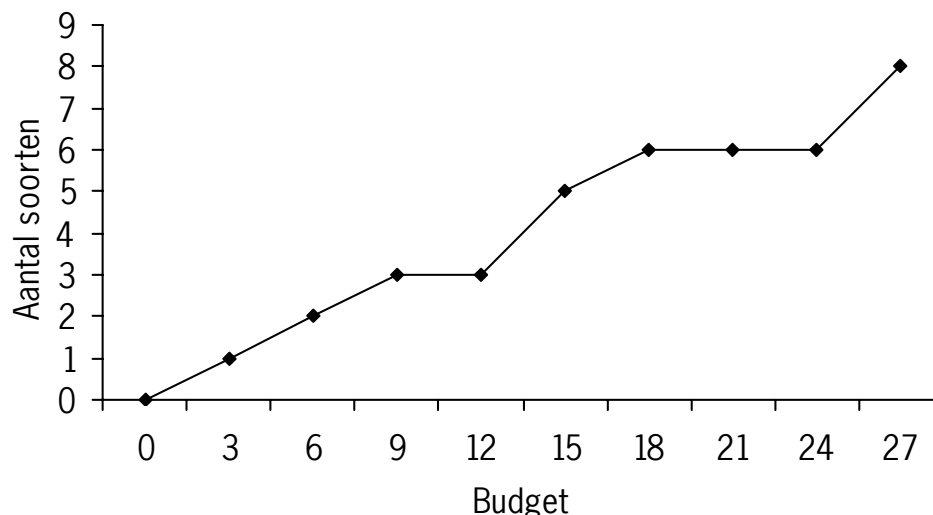
Soort	1	2	3	4	5	6	7	8
Ruimtevrage ( $\delta_s$ ) (ha)	2	4	8	12	10	2	4	15
Home range (km)	0,5	0,5	1,5	2,5	2,5	1,5	1,5	2,5

Figuur 5.2 geeft de ligging en de omvang van de kandidaatgebieden weer. De precieze omvang van de gebieden en de onderlinge afstanden zijn gegeven in Bijlage 1 (resp. tabel B.1 en B.2).



Figuur 5.2: Ligging gebieden in getallenvoorbeeld

Figuur 5.3 geeft de resultaten van het model weer. Het maximaal haalbare aantal soorten is nu in sommige gevallen lager dan in het basismodel. Dit komt doordat de ruimtevraag een extra eis aan het model oplegt die ervoor zorgt dat niet alle oplossingen die het basis model vond nog langer mogelijk zijn.



Figuur 5.3 Relatie tussen het budget (in k€) en het aantal soorten na uitbreiding van het model met eisen met betrekking tot het areaal leefgebied.

Dit wordt duidelijk als we de gemaakte keuzes in tabel 5.5 vergelijken met tabel 5.3. In het basismodel was het nog zinvol om bij een budget van k€ 12 de gebieden 3 en 7 te selecteren. Als echter ook elke soort een minimum areaal leefgebied moet hebben, heeft het weinig zin om gebied 3 in isolatie te selecteren. De enige soort die aan dit gebied voldoende heeft is soort 1, terwijl soorten 3 en 4, die in gebied 3 zitten, respectievelijk minstens 8 en 12 ha (zie tabel 5.4) nodig hebben. Daarom is het in dit geval beter om de gebieden 1 en 2 te selecteren. Zij zitten dicht genoeg bij elkaar en zijn groot genoeg om voor soorten 1, 2 en 3 voldoende leefgebied te bieden. Gebied 7 kan wel op zichzelf staan, omdat het gebied groot genoeg is voor de soorten die er zitten.

Tabel 5.5 Behouden soorten en gebieden na uitbreiding met het areaal leefgebied

k€	Soorten									Gebieden							
	1	2	3	4	5	6	7	8	Tot	1	2	3	4	5	6	7	8
0									0								
3	X								1	x							
6						x	x		2							x	
9	X					x	x		3	x							x
12	X	x	x						3	x	X						
15	X	x	x			x	x		5	x	X						x
18	X			x	X	x	x	x	6	x					x	x	
21	X			x	X	x	x	x	6	x					x	x	
24	X	x	x	x		x	x		6		x	x					x
27	X	x	x	x	X	x	x	x	8	x	x				x	x	

## 5.4 Introductie van type natuurdoel en milieukwaliteit

Of een soort in een gegeven gebied duurzaam kan worden behouden, hangt in de beschreven voorbeelden tot nu toe alleen af van de omvang van het gebied en of het gebied in het natuurbeleid is opgenomen of niet. Soorten stellen echter niet alleen kwantitatieve, maar ook kwalitatieve eisen aan hun omgeving. Daarom worden nu ook eisen toegevoegd die verband houden met het type natuurdoel dat in een gebied aanwezig is, en met de milieukwaliteit van het gebied.

Wat betreft het natuurdoel gaan we ervan uit dat ieder natuurdoel een eigen soortensamenstelling heeft als weergegeven in tabel 5.6.

Tabel 5.6 Soortensamenstelling natuurdoelen

		Soort							
		1	2	3	4	5	6	7	8
Natuur doel	1	1	1	1	1	1	0	0	0
	2	0	0	0	1	1	1	1	1

Daarnaast moet voor ieder gebied bekend zijn hoeveel het kost om een bepaald type natuurdoel daar te realiseren. Deze kosten zijn afhankelijk van het type natuur waartoe een gebied aanvankelijk behoort. Het is immers goedkoper om bijvoorbeeld een bos een bos te laten dan om het om te zetten in bijvoorbeeld 'Natte Heide'. In tabel 5.7 is ervan uitgegaan dat de gebieden 1 tot en met 5 tot natuurdoel 1 behoren, en de gebieden 6, 7 en 8 tot natuurdoel 2. De kosten per gebied voor een bepaald natuurdoel zijn relatief hoog als dat gebied nog niet tot dat betreffende natuurdoel behoort (tabel 5.7).

Tabel 5.7 Getallenvoorbeeld kosten inrichten natuurdoel per gebied

		Gebied							
		1	2	3	4	5	6	7	8
Ndt	1	3	7	7	10	10	50	25	25
	2	18	42	42	25	15	10	5	5

Omdat de verdeling van typen natuur over gebieden overeenkomt met de verdeling van soorten over gebieden zou deze nieuwe eis geen gevolgen moeten hebben voor de resultaten van het model.

Met het introduceren van milieukwaliteit wordt er van uitgegaan dat niet alle gebieden voldoen aan de milieukwaliteitseisen van alle soorten die daar aanwezig zijn. Het is mogelijk dat een soort voorkomt in een gebied waar de milieukwaliteit onvoldoende is om de soort op lange termijn te kunnen behouden.

In het getallenvoorbeeld in tabel 5.8 hebben de milieukwaliteitseisen betrekking op de grondwaterstand en het nutriëntengehalte. Iedere soort heeft een eigen bandbreedte waar binnen deze milieuv variabelen zich moeten bevinden voordat de soort zich er duurzaam kan handhaven. Er is aangenomen dat de milieu-eisen die de verschillende typen natuur stellen vergelijkbaar zijn met die van de soorten die bij deze typen natuur horen. De lokale milieukwaliteit in een gebied (tabel 5.9) kan worden aangepast door zowel lokale maatregelen zoals het aanpassen van het waterpeil, als generieke maatregelen zoals een nationaal mestbeleid om de input van nutriënten te beperken (tabel 5.10 en 5.11).



Voor deze uitbreiding zijn data nodig die betrekking hebben op

- De milieu-eisen van de soorten en natuurdoelen;
- De minimale en maximale waarden van de milieuvariabelen;
- De milieukwaliteit in de uitgangssituatie;
- De kosten van lokale en generieke milieumaatregelen.

Laten we aannemen dat er twee milieuvariabelen zijn: grondwaterstand en nutriëntengehalte. Als we dan verder veronderstellen dat gebieden 6, 7 en 8 relatief nat en soortenarm zijn en de soortensamenstelling daarmee in verband staat zouden we uit kunnen komen op milieu-eisen per soort die eruit zien als in tabel 5.8.

