

Kosteneffectiviteit natuurbeleid: methodiekontwikkeling

Tussenrapportage 2004

S.S.H. Ligthart (red.)
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

planbureau rapporten



Kosteneffectiviteit natuurbeleid: methodieontwikkeling

De inhoudelijke kwaliteit van dit rapport is beoordeeld door de Begeleidingsgroep Natuur & Economie (zie Bijlage 7).
Het rapport is geaccepteerd door Leon Braat, opdrachtgever namens het Milieu- en Natuurplanbureau.

De reeks 'Planbureau rapporten' bevat onderzoeksresultaten die als bouwstenen dienen voor een van de planbureau producten. Het gaat om onderzoek van alle uitvoerende partnerinstellingen en van andere organisaties die voor het Natuurplanbureau opdrachten hebben uitgevoerd. Uitvoerende instellingen zijn: Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ), Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA) en Wageningen Universiteit en Researchcentrum (WUR).

Kosteneffectiviteit natuurbeleid: methodiekontwikkeling

Tussenrapportage 2004

S.S.H. Ligthart (red.)

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

Planbureaurapporten 23

Natuurplanbureau, vestiging Wageningen

Wageningen, December 2004

Referaat

Ligthart, S.S.H. (red.), 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*. Wageningen, Natuurplanbureau – vestiging Wageningen, Planbureaurapporten 23. 103 blz. 22. fig.; 11 tab.; 45 ref.; 6 bijl.

Vanaf 2003 werkt het Milieu- en Natuurplanbureau (MNP) aan de ontwikkeling van een methodiek (indicatoren en analysekader) om de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid te bepalen. Achtergrond van deze studie vormt de wens van de ministeries van Financien en Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit om het inzicht in de relatie tussen de kosten van het natuurbeleid en de doelbereiking te vergroten. Deze methodiek moet het in de toekomst mogelijk maken 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 middelen een groter doelbereik gehaald kan worden. De methodiekontwikkeling richt zich primair op de realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) zowel qua oppervlakte als in kwalitatieve zin. De ontwikkeling van een kosteneffectiviteits-methodiek is een uitdaging van formaat, vanwege de complexiteit van het natuurbeleid, het multidisciplinaire karakter ervan en de onoverkomelijkheid tal van keuzes te maken die zowel wetenschappelijk gezien als bestuurlijk voor discussie vatbaar zijn. Dit rapport moet dan ook worden beschouwd als een tussenrapport waarin de keuzes die tot nu toe zijn gemaakt met betrekking tot de indicatoren voor doelbereiking, kosten en kosteneffectiviteit uitvoerig worden beschreven en onderbouwd. Behalve een presentatie van de methodiek, staan in deze tussenrapportage de resultaten van een kosteneffectiviteitsanalyse van twee voorbeeldstudies, namelijk voor de natuurdoelen van heide en laagveenmoeras.

Trefwoorden: kosteneffectiviteit, natuurbeleid, Ecologische Hoofdstructuur, natuurdoelen, Natuurwaardegraadmeter, instandhoudingscondities, areaaluitbreiding, ruimtelijke samenhang, verzuring, verdroging, beheer, waterkwaliteit, kosten, economische analyse, beleidseffectketen.

Abstract

Ligthart, S.S.H. (red.), 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. *Cost-effectiveness of nature policy: towards a methodology using quantitative indicators. 2004 Interim Report*. Wageningen, Nature Policy Assessment Office, Wageningen, Planbureaurapporten 23. 103 p. 22 fig.; 11 tab.; 45 ref.; 6 annexes

Since 2003 the Netherlands Environmental Assessment Agency (*Milieu- en Natuurplanbureau, MNP*) has been developing a methodology (consisting of indicators and an analytical framework) to assess the cost-effectiveness of nature policy. The study was undertaken to meet the request by the Dutch Ministries of Finance and of Agriculture, Nature and Food Quality to examine the relation between the costs of Dutch nature policy and the degree to which its goals are being met. The methodology developed should be able to answer the question whether the goals of the current Dutch nature policy can be achieved with less financial resources, or whether more demanding goals could be met with the current financial resources. The development of the new methodology is focusing primarily on the implementation of the national ecological network (*Ecologische Hoofdstructuur or EHS*), in terms of both coverage and quality. Developing such a cost-effectiveness methodology is not a simple matter, in view of the complexity of nature policy, its multidisciplinary character and the fact that, inevitably, many choices need to be made that are controversial from a scientific or policymaking point of view. The present report should therefore be regarded as an interim report, describing and justifying the choices made with respect to indicators of goal achievement, costs and cost-effectiveness. The report presents the methodology as well as the results of a cost-effectiveness analysis applied to two studies by way of examples, relating to the nature goals for heathland and moors and fens.