Tabel 5.8 Milieu-eisen per natuurdoel en per doelsoort van twee mogelijke milieuvariabelen in het getallenvoorbeeld

		Ndt's		Soorten							
		1	2	1	2	3	4	5	6	7	8
<b>Grondwater (cm)</b>	<b>Max</b>	0	5	0	0	-5	5	5	5	5	5
	<b>Min</b>	-20	-5	-10	-10	-20	-30	-30	-5	0	-5
<b>Nutriënten (kg N/ha)</b>	<b>Max</b>	100	10	100	100	100	50	50	20	10	5
	<b>Min</b>	20	0	30	20	20	5	5	0	0	0

Tabel 5.9 Milieukwaliteit in uitgangssituatie in getallenvoorbeeld

	Gebieden							
	1	2	3	4	5	6	7	8
<b>Grondwaterstand (cm)</b>	-5	-7	-7	-10	-20	1	-2	-3
<b>Nutriënten (kg N/ha)</b>	70	50	40	30	40	5	5	3

Tabel 5.10 Effect per k€ van milieumaatregelen op de grondwaterstand in verschillende gebieden

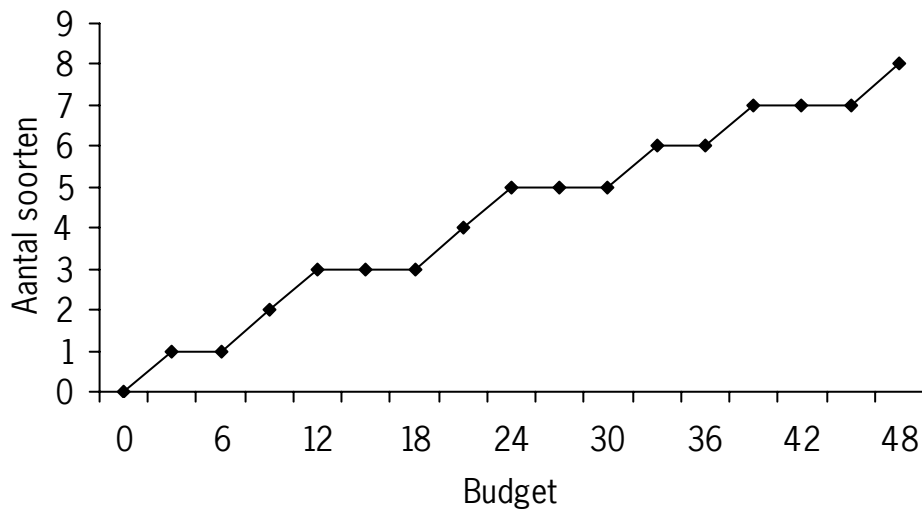
		Gebieden							
		1	2	3	4	5	6	7	8
<b>Lokaal</b>	<b>Gt verhogen</b>	1	1	1	0,5	0,5	0,2	0,5	0,5
	<b>Gt verlagen</b>	-1	-1	-1	-1	-2	-3	-2	-2
	<b>Bemesten</b>	0	0	0	0	0	0	0	0
	<b>N beperken</b>	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Generiek</b>	<b>Mestbeleid</b>	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabel 5.11 Effect per k€ van milieumaatregelen op het nutriëntengehalte in verschillende gebieden

		Gebieden							
		1	2	3	4	5	6	7	8
<b>Lokaal</b>	<b>Gt verhogen</b>	0	0	0	0	0	0	0	0
	<b>Gt verlagen</b>	5	3	4	3	6	0	0	0
	<b>Bemesten</b>	100	100	100	100	100	100	100	100
	<b>N beperken</b>	20	20	20	20	20	20	20	20
<b>Generiek</b>	<b>Mestbeleid</b>	50	100	100	200	200	50	20	10

De tabel 5.10 en tabel 5.11 laten niet de kosten voor de milieumaatregelen zien maar geven de inverse van de kosten weer. Dit betekent dat wordt aangegeven wat er met een milieuvARIABLE zal gebeuren als er 1.000 euro voor een bepaalde milieumaatregel wordt uitgegeven. Bijna alle maatregelen hebben effect op slechts één milieuvARIABLE, op één maatregel na. We gaan er bij wijze van illustratie van uit, dat het verlagen van de grondwaterstand ertoe leidt dat meer organische stikstof vrijkomt, zodat deze maatregel ook effect heeft op het nutriëntengehalte.

Voor zowel de milieukwaliteit als het type natuur geldt dat een gebied aan deze eisen moet voldoen voordat het kan meetellen als habitat van een naburig gelegen kandidaatgebied. Met andere woorden, als we willen weten hoeveel habitat een soort tot zijn beschikking heeft in een gegeven kandidaatgebied, dan moeten we kijken hoeveel areaal binnen de home range voor die soort ligt dat (i) het juiste type habitat heeft; (ii) de juiste milieukwaliteit heeft; en (iii) is opgenomen in het natuurbeleid. De resultaten voor deze uitbreiding staan in figuur 5.4. In dit model was het pas bij een budget van 48.000 euro mogelijk om alle soorten te behouden.



*Figuur 5.4 Relatie tussen budget (keuro) en maximaal haalbaar aantal soorten na uitbreiding met milieukwaliteit.*

De reden dat er in dit model meer geld nodig is om een gegeven aantal soorten te behouden is dat er naast de 'algemene' uitgaven voor beheer in tabel 5.2 nu ook in sommige gevallen uitgaven moeten worden gedaan om de milieukwaliteit op peil te brengen.

Wat ook opvalt is dat wanneer uiteindelijk alle 8 soorten zijn behouden er maar liefst 6 natuurgebieden nodig zijn (tabel 5.12). Blijkbaar is het in dit voorbeeld goedkoper om meer gebieden in het beleid te betrekken dan om de milieukwaliteit van een kleiner aantal gebieden te verbeteren. De enige milieumaatregel die wordt genomen is een peilverhoging in gebied 7 ter waarde van k€ 4. Dit brengt het grondwaterpeil in dit gebied van -2 naar 0, zodat het gebied geschikt is voor soort 7.

Tabel 5.12 Behouden soorten en gebieden na uitbreiding met het areaal leefgebied

k€	Soorten								Tot	Gebieden en natuurdoel							
	1	2	3	4	5	6	7	8		1	2	3	4	5	6	7	8
0									0								
3	X								1	1							
6	X								1	1							
9	X					x			2	1						2	
12	X					x	x		3	1						2	
15	X					x	x		3	1						2	
18	X					x	x		3	1						2	
21	X	x				x	x		4	1	1				2		
24	X	x	x			x	x		5		1	1			2		
27	X	x	x			x	x		5		1	1			2		
30	X	x	x			x	x		5		1	1			2		
33	X	x	x	x		x	x		6		1	1		1	2		
36	X	x	x	x		x	x		6		1	1		1	2		
39	X	x	x		x	x	x	x	7		1	1			2	2	2
42	X	x	x		x	x	x	x	7		1	1			2	2	2
45	X	x	x		x	x	x	x	7		1	1			2	2	2
48	X	x	x	x	x	x	x	x	8		1	1	1		2	2	2

## 5.5 Vooruitzichten voor toepassing

De getallenvoorbeelden laten zien dat het in principe mogelijk is om een optimaliseringsmodel te ontwikkelen dat rekening houdt met verschillende eigenschappen van doelsoorten, de natuurdoelen waar zij toe behoren en de eisen die de soorten en de natuurdoelen aan hun fysische omgeving stellen. De modellen die hier worden gedemonstreerd houden rekening met de mobiliteit van doelsoorten, hun ruimtebehoefte, het type natuurgebied waar zij toe behoren en een aantal fysisch-chemische variabelen. De modelstructuur is relatief eenvoudig, en de gegevens die voor het model nodig zijn, zijn over het algemeen beschikbaar.