Key words: cost-effectiveness, nature policy, National Ecological Network, nature goals, indicators of nature quality, sustainability conditions, land acquisition, spatial coherence, acidification, water table draw-down, management, water quality, costs, economic analysis, policy effect chain.

ISSN 1574-0935

©2004 **Milieu- en Natuurplanbureau- RIVM**
Postbus 1
3720 BA Bilthoven
Tel: (030) 274 91 11; fax: (030) 274 29 71; e-mail: info@rivm.nl

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

Natuurplanbureau, vestiging Wageningen
Postbus 47, 6700 AA Wageningen
Tel: (0317) 47 78 45; Fax: (0317) 42 49 88

Planbureaurapporten is een uitgave van het Natuurplanbureau - vestiging Wageningen, onderdeel van Wageningen UR. Dit rapport is verkrijgbaar bij het secretariaat. Het rapport is ook te downloaden via www.natuurplanbureau.nl

Natuurplanbureau, vestiging Wageningen Postbus 47, 6700 AA Wageningen
Tel: (0317) 47 78 45; Fax: (0317) 42 49 88; e-mail: info@npb-wageningen.nl; Internet: www.natuurplanbureau.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.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
Summary	13
1 Inleiding	17
1.1 Achtergrond	17
1.2 Vraagstelling	17
1.3 Uitgangspunten: afbakening van beleid en analyseniveau	17
1.4 Toepassingsmogelijkheden van de methodiek	19
1.5 Onderzoeksactiviteiten 2004	19
1.6 Leeswijzer	20
2 Methodiek kosteneffectiviteit natuurbeleid: centrale begrippen, indicatoren en analysekader	21
2.1 Inleiding	21
2.2 Begripsbepaling	21
2.3 Analyse kosteneffectiviteit natuurbeleid in vier stappen	24
2.4 Indicatoren doelbereiking: areaal en natuurkwaliteit	26
2.4.1 Inleiding	26
2.4.2 Doelstelling areaal	26
2.4.3 Bepalen doelbereiking areaal	26
2.4.4 Doelstelling natuurkwaliteit	27
2.4.5 Nadere operationalisering natuurkwaliteit	27
2.4.6 Bepalen doelbereiking natuurkwaliteit	28
2.4.7 Nulmeting	29
2.4.8 Samenvatting indicatoren doelbereiking	29
2.5 Indicatoren kosten per beleidsonderwerp	29
2.5.1 Inleiding	29
2.5.2 Kosten areaaluitbreiding	31
2.5.3 Kosten beheer	32
2.5.4 Kosten milieucondities: verzuring, verdroging, waterkwaliteit	33
2.5.5 Kosten vermogensbeslag grond	35
2.5.6 Apparaatskosten	35
2.5.7 Samenvatting indicatoren kosten	35
2.6 Indicatoren beleidseffectketen	37
2.7 Kosteneffectiviteit	40
3 Resultaten voorbeeldstudies Heide en Laagveenmoeras	43
3.1 Inleiding	43
3.2 Typering Heide	43
3.3 Typering laagveenmoeras	45

3.4	Doelbereiking, kosten en beleidseffectketen Heide	46
3.4.1	Doelbereiking	46
3.4.2	Kosten	47
3.4.3	Beleidseffectketen	49
3.5	Doelbereiking, kosten en beleidseffectketen Laagveenmoeras	54
3.5.1	Doelbereiking	54
3.5.2	Kosten	55
3.5.3	Beleidseffectketen	57
3.6	Kosteneffectiviteit Heide en Laagveenmoeras	61
3.6.1	Inleiding	61
3.6.2	Kostencurves Heide en Laagveenmoeras	62
4	Conclusies en onderzoeksagenda	65
4.1	Inleiding	65
4.2	Conclusies	65
4.2.1	Conclusies methodiekwontwikkeling	65
4.2.2	Tentative conclusies voorbeeldstudies	66
4.3	Onderzoeksagenda	67
4.3.1	Aanbevelingen voor verbetering ex post analyse	67
4.3.2	Aanbevelingen voor verbetering ex ante analyse	67
	Literatuur	69
Bijlage 1	Beslismemo definitiestudie toetsing en monitoring voor de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid	73
Bijlage 2	Natuurdoelen in Nederland	79
Bijlage 3	Kosten van grond bij gebruik voor alternatieve toepassingen	81
Bijlage 4	Verantwoording berekening kosten beheer Heide en Laagveenmoeras	87
Bijlage 5	Doelbereiking afzonderlijke natuurdoelen van Heide	97
Bijlage 6	Geraadpleegde studies	99
Bijlage 7	Samenstelling Begeleidingsgroep Natuur & Economie	101