Het belangrijkste obstakel voor een dergelijk model zou echter de rekentijd dan wel de geheugencapaciteit zijn. In dit getallenvoorbeeld is gerekend met 8 gebieden, 8 soorten, 2 natuurdoelen en 2 milieuv variabelen. Met de gebruikte software was het model in enkele seconden klaar. We kunnen echter verwachten dat het aantal variabelen in de praktijk vele malen hoger zal zijn. Om bij het voorbeeld van 'Natte heide' te blijven: er zijn zo'n 1200 'Natteheide'-gebieden in Nederland, die bij elkaar zo'n 120 doelsoorten herbergen. Daarnaast bestaat de behoefte om meerdere natuurdoelen in de analyse te betrekken. Dit betekent dat in 2006 niet alleen de structuur van een dergelijk model en de beschikbaarheid van data aandacht behoeft, maar meer nog manieren om het probleem behapbaar te houden.

Een mogelijkheid is het model enerzijds te gebruiken voor het optimaal alloceren van de verschillende natuurdoelen bij opschaling van de methodiek naar de EHS. De eis aan het realiseren van de biodiversiteitsdoelstellingen per natuurdoel op nationaal niveau blijft dan buiten beschouwing. Daarnaast kan per natuurdoel een analyse gemaakt worden van de optimale gebieden gegeven de nationale biodiversiteitsdoelstelling. Omdat een combinatie uiteraard ook interessant is zou deze wellicht kunnen worden uitgevoerd voor een combinatie van natuurdoel met de meest kwetsbare faunasoorten die afhankelijk zijn van een optimale onderlinge ligging van natuurgebieden. Of juist alleen voor florasorten waarbij de onderlinge ligging van de natuurgebieden juist weer minder belangrijk is.



## 6 Discussie en conclusies

### 6.1 Discussie

De ontwikkelde methodiek voor het bepalen van de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid had als uitgangspunt dat het zo simpel mogelijk moest zijn. Daartoe zijn een heleboel aannames gemaakt die in de praktijk niet altijd hoeven te kloppen.

#### ***Realisatie natuurdoel via op peil brengen vereiste condities***

Een heel belangrijke aanname is het feit dat in de methodiek ervan uit wordt gegaan dat een natuurdoel wordt gerealiseerd als alle milieu, beheer en ruimte-condities op peil zijn gebracht. Voor ruimte-condities is binnen de methodiek wel een uitzondering gemaakt. Omdat is uitgegaan van het vaststaand beleid met betrekking tot de EHS konden de ruimte-condities niet altijd voldoen aan de eisen van het natuurdoel waardoor de biodiversiteitsdoelstelling in het betreffende gebied niet kon worden gerealiseerd. Het is echter de vraag of het volledig op peil brengen van de milieu- en beheercondities afgezien van de ruimteconditie voldoende is om de biodiversiteitsdoelstelling te realiseren.

Daarnaast is het de vraag of het niet kosteneffectiever is om de milieucondities wellicht niet geheel op niveau te brengen maar de hier mee vrij komende middelen op een andere manier aan te wenden zoals bijv. extra aankoop van natuurgebieden. Dit vergt echter inzicht in de relatie tussen milieucondities en biodiversiteit. Dit is een erg complexe aangelegenheid die niet onmogelijk is maar de prioriteit in dit project was om eerst een eenvoudig raamwerk neer te zetten waarbij verdere uitwerking van de details vooralsnog niet is meegenomen.

#### ***Optimalisatie benodigde maatregelen***

Ook bij het op peil brengen van de milieu- en beheercondities is het denkbaar dat hierbij gekozen kan worden uit een groot aantal maatregelen waarbij ook onderling substitutie mogelijk zou kunnen zijn. Zo kan bijvoorbeeld de vermesting worden teruggebracht door het verminderen van ammoniakemissies uit nabij gelegen stallen maar zou het ook denkbaar kunnen zijn om dit probleem aan te pakken via een keer extra maaien en afvoeren van de vegetatie. Ook bij de keuze van de maatregelen hebben we zoveel mogelijk aangesloten bij de huidige inzichten en bestaande vuistregels. Door optimalisatie van de ingezette maatregelen zal de berekende kosteneffectiviteit zeer waarschijnlijk verbeteren.

#### ***Toerekenen kosten***

De kosten voor het peil brengen van de vereiste condities zijn volledig toegerekend aan de natuur. Echter een maatregel gericht op het verminderen van de stikstofdepositie kan ook positieve effecten hebben op de drinkwaterkwaliteit, de gezondheid etc. Indien een deel van de kosten op andere sectoren dan natuur verhaald zou kunnen worden zou dit de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid in sterke mate verbeteren.

Overigens is voor de kostenanalyse niet zozeer de exacte hoogte van de kosten van belang maar veeleer de rangorde. Onafhankelijk van de vraag hoe de kosten moeten worden toegerekend kan wel worden aangegeven welke gebieden meer en minder kansrijk zijn voor het realiseren van de natuurbeleidsdoelen.

### ***Ex-ante analyse***

De methodiek zegt iets over de kosteneffectiviteit van het te voeren natuurbeleid. Het zegt echter niets over het gevoerde beleid tot nog toe. De voor het laatste benodigde ex post analyse is veel moeilijker uitvoerbaar aangezien dan een directe relatie gelegd moet kunnen worden tussen maatregel en effect. Dit is op dit moment niet mogelijk doordat 0-metingen veelal ontbreken en/of het ontbreekt aan vergelijkbare referentiegebieden.

### ***Prioritering bij opschalen methodiek***

De methodiek zoals die is uitgevoerd voor 'Natte heide' kan op zeer eenvoudige wijze tot een prioritering van de meest kosteneffectieve gebieden komen. Bij opschaling van de methodiek naar de gehele EHS zal echter een andere methode voor de prioritering gehanteerd moeten worden omdat dan bij de prioritering met meer randvoorwaarden tegelijkertijd rekening moet worden gehouden. In hoofdstuk 5 is reeds een aanzet gegeven voor de wijze waarop dit met een mathematisch optimalisatiemodel kan worden uitgevoerd.

### ***Landelijke biodiversiteitdoelstelling***

In de huidige methodiek is uitgegaan van realisatie van de lokale biodiversiteitdoelstelling voor het betreffende natuurdoel. Echter, een belangrijke vraag wordt hiermee niet opgelost en dat is de vraag in hoeverre de biodiversiteitdoelen op nationaal niveau worden gerealiseerd. Op lokaal niveau wordt aan de doelen van het natuurbeleid voldaan als 28% van de doelsoorten in een gebied duurzaam kunnen voortbestaan. Op basis van deze eis worden de afzonderlijke gebieden beoordeeld in de kosteneffectiviteitanalyse. Het gevolg hiervan kan zijn dat er een totale prioritering van gebieden kan worden gemaakt zonder dat op nationale niveau alle soorten daadwerkelijk worden behouden. Ook voor de aanpak van dit probleem is een aanzet gegeven in hoofdstuk 5. Doordat ook prioritering van gebieden moet plaatsvinden waarbij rekening wordt gehouden met een groot aantal randvoorwaarden ten aanzien van het afzonderlijk voorkomen van elke doelsoort is ook hier het gebruik van een mathematisch optimalisatiemodel noodzakelijk. Hier speelt ook het probleem van de onderlinge interactie tussen gebieden. Ook voor de oplossing hiervan is in hoofdstuk 5 reeds een aanzet gegeven.

## **6.2 Conclusies**

Een algemene methodiek voor kosteneffectiviteit van het natuurbeleid bestaat uit drie stappen: 1) het in kaart brengen van de huidige en van de gewenste situatie; 2) het bepalen van de benodigde maatregelen en bijbehorende kosten om de gewenste situatie te realiseren en 3) de prioritering op basis van kosten per eenheid beoogd doel.

Door een belangrijke vereenvoudiging, te weten alle condities moeten op peil gebracht worden om het natuurdoel duurzaam te kunnen realiseren, kon de kosteneffectiviteit eenvoudig worden bepaald op basis van kosten per hectare.

Bij opschaling van de methodiek van één natuurdoel naar de gehele EHS kan niet volstaan worden met de huidig toegepaste wijze van prioritering maar is een mathematisch optimaliseringsmodel nodig die, gegeven een set van randvoorwaarden, de doelfunctie kan optimaliseren.

De kosteneffectiviteit was bepaald per gridcel. Door de gridcellen op basis van onderlinge ligging te groeperen in gebieden kon vervolgens eenvoudig worden bepaald welke gebieden de hoogste dan wel de laagste kosten per hectare hadden. In plaats van per hectare kon de kosteneffectiviteit ook per eenheid biodiversiteit worden uitgedrukt.

De 'Natte heide' is grotendeels (90%) gesitueerd in de provincies Drenthe, Noord-Brabant, Limburg, Gelderland en Overijssel. Reeds 45% van het areaal is al 'Natte heide', 37% moet nog worden omgevormd en 17% nog aangekocht.

De huidige biodiversiteit is zodanig dat op meer dan tweederde van het areaal 'Natte heide' meer dan tweederde van de lokale doelstelling ten aanzien van biodiversiteit wordt gerealiseerd. Echter als gekeken wordt naar de potentiële biodiversiteit gebaseerd op één tiende sleutelplek voor broedvogels en dagvlinders ziet het beeld er minder positief uit. Het verschil is dat in de laatste analyse de planten buiten beschouwing zijn gelaten en dan blijkt dat voor fauna de conditie ruimte in grote mate een beperkende factor is voor het realiseren van de doelstelling ten aanzien van biodiversiteit.

Er zijn grote knelpunten op het gebied van vermessing en verdroging. Zo is 99% van het areaal 'Natte heide' vermest waarbij het kritische depositieniveau van 1400 mol N/ha/jaar voor 'Natte Heide' met gemiddeld 684 mol N/ha/jaar wordt overschreden. Voor 'Hoogveen' ligt het kritische depositieniveau op 400 mol N/ha/jaar en wordt dus gemiddeld met 1.684 mol N/ha/jaar overschreden. Verdroging komt op 56% van het areaal voor waarbij de gemiddelde verdroging uitkomt op 70 cm.

Om de vereiste condities te realiseren zijn vooral aanvullende generieke maatregelen noodzakelijk die bovenop het huidige generieke beleid met betrekking tot depositievermindering van stikstof deze nog verder reduceren. Daarnaast zijn in mindere mate lokale maatregelen nodig om de ammoniakuitstoot van nabijgelegen stallen te verminderen.

Voor verdroging is waterpeilverhoging noodzakelijk. Dit gaat over het algemeen gepaard met hoge kosten voor de vernattingsschade die optreedt in de nabijgelegen landbouwgebieden.

Op basis van de verkregen informatie van de kosteneffectiviteit per gebied kan eenvoudig bepaald worden welke gebieden het goedkoopst zijn voor het realiseren van 'Natte heide' en hoeveel hectare gegeven een bepaald budget gerealiseerd zou kunnen worden. Ook kan aangegeven worden in welke gebieden de grootste kosteneffectiviteit gerealiseerd kan worden als het gaat om het vergroten van de biodiversiteit.





## Literatuur

- Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen, P.J. van der Reest (1995) Handboek Natuurdoeltypen in Nederland, Rapport IKC Natuurbeheer nr. 11, IKC Natuurbeheer, Wageningen.
- Bal, D., H.M. Beije, M. Fellingier, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal, F.J. van Zadelhoff (2001) Handboek natuurdoeltypen, Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Bobbink, R., M. Ashmore, S. Braun, W. Flückiger, I.J.J. van den Wyngaert (2002) Empirical Nitrogen Critical Loads for Natural and Semi-natural Ecosystems: 2002 Update, background document for the expert workshop on empirical critical loads for nitrogen on (semi-) natural ecosystems, Berne, Switzerland.
- Bommel, K.H.M. van, J.A. Boone, K. Oltmer en M.N. van Wijk (2004) Natuurkosten; Deel 1. Definities en de berekeningsmethodiek vanuit bedrijfseconomisch perspectief, Den Haag, LEI
- Briers, R. A., 2002. Incorporating connectivity into reserve selection procedures. *Biological Conservation* 103(1): 77-83
- Daniëls, B.W., en J.C.M. Farla (2006) Optiedocument energie en emissies 2010/2020, ECN/MNP
- DLG (1995) BODEP-handleiding, Utrecht, Dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden.
- DLG (2001) Derde voortgangsrapportage GEBEVE, Utrecht, Dienst Landelijk Gebied
- DLG (2005) Ontwikkelingen op de agrarische grondmarkt tot 1 januari 2005, Utrecht, Dienst Landelijk Gebied.
- Eijgenraam, C.J.J., C.C. Koopmans, P.J.G. Tang en A.C.P. Verster (2000) Evaluatie van infrastructuurprojecten, leidraad voor kosten-batenanalyse, Den Haag, Centraal Planbureau.
- Eijgenraam, C.J.J. (2005) Veiligheid tegen overstromen, Kosten-batenanalyse voor Ruimte voor de Rivier, deel 1, Den Haag, Centraal Planbureau.
- Elbersen, B.S., A.T. Kuiters, W.J.H. Meulenkamp and P.A. Slim (2003) Schaapskuddes in het natuurbeheer : economische rentabiliteit en ecologische meerwaarde. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Alterra-rapport 735, 157 p.
- Foppen, R., J. Graveland, M. de Jong en A. Beintema (1998) Naar levensvatbare populaties moerasvogels, IBN-rapport 393, IBN-DLO, Wageningen.
- Gelder, T. van (1988) De heide heeft toekomst : advies voor het toekomstige natuur- en landschapsbeleid voor de heide. Utrecht, Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer, 135 p.
- Hinsberg, A., van, en J. Kros (2001a) Dynamic modelling and the calculation of critical loads for biodiversity, In: Posch et al. (eds.): Modelling and Mapping of Critical Thresholds in Europe, CCE Status Report 2001, p. 73-80.
- Hinsberg, A., van, M.L.P. van Esbroek, A.M. Hendriks, G.P. Beugelink, W.A.J. van Pul, J.H. Pastoors en J.M.M. Aben (2001b) Knelpuntanalyse van milieudruk in relatie tot de provinciale natuurdoelen, RIVM-rapport 408663002, RIVM, Bilthoven.
- Hinsberg, A., van, D.C.J. van der Hoek, M.L.P. van Esbroek, H. Noordijk, B. de Knecht, M.P. van Veen, P.J.T.M. van Puijenbroek en O.M. Knol (2004) Aansluiting MNP-instrumentarium bij de Vogel- en Habitatrichtlijn Richting een kennisstelsel voor Vogel- en Habitatrichtlijn, RIVM-rapport 550018001, Bilthoven.
- Jaarsveld, J.A., van (1995) Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales, PhD-thesis Universiteit Utrecht.
- Jong, J.J. de, A.H. Schaafsma, E.J.M. Aertsen, F.Th. Hoksbergen (2003) Machines voor beheer van natte graslanden. Een studie naar de kosten van beheer van natte en vochtige graslanden met aangepaste machines. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 747. 45 blz. 21 fig.; 9 tab.; 6 ref.
- Jong, J.J. de, G.W.W. Wamelink, H.F. van Dobben and M.N. van Wijk (2004) Benefits of deposition reduction for nature management. A nation-wide assessment of the relation between atmospheric deposition, ecological quality and avoidable management costs. Wageningen, Alterra, Alterra-Rapport 1051. 83 pag.; 15 figs.; 19 tables.; 37 refs.
- Kalkhoven, J. en R. Reijnen (2001) Areaalindicaties natuurdoeltypen, Alterra, Wageningen.