Woord vooraf

Sinds 2002 heeft het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) aangegeven behoefte te hebben aan kennis over de kosten en de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid. De behoefte hieraan is onder meer verwoord in de Kaderbrief Natuurplanbureau functie 2003-2006.

De centrale vraagstelling van het onderzoek naar de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid is als volgt geformuleerd: "In welke mate dragen verschillende fysieke maatregelen (o.a. verbetering milieukwaliteit en waterbeschikbaarheid, areaalvergroting, natuurbeheer) en beleidsinstrumenten (o.a. wet en regelgeving, subsidies) uit het beleid bij aan de doelen uit de nota Natuur voor Mensen, Mensen voor Natuur (LNV, 2000). Hierbij worden natuureffecten gekoppeld aan de inzet van financiële middelen". Het Natuurplanbureau is gevraagd een methodiek te ontwikkelen voor een toetsings- en monitoringsysteem ter bepaling van de kosteneffectiviteit van fysieke maatregelen en beleidsinstrumenten van het natuurbeleid.

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

Na een eerste verkenning naar de mogelijkheid om uitspraken te doen over de effectiviteit en doelmatigheid van het natuurbeleid (Lammers et al., 2002) en een definitiestudie (zie bijlage 1) is het Milieu- en Natuurplanbureau (MNP) gestart met de ontwikkeling van een methodiek voor toetsing en monitoring van de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid (Ligthart & Van Rheenen, 2003). In 2004 is het ontwerp verder uitgewerkt en toepasbaar gemaakt aan de hand van twee voorbeeldstudies.

De resultaten van het onderzoek in 2004 worden gepresenteerd in het voorliggende rapport. Bij de aanscherping van de methodiek is gebleken dat er nog een aantal knelpunten zijn. Over de keuze van indicatoren voor doelbereiking en kosten is in principe discussie mogelijk. Daarom wordt in het rapport uitvoerig stil gestaan bij de argumenten voor gemaakte keuzes. Voorts is vanwege het gekozen analyseniveau de vertaling naar de beleidspraktijk niet eenvoudig. Om deze redenen draagt de methodiek nog een voorlopig karakter. Het rapport moet dus nadrukkelijk worden gezien als een tussenresultaat. In overleg met de opdrachtgever wordt in de komende maanden een vervolg van de studie gedefinieerd.

Aan de totstandkoming van het rapport hebben vele mensen een constructieve bijdrage geleverd. Hierbij noem ik in het bijzonder de leden van de Begeleidingsgroep Natuur en Economie functionerend als een klankbord uit wetenschap en praktijk voor onderzoek van het MNP op dit terrein onder voorzitterschap van Prof. Dr.ir. E. van Ierland (zie bijlage 7 voor samenstelling van Begeleidingsgroep). Een analyse van de causale relatie tussen doelbereiking en kosten in de voorbeeldstudies was niet mogelijk geweest zonder de bijdrage van terzake deskundigen. Ik wil deze mensen, mede namens de auteurs, daarvoor bedanken.