- Lammers, W., R. van Oostenbrugge, S. Kruitwagen, W. Kuindersma, H. Stolwijk en F. Veeneklaas (2002) Quick scan effectiviteit en doelmatigheid van het natuurbeleid, Milieu- en Natuurplanbureau, rapport 408765001, RIVM, Stichting DLO.
- Lighthart, S.S.H., T. van Rheenen, K.H.M. van Bommel, M.J.S.M. Reijnen, M.N. van Wijk, C.B. Brink, A. Gaaff, H. Leneman, J. Latour (2004) Kosteneffectiviteit natuurbeleid: methodiekontwikkeling, tussenrapportage 2004. Planbureau-rapport no. 23, Wageningen, Natuurplanbureau.
- LNV (2000) Natuur voor mensen, mensen voor natuur, Nota natuur, bos en landschap in de 21<sup>e</sup> eeuw, Ministerie van Landbouw, Natuur en Visserij, Den Haag.
- LNV (2003) Landelijke Natuurdoelenkaart TRC 2003/9859, Brief aan de voorzitter van de Tweede Kamer d.d. 12-12-2003, kenmerk DN. 2003/5036.
- Margules, C. R. en C. I. Nicholls (1988) Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biological Conservation* 43(1): 63-76.
- Melse, R.W. en H.C. Willers (2004) Toepassing van Luchtbehandelingstechnieken Binnen de Intensieve Veehouderij; Fase 1: Techniek en Kosten. Wageningen, WUR Agrotechnology & Food Innovations, rapport 029.
- MNP (2005a) Optimalisatie EHS; Ruimte, Milieu en Watercondities voor Duurzaam Behoud van Biodiversiteit. Bilthoven, MNP, rapport 408768003.
- MNP (2005b) Natuurbalans 2005, Bilthoven, MNP.
- MNP (2005c) Milieubalans 2005. Bilthoven, MNP en Den Haag, Sdu Uitgevers.
- MNP (2005d) Milieu- en natuurcompendium, Bilthoven, CBS, Den Haag en de WUR Wageningen. <<http://www.mnp.nl/mnc>>.
- Nalle, D. J., J. L. Arthur en J. Sessions, 2002. Designing compact and contiguous reserve networks with a hybrid heuristic algorithm. *Forest Science* 48(1): 59-68.
- Nilsson, J. en P. Grennfelt (1988) Critical loads for sulphur and nitrogen, Miljø rapport 1988, 15, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.
- Opdam, P. (2002) Natuurbeleid, biodiversiteit en de EHS: doen we het wel goed? Werkdocument 2002/04, Milieu- en Natuurplanbureau-RIVM/Alterra, Bilthoven/Wageningen.
- Os, J. van, Th.G.C. van der Heijden, J.W.J. van der Gaast en P.J.T van Bakel (1997) Kosten van waterhuishoudkundige maatregelen tegen verdroging, SDU, Den Haag
- Prak, H. (1996) Regeling Gebiedsgerichte Bestrijding Verdroging (GEBEVE); 1<sup>e</sup> voortgangs-rapportage, Utrecht, Ministerie van LNV.
- Polasky, S., J. D. Camm en B. Garber-Yonts, 2001. Selecting biological reserves cost-effectively: an application to terrestrial vertebrate conservation in Oregon. *Land Economics* 77(1): 68-78.
- Pul, W.A.J. van, B.J. de Haan, J.D. van Dam, M.M. van Eerdt, J.F. de Ruiter, A. van Hinsberg en H.J. Westhoek (2004) (Kosten-) Effectiviteit Generiek en Gebiedsgericht Ammoniakbeleid, Bilthoven, RIVM, rapport 500033001.
- Reijnen, M.J.S.M., H. Kuipers & R. Pouwels (2005) Optimalisatie samenhang EHS: duurzame ruimtecondities voor faunadoelsoorten. Alterra-rapport 1296, Wageningen, in prep.
- Reijnen, M.J.S.M., A. van Hinsberg, H. Kuipers & R. Pouwels (2006) Monitoring kwaliteit natuur EHS: verkenning voor de natuurtypen heide, ven en hoogveen, WOt-werkdocument. WOT N&M, Wageningen, in prep.
- Roos, R., R. Bekker en J. 't Hart. (2000) Het Milieu van de Natuur. Utrecht, Stichting Natuur en Milieu.
- Runhaar J., J. Clement, P.C. Jansen, S.M. Hennekens, E.J. Weeda, W. Wamelink en E.P.A.G. Schouwenberg (2005) Hotspots floristische biodiversiteit, WOt-rapport 9. WOT N&M, Wageningen,
- Staatsbosbeheer (2000) Normenboek Staatsbosbeheer 2000-2001: normen voor uitvoering van werkzaamheden in bosbouw, natuurbeheer en landschapsverzorging. Driebergen, Staatsbosbeheer, 138 p.
- STOWA (2002) Instrumentarium Waterlood, STOWA-rapport 02-35, STOWA.
- Swaay, C.A.M. van, V. Mensing en M.F. Wallis de Vries (2006) Hotspots dagvlinder Biodiversiteit, WOt-werkdocument 31. WOT N&M, Wageningen
- Turnhout, C. van, W.B. Loos, R. Foppen en R. Reijnen (2006) Hotspots van biodiversiteit in Nederland op basis van broedvogelgegevens. WOt-werkdocument 33. WOT N&M, Wageningen
- Verboom, J., R. Foppen, P. Opdam, P. Chardon en P. Luttikhuisen (2001) Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds, *Biological conservation* 108: 89-101.

## Bijlage 1 Technische beschrijving modelversies

### Inleiding

Deze Bijlage geeft de technische structuur weer van de modellen die in Hoofdstuk 5 zijn gedemonstreerd. Hierbij hanteren we de volgende conventies om het verschil tussen verschillende symbolen helder te houden. Variabelen, dat wil zeggen die grootheden die het model zelf bepaalt, worden weergegeven in latijnse hoofdletters ( $A$ ,  $B$ ,  $C$ , etc.). Parameters en coëfficiënten, dat wil zeggen die grootheden die buiten het model worden bepaald en dus invoergegevens zijn, worden weergegeven door Griekse kleine letters ( $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ , etc.). Indices worden weergegeven door Latijnse kleine letters.

### Een simpel model van gebiedsselectie

We hebben een aantal kandidaatgebieden, aangeduid met de index  $n$ , en een aantal soorten (planten en/of dieren), aangeduid met de index  $s$ . Ieder kandidaatgebied heeft een eigen soortensamenstelling die we aanduiden met  $\rho_{sn}$  waarbij  $\rho_{sn} = 1$  als soort  $s$  voorkomt in kandidaatgebied  $n$ . We kunnen ieder kandidaatgebied in het natuurbeleid opnemen, wat we aangeven met  $T_n$  waarbij  $T_n = 1$  als gebied  $n$  in het natuurbeleid wordt opgenomen. Als een soort vóórkomt in een gegeven gebied  $n$ , en  $n$  wordt in het natuurbeleid opgenomen, dan geven we dat aan door de variabele  $B_{sn}$  de waarde 1 te geven. Als  $B_{sn} = 1$  voor minstens één gebied  $n$ , dan is de soort beschermd, wat we weer aangeven door de variabele  $P_s$  de waarde 1 te geven. Het opnemen van een gebied in het natuurbeleid brengt echter ook kosten met zich mee, die we aanduiden met  $\kappa_n$  en de totale kosten drukken we uit met  $K$ . Het doel is nu om het totaal aantal soorten, aangegeven met  $S$ , te maximaliseren zonder dat  $K$  een bepaalde grens overschrijdt.  $S$  is met andere woorden de som van  $P_s$  over alle elementen van  $s$ :

$$S = \sum_s P_s. \quad (1)$$

Een optimaliseringsmodel zal ernaar streven om  $P_s$  zo groot mogelijk te maken, maar ten eerste is  $P_s$  een binaire variabele (met andere woorden,  $P_s \in \{0, 1\}$ ), en ten tweede wordt  $P_s$  beperkt door het aantal gebieden waar  $s$  voorkomt en die ook in het natuurbeleid zijn opgenomen:

$$P_s \leq \sum_n B_{sn} \quad \forall s. \quad (2)$$

Op zijn beurt hangt  $B_{sn}$  af van de vraag of  $s$  in  $n$  voorkomt en of  $n$  in het natuurbeleid is opgenomen:

$$B_{sn} = \rho_{sn} T_n \quad \forall s, n. \quad (3)$$

Tenslotte wordt het aantal natuurgebieden dat we op kunnen nemen beperkt door het beschikbare budget. De totale kosten worden berekend door:

$$K = \sum_n \kappa_n T_n. \quad (4)$$

### Databehoefte

Een model als dit heeft data nodig voor twee coëfficiënten: de soortensamenstelling per gebied, aangegeven met  $\rho_{sn}$  en de kosten van behoud per gebied, aangegeven met  $\kappa_r$ . Voor  $\rho_{sn}$  is de informatie gegeven in tabel 5.1. Tabel 5.2 geeft de gebruikte gegevens voor  $\kappa_r$  weer.

### Introductie leefgebied

Ten eerste introduceren we de oppervlakte van een kandidaatgebied, aangegeven met het symbool  $\alpha_r$ . Veel soorten zijn echter zo mobiel dat één individu van meerdere kandidaatgebieden gebruik maakt. In dat geval is het areaal leefgebied gelijk aan de som van de oppervlakten van alle kandidaatgebieden die binnen een bepaalde afstand van elkaar liggen. Welke gebieden dat zijn verschilt per soort, en we geven het aan met het symbool  $\eta_{snm}$  waarbij  $m$  een 'ander kandidaatgebied' weergeeft:  $\eta_{snm} = 1$  voor iedere soort en ieder kandidaatgebied  $n$  (de afstand tussen  $n$  en zichzelf is immers 0), maar  $\eta_{snm}$  is alleen gelijk aan 1 als  $n$  en  $m$  voldoende dicht bij elkaar liggen. Verder drukken we het areaal leefgebied uit met  $H_{sn}$ . Deze variabele drukt dus het areaal leefgebied uit waar kandidaatgebied  $n$  voor wat betreft soort  $s$  toe behoort. Deze soort stelt een eis aan het areaal leefgebied die we tenslotte uitdrukken met  $\delta_s$ . De interpretatie van  $\rho_{sn}$  wordt iets anders: deze parameter drukt nu uit of soort  $s$  in kandidaatgebied  $n$  kan vóórkomen, *afgezien van het areaal leefgebied*.

Nu we de nieuwe variabelen hebben geïntroduceerd, kunnen we kijken wat er aan het model moet veranderen om rekening te houden met de leefgebiedseisen en de mobiliteit van de doelsoorten. Behalve de vergelijkingen (1) tot en met (4) die het basismodelvormen, hebben we twee nieuwe nodig. De eerste is als volgt:

$$B_{sn} \leq \rho_{sn} \left( \frac{H_{sn}}{\delta_s} \right) \quad \forall s, n. \quad (5)$$

Vergelijking (5) werkt als volgt: als het leefgebied groot genoeg is (met andere woorden,  $H_{sn} > \delta_s$ ), en soort  $s$  kan in principe in  $n$  vóórkomen, dan kan  $B_{sn}$  gelijk zijn aan 1, anders niet. Denk eraan dat  $B_{sn}$  binair is en dus alleen de waarde 0 of 1 kan aannemen, en dat deze variabele bijdraagt aan de doelstelling. Het model zal dus proberen  $B_{sn}$  voor zoveel mogelijk soorten en gebieden de waarde 1 te geven. Vervolgens hebben we een vergelijking nodig die aangeeft hoe groot  $H_{sn}$  is:

$$H_{sn} = \sum_m \eta_{snm} \alpha_m T_m \quad \forall s, n. \quad (6)$$

Hier is  $H_{sn}$  gelijk aan de som van de arealen van alle gebieden die volgens  $\eta_{snm}$  binnen de home range van soort  $s$  liggen, en ook nog in het natuurbeleid zijn opgenomen. Tenslotte blijft ook vergelijking (4) hetzelfde, zolang we het areaal per kandidaatgebied als gegeven beschouwen.

### Databehoefte

De gegevens die voor deze uitbreiding nodig zijn, bestaan deels uit gegevens die direct betrekking hebben op parameters in het model, en deels uit gegevens waaruit weer parameterwaarden worden berekend. Daarvoor moeten de behoefte aan leefgebied van een bepaalde soort ( $h_s$ ; zie tabel 5.4) weten, evenals de home range van de soort (zie tabel 5.4) en de afstand tussen de kandidaatgebieden (zie figuur 5.2 en tabel B.1). De home range en de afstand tussen gebieden bepaalt welke gebieden bij een bepaald gebied mogen worden opgeteld.

Voor het berekenen van tabel B.1 is voor het gemak de Euclidische afstand tussen de centra van de gebieden genomen, maar bij praktische toepassingen zou dat wellicht de (al dan niet Euclidische) afstand tussen de grenzen van de gebieden moeten zijn. Ten slotte is het ook nodig te weten hoe groot de gebieden zijn (tabel B.2).

Tabel B.1: Onderlinge afstand tussen gebieden (km)

	1	2	3	4	5	6	7	8
1	0	1	2,24	2,24	3,61	5	5,66	5
2	1	0	1,41	2	3,16	4,47	5	4,24
3	2,24	1,41	0	1,41	2	3,16	3,61	2,83
4	2,24	2	1,41	0	1,41	2,83	3,61	3,16
5	3,61	3,16	2	1,41	0	1,41	2,24	2
6	5	4,47	3,16	2,83	1,41	0	1	1,41
7	5,66	5	3,61	3,61	2,24	1	0	1
8	5	4,24	2,83	3,16	2	1,41	1	0

Tabel B.2: Oppervlakte (ha) per gebied in getallenvoorbeeld

Gebied	1	2	3	4	5	6	7	8
Oppervlakte (ha)	3	7	7	5	5	10	5	5

Met de laatste twee tabellen kan bijvoorbeeld tabel B.3 worden samengesteld om de waarden van parameter  $\eta_{snm}$  weer te geven.

Tabel B.3: Matrix van welke gebieden voor soort 3 samen gerekend moeten worden ( $\eta_{3nm}$ )

	1	2	3	4	5	6	7	8
1	1	1	0	0	0	0	0	0
2	1	1	1	0	0	0	0	0
3	0	1	1	1	0	0	0	0
4	0	0	1	1	1	0	0	0
5	0	0	0	1	1	1	0	0
6	0	0	0	0	1	1	1	1
7	0	0	0	0	0	1	1	1
8	0	0	0	0	0	1	1	1

## Introductie van natuurdoeltypen

We kunnen natuurdoeltypen zien als habitattypen die ieder een eigen soortensamenstelling hebben. Daarom hebben we in ieder geval een parameter nodig die aangeeft welke soorten bij welk natuurdoeltype horen:  $\beta_{ds}$ , waarbij  $d$  de index van natuurdoeltypen is. Daarnaast moet worden aangegeven van welk natuurdoeltype een gegeven gebied is: dit is de variabele  $Z_{dn}$  want dit is een keuze die in het model gemaakt wordt. We veronderstellen vooralsnog dat  $Z_{dn}$  een binaire variabele is (een gebied is óf natuurdoeltype 1, óf natuurdoeltype 2, etc., maar niet half 1, half 2), maar deze aanname kan zonder veel moeite worden afgezwakt. In ieder geval mag de som van  $Z_{dn}$  over alle natuurdoeltypen niet meer dan 1 zijn voor een gegeven gebied:

$$\sum_d Z_{dn} \leq 1 \quad \forall n. \quad (7)$$

De berekening van het areaal begint wat ingewikkeld te worden. Voor ieder gebied  $n$  moeten we immers de som hebben van de oppervlakte ( $\alpha_m$ ) van alle gebieden  $m$  die voor wat betreft de betreffende soort  $s$  bij dat gebied horen ( $\eta_{snm}$ ) en waar een geschikt natuurdoeltype ligt ( $\beta_{ds}Z_{dm}$ ). Vergelijking (6) wordt daarom:

$$H_{sn} = \sum_d \sum_n \eta_{snm} \beta_{ds} \alpha_m Z_{dm} \quad \forall s, n. \quad (8)$$