Leon Braat
Milieu- en Natuurplanbureau
Hoofd team Natuur, Landschap en Biodiversiteit

Samenvatting

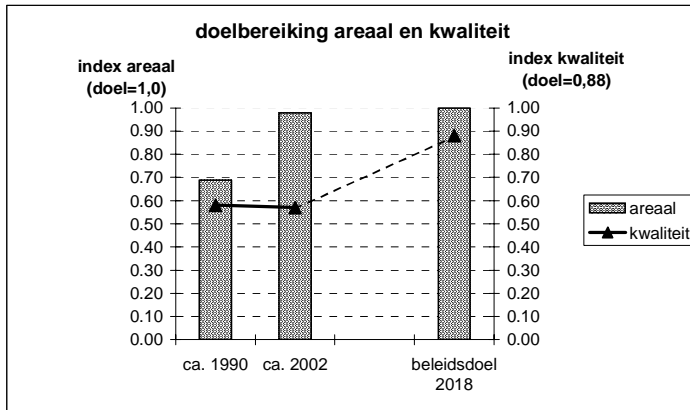
Sinds 2003 werkt het Milieu- en Natuurplanbureau (MNP) aan de ontwikkeling van een methodiek ter bepaling van de relatieve kosteneffectiviteit van verschillende strategieën in het natuurbeleid. In samenspraak met de Ministeries van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en van Financiën is besloten om de methodiekontwikkeling te richten op de realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS).

Om via de EHS 'natuur van kwaliteit' te realiseren is het nodig, dat aan een aantal voorwaarden wordt voldaan. Het gaat om (1) areaalgrootte en ruimtelijke samenhang, (2) beperking van de mate van verzuring, (3) idem van verdroging en een (4) bepaalde waterkwaliteit. Zolang deze voorwaarden onvoldoende gunstig zijn voor het voortbestaan van planten en dieren en het natuurlijk ontwikkelen van ecosystemen, is (5) compenserend beheer nodig. De methodiek onderscheidt naar de analogie van de hier genoemde voorwaarden en beheer daarom vijf *beleidsonderwerpen*.

Door de methodiek toe te passen, kan inzichtelijk worden gemaakt hoe per landelijk natuurdoel (= een nagestreefd type natuur) kwaliteitswinst zich verhoudt tot de gemaakte of te maken kosten als gevolg van een bepaalde combinatie van inspanningen op de vijf onderscheiden beleidsonderwerpen. Hierbij wordt natuurkwaliteit per landelijk natuurdoel steeds in dezelfde eenheid uitgedrukt. Omdat dit vanzelfsprekend ook geldt voor de kosten, kan deze informatie ook worden gebruikt voor afwegingen *tussen* landelijke natuurdoelen met kosteneffectiviteit als criterium. De methodiek is voornamelijk *niet* gedetailleerd genoeg uitgewerkt (bijvoorbeeld nog geen analyse van verschillende technische maatregelen voor verzuringsbestrijding, verdroging of natuurbeheer) om *binnen* de genoemde beleidsonderwerpen te zoeken naar kosteneffectiviteitswinst. Dergelijke informatie is grotendeels wel beschikbaar bij het Milieu- en Natuurplanbureau, maar nog niet in de methodiek geïntegreerd.

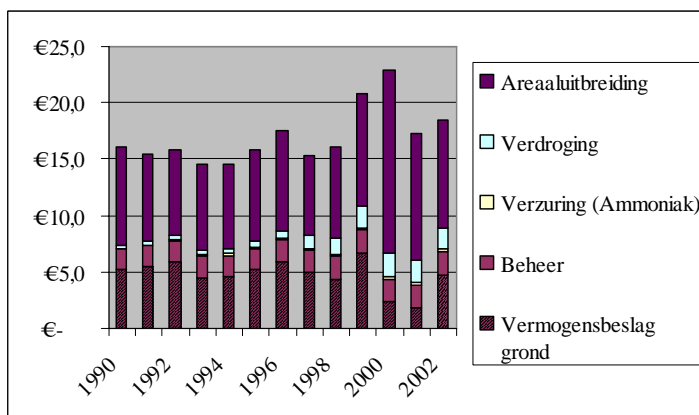
Ook *de werking van beleidsinstrumenten* zoals de Natuurbeschermingswet of Subsidieregelingen als het Programma Beheer of het Investeringsbudget Landelijk Gebied ten opzichte van elkaar, is in deze studie nog niet geadresseerd.

Effecten worden in een kosteneffectiviteitanalyse anders dan in een kostenbaten-analyse uitgedrukt in termen van het uiteindelijke doel van het beleid, waarop de analyse zich richt. In dit geval gaat het om natuurkwaliteit. Het MNP stelt in lijn met de Conventie Biological Diversity en de EU-Headline Indicators for Biodiversity voor als *indicator voor natuurkwaliteit* te werken met: de mate van aanwezigheid van soorten planten en dieren die kenmerkend zijn per type natuur in aantallen individuen (populatie-omvang per soort) die indicatief zijn voor het behoud van deze soorten. Daarnaast wordt de doelbereiking per type natuur (=natuurdoel) bepaald door het aantal gerealiseerde hectares (zie figuur S1 voor een voorbeeld van een meting van doelbereiking).