Tenslotte hebben we  $T_n$  niet meer nodig, we kunnen  $Z_{dn}$  namelijk beschouwen als een uitgebreide versie van  $T_n$ . Vergelijking (3) vervangen we daarom door:

$$B_{sn} = \sum_d \beta_{ds} Z_{dn} \quad \forall n, s. \quad (9)$$

De kostenfunctie (4) wordt vervangen door:

$$K = \sum_d \sum_n \mu_{dn} Z_{dn}, \quad (10)$$

waar  $\mu_{dn}$  de kosten weergeeft van het realiseren van natuurdoeltype  $d$  in gebied  $n$ , en dus een uitbreiding is van  $\kappa_n$ .

### Databehoefte

Deze uitbreiding heeft twee soorten gegevens nodig: ten eerste moeten we de soortensamenstelling per natuurdoeltype ( $\beta_{ds}$ ; zie tabel 5.6) weten, ten tweede moeten de kosten van beheer ( $\mu_{dn}$ ) zijn uitgesplitst naar natuurdoeltype (zie tabel 5.6). Bij het kiezen van de kosten gaan we ervan uit dat de kosten die worden gegeven in tabel 5.2 betrekking hebben op het natuurdoeltype waar die gebieden op dat moment toe behoren. We gaan er daarbij vanuit dat gebieden 1 tot en met 5 tot natuurdoeltype 1 behoren, en gebieden 6, 7 en 8 tot natuurdoeltype 2. De kosten per gebied voor natuurdoeltype zijn relatief hoog voor een gebied dat nog niet tot dat natuurdoeltype behoort.

### Introductie van milieukwaliteit

Het introduceren van milieukwaliteit heeft behoorlijke gevolgen voor de modelstructuur. Eisen met betrekking tot de milieukwaliteit leggen beperkingen op aan zowel de soorten die in een gebied voor kunnen komen als aan de natuurdoeltypen die er kunnen worden gerealiseerd. Daarnaast bepaalt de milieukwaliteit ook welke gebieden moeten worden meegeteld in het bepalen van het areaal leefgebied. Tenslotte kan de milieukwaliteit worden verbeterd door zowel lokale maatregelen zoals het aanpassen van het waterpeil, als generieke maatregelen zoals een nationaal mestbeleid om de input van nutriënten te beperken.

Laten we eerst de variabele  $R_{sn}$  introduceren, die weergeeft of gebied  $n$  geschikt is voor soort  $s$  voor wat betreft het natuurdoeltype en de milieukwaliteit. Omdat 'milieukwaliteit' betrekking heeft op meerdere criteria introduceren we de index  $c$  om verschillende milieucriteria weer te geven. We kunnen echter verwachten dat een soort voor ieder milieucriterium zowel een boven- als een ondergrens heeft. Dit lossen we op door te veronderstellen dat iedere milieuvariabele twee milieucriteria heeft. Een milieuvariabele als de grondwaterstand heeft dus een minimale waarde als eerste criterium en een maximale waarde als tweede criterium. De grondwaterstand moet dan aan beide criteria voldoen voordat het gebied in dit opzicht geschikt is voor soort  $s$ . Daarnaast moeten we er rekening mee houden dat  $R_{sn}$  een binaire

variabele is die niet negatief kan worden. Al deze punten kunnen worden opgelost met de volgende vergelijking:

$$R_{sn} \leq \omega_{crs} + \varphi_{crs} Q_{cn} \quad \forall c, n, r, s, \quad (11)$$

waar  $\omega_{crs}$  en  $\varphi_{crs}$  coëfficiënten zijn zonder reële interpretatie, en  $r$  is een index die aangeeft of we met een ondergrens of een bovengrens te maken hebben. Deze grenzen zijn echter niet direct in  $\omega_{crs}$  en  $\varphi_{crs}$  terug te vinden, maar moeten worden berekend uit de eisen die we aan  $Q_{cn}$  stellen. Deze berekening wordt hieronder verder uitgelegd. Vergelijkbare eisen kunnen we ook stellen voor de natuurdoeltypen:

$$Z_{sn} \leq \sigma_{cdr} + \tau_{cdr} Q_{cn} \quad \forall c, d, n, r, \quad (12)$$

waar  $\sigma_{cdr}$  en  $\tau_{cdr}$  dezelfde functie vervullen voor natuurdoeltypen als  $\omega_{crs}$  en  $\varphi_{crs}$  voor individuele soorten. De geschiktheid van het gebied wordt echter niet alleen bepaald door de milieukwaliteit. We kunnen ook de eis stellen dat gebied  $n$  pas geschikt is voor soort  $s$  als  $n$  tot het juiste natuurdoeltype behoort:

$$R_{sn} \leq \sum_d \beta_{ds} Z_{dn} \quad \forall n, s. \quad (13)$$

Dit maakt het mogelijk vergelijking (8) iets eenvoudiger te formuleren:

$$H_{sn} = \sum_m \eta_{snm} \alpha_m R_{sm} \quad \forall n, s. \quad (14)$$

Deze vergelijking stelt nu dat  $H_{sn}$  het areaal is van gebieden binnen een bepaalde straal die voor wat betreft natuurdoeltype en milieukwaliteit geschikt zijn voor soort  $s$ . Gebied  $n$  is echter pas echt geschikt voor soort  $s$  als ook  $H_{sn}$  voldoende groot is. Dit wordt nog steeds ondervangen door vergelijking (5), maar we willen natuurlijk voorkómen dat een soort vóórkomt in een gebied dat voor wat betreft leefgebied wel geschikt is, maar voor wat betreft milieukwaliteit niet. Dit doen we met het volgende:

$$B_{sn} \leq R_{sn} \quad \forall n, s. \quad (15)$$

De milieukwaliteit wordt bepaald door enerzijds de gegeven kwaliteit ( $\xi_{cn}$ ) en anderzijds de maatregelen die genomen worden om de kwaliteit aan te passen. Lokale maatregelen geven we aan met index  $l$ , de hoeveelheid geld dat gestoken wordt in het nemen van maatregel  $l$  in gebied  $n$  geven we weer met de variabele  $L_{ln}$  en het effect daarvan op de milieuvariabele geven we weer met  $\lambda_{cln}$ . Generieke maatregelen geven we weer met de index  $g$ , het geld dat eraan besteed wordt met  $G_g$  en het effect daarvan op de milieuvariabele met  $\gamma_{cgn}$ . De waarde van de milieuvariabele wordt daarom met de volgende vergelijking berekend:

$$Q_{cn} = \xi_{cn} + \sum_l \lambda_{cln} L_{ln} + \sum_g \gamma_{cgn} G_g \quad \forall c, n. \quad (16)$$

Tenslotte worden de kosten van de maatregelen aan vergelijking (9) toegevoegd:

$$K = \sum_d \sum_n \mu_{dn} Z_{dn} + \sum_n \sum_l L_{ln} + \sum_g G_g. \quad (17)$$

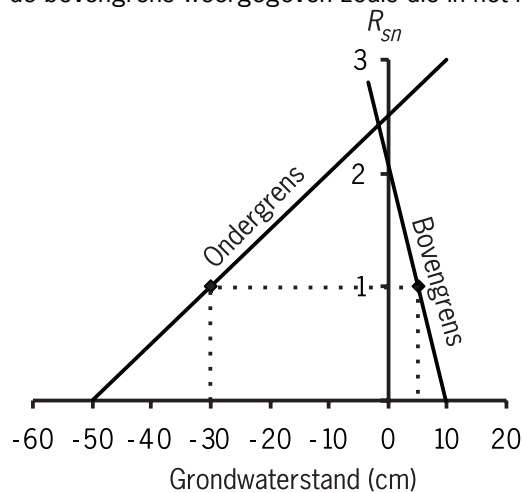
## Databehoefte

Voor deze uitbreiding zijn data nodig die betrekking hebben op

- De milieueisen van de soorten en natuurdoeltypen;
- De minimale en maximale waarden van de milieuv variabelen;
- De milieukwaliteit in de uitgangssituatie;
- De kosten van lokale en generieke milieumaatregelen.

Laten we aannemen dat er twee milieuv variabelen zijn: grondwaterstand en nutriëntengehalte. Als we dan verder veronderstellen dat gebieden 6, 7 en 8 relatief nat en soortenarm zijn en de soortensamenstelling daarmee in verband staat zouden we uit kunnen komen op milieueisen per soort die eruit zien als in tabel 5.8.

Laten voor de berekening van de coëfficiënten  $\omega_{crs}$ ,  $\varphi_{crs}$ ,  $\sigma_{cdr}$  en  $\tau_{cdr}$  de eisen van soort 4 met betrekking tot de grondwaterstand als voorbeeld nemen. In figuur 1 staan de ondergrens en de bovengrens weergegeven zoals die in het model in feite worden gevormd door verg. (10).



Figuur B.1: Afhankelijkheid variabele  $R_{sn}$  van de boven- en ondergrenzen aan de grondwaterstand

De parameterwaarden van de ondergrens kunnen we berekenen door een lijn te trekken door twee punten:

- Een minimale waarde waarvan we veilig kunnen veronderstellen dat het grondwaterpeil daar niet onder zal zakken (daar geldt  $R_{sn} = 0$ );
- De laagste grondwaterstand die voor soort  $s$  nog acceptabel is (daar geldt  $R_{sn} = 1$ ).

De bovengrens kunnen we op een vergelijkbare manier berekenen. De waarden waar  $R_{sn} = 0$  hoeven niet realistisch te zijn, zolang ze maar niet gelijk zijn aan een eis van één of meer van de doelsoorten.

Zoals gezegd veronderstellen we dat gebieden 6, 7 en 8 relatief nat en nutriëntenarm zijn ten opzichte van de rest van de gebieden. De precieze getallen gebruikt in het getallenvoorbeeld staan in tabel 5.9. Ten slotte hebben we een getalswaarde nodig voor de effectiviteit van de milieumaatregelen. Laten we ervan uitgaan dat er vier lokale milieumaatregelen bestaan:

- Kunstmatig grondwaterpeil verhogen;
- Kunstmatig grondwaterpeil verlagen;
- Bemesten;
- Beperkingen op lokaal nutriëntengebruik.



Daarnaast kunnen we algemeen mestbeleid inzetten als generieke maatregel. Het effect van deze maatregelen staat in tabel 5.10 en tabel 5.11.

## Wot-onderzoek

### Verschenen documenten in de reeks Rapporten van de Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu – vanaf september 2005

Wot-rapporten zijn verkrijgbaar bij het secretariaat van Unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu (voorheen Natuurplanbureau), Lumengebouw, te Wageningen.

T 0317 – 47 78 44

F 0317 – 42 49 88

E [info.wnm@wur.nl](mailto:info.wnm@wur.nl)

Wot-rapporten zijn ook te downloaden via de Wot-website [www.wotnatuurenmilieu.wur.nl](http://www.wotnatuurenmilieu.wur.nl)

---

- 1 *Wamelink, G.W.W., J.G.M. van der Gref-van Rossum & R. Jochem* (2005)  
Gevoeligheid van LARCH op vegetatieverandering gesimuleerd door SUMO
- 2 *Broek, J.A. van den* (2005)  
Sturing van stikstof- en fosforverliezen in de Nederlandse landbouw: een nieuw mestbeleid voor 2030
- 3 *Schrijver, R.A.M., R.A. Groeneveld, T.J. de Koeijer & P.B.M. Berentsen* (2005)  
Potenties bij melkveebedrijven voor deelname aan de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer
- 4 *Henkens, R.J.H.G., S. de Vries, R. Jochem, R. Pouwels & M.J.S.M. Reijnen*, (2005)  
Effect van recreatie op broedvogels op landelijk niveau; Ontwikkeling van het recreatiemodel FORVISITS 2.0 en koppeling met LARCH 4.1
- 5 *Ehlert, P.A.I.* (2005)  
Toepassing van de basisvrachtbenadering op fosfaat van compost; Advies
- 6 *Veeneklaas, F.R., J.L.M. Donders & I.E. Salverda* (2006)  
Verrommeling in Nederland
- 7 *Kistenkas, F.H. & W. Kuindersma* (2005)  
Soorten en gebieden; Het groene milieurecht in 2005
- 8 *Wamelink, G.W.W. & J.J. de Jong* (2005)  
Kansen voor natuur in het veenweidegebied; Een modeltoepassing van SMART2-SUMO2, MOVE3 en BIODIV
- 9 *Runhaar, J., J. Clement, P.C. Jansen, S.M. Hennekens, E.J. Weeda, W. Wamelink, E.P.A.G. Schouwenberg* (2005)  
Hotspots floristische biodiversiteit
- 10 *Cate, B. ten, H. Houweling, J. Tersteeg & I. Verstegen (Samenstelling)* (2005)  
Krijgt het landschap de ruimte? – Over ontwikkelen en identiteit
- 11 *Selnes, T.A., F.G. Boonstra & M.J. Bogaardt* (2005)  
Congruentie van natuurbeleid tussen bestuurslagen
- 12 *Leneman, H., J. Vader, E. J. Bos en M.A.H.J. van Bavel* (2006)  
Groene initiatieven in de aanbidding. Kansen en knelpunten van publieke en private financiering
- 13 *Kros, J, P. Groenendijk, J.P. Mol-Dijkstra, H.P. Oosterom, G.W.W. Wamelink* (2005)  
Vergelijking van SMART2SUMO en STONE in relatie tot de modellering van de effecten van

landgebruikverandering op de nutriëntenbeschikbaarheid

- 14** *Brouwer, F.M., H. Leneman & R.G. Groeneveld (2005)*  
The international policy dimension of sustainability in Dutch agriculture
- 15** *Vreke, J., R.I. van Dam & F.H. Kistenkas (2005)*  
Provinciaal instrumentarium voor groenrealisatie
- 16** *Dobben, H.F. van, G.W.W. Wamelink & R.M.A. Wegman (2005)*  
Schatting van de beschikbaarheid van nutriënten uit de productie en soortensamenstelling van de vegetatie. Een verkennende studie
- 17** *Groeneveld, R.A. & D.A.E. Dirks (2006)*  
Bedrijfseconomische effecten van agrarisch natuurbeheer op melkveebedrijven; Perceptie van deelnemers aan de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer
- 18** *Hubeek, F.B., F.A. Geerling-Eiff, S.M.A. van der Kroon, J. Vader & A.E.J. Wals (2006)*  
Van adoptiekip tot duurzame stadswijk; Natuur- en milieueducatie in de praktijk
- 19** *Kuindersma, W., F.G. Boonstra, S. de Boer, A.L. Gerritsen, M. Pleijte & T.A. Selnes (2006)*  
Evalueren in interactie. De mogelijkheden van lerende evaluaties voor het Milieu- en Natuurplanbureau
- 20** *Koeijer, T.J. de, K.H.M. van Bommel, M.L.P. van Esbroek, R.A. Groeneveld, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen & M.N. van Wijk (2006)*  
Methodiekontwikkeling kosteneffectiviteit van het natuurbeleid. De realisatie van het natuurdoel 'Natte Heide'





# W O t

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