Figuur S1 Ontwikkeling van areaal en kwaliteit van natuurdoelen van laagveenmoeras ten opzichte van het beleidsdoel in 2018

Als bouwsteen voor de bepaling van de *kosten* van de beleidsalternatieven die in de methodiek worden beschouwd, zijn de kosten per beleidsonderwerp per natuurdoel bepaald, 'gegeven de inzet tussen 1990 en 2002'. Er wordt uitgegaan van een economisch kostenbegrip, waarin kosten zijn gedefinieerd als de waarde van de ingezette productiemiddelen (kapitaal, arbeid, grond) in het naast beste alternatief. Het gaat dan bijvoorbeeld om waarde van de goederen en diensten die de landbouw niet meer kan leveren als gevolg van een functiewijziging van landbouw in natuur. Waar markten zijn en goed functioneren wordt de marktprijs als indicator hiervoor gebruikt. Verder wordt voorgesteld om in deze methodiek kosten op te vatten als *de kosten die worden gemaakt door alle partijen in de samenleving* die direct betrokken zijn bij de realisering van het beleidsdoel. Voor de natuurdoelen heide en laagveenmoeras zijn de kosten bepaald (zie voor een voorbeeld figuur S2).



Figuur S2. Totale kosten per jaar voor laagveenmoeras (* miljoen Euro)

Om vervolgens een indruk te krijgen van de relatieve mate waarin de inzet per beleidsonderwerp en de daaraan gerelateerde kosten hebben bijgedragen aan de gemeten doelbereiking, kan een zogenoemde beleidseffectketen worden opgesteld. Volgtijdelijk resultaat op elk tussenniveau van de beleidseffectketen, dus bijvoorbeeld gerealiseerde ammoniakreductie, de bijdrage van areaaluitbreiding aan de ruimtelijke samenhang en de daadwerkelijke uitvoering van het beheer, vormt immers een voorwaarde voor causaliteit (zie tekstbox voor een voorbeeld van de resultaten van de analyse van de beleidseffectketen).

Tekstbox 1 Kosten per beleidsonderwerp in relatie tot de relatieve mate waarin dit beleidsonderwerp bijdraagt aan de doelbereiking bij laagveenmoeras

Het kwaliteitsniveau dat tussen 1990 en 2002 voor Laagveenmoeras is gerealiseerd kan vooral worden toegeschreven aan het gevoerde beheer, waaraan relatief gezien 16% van de totale kosten (excl. vermogensbeslag grond) aan zijn besteed. Op het gebied van de verdroging is er nog weinig is gebeurd in die periode, de relatieve kosten voor verdroging bedroegen 8% van het totaal. Het laagveenmoeras heeft behalve van de beheersmaatregelen in combinatie hiermee geprofiteerd van de verbeterde waterkwaliteit (kosten onbekend) en van areaaluitbreiding, 75% van de totale kosten die ook de ruimtelijke samenhang heeft versterkt.

Door relaties te leggen tussen kosten per beleidsonderwerp en de via een analyse van de beleidseffectketen vastgestelde effectiviteit per beleidsonderwerp kunnen *in theorie* (cumulatieve) kosten-effectiviteitscurves opgesteld worden, zoals bekend uit de kosteneffectiviteitstudies ten behoeve van het milieubeleid. Voorwaarde voor een eenduidige kosteneffectiviteitscurve is de onderlinge onafhankelijkheid van de onderscheiden alternatieve beleidsopties (in deze studie aangeduid als *beleidsonderwerpen*). Een aanpak langs een eenvoudige oplopende reeks van ogenschijnlijk onafhankelijke beleidsonderwerpen respectievelijk areaaluitbreiding, natuurbeheer, verzuringsbeleid, verdrogingsbeleid en waterkwaliteitsbeleid, is echter ecologisch gezien onzin. Doelbereiking die is geformuleerd in termen van het voorkomen van soorten in duurzame populaties vergt een dusdanig samenhangende combinatie van de onderscheiden beleidsonderwerpen in de juiste temporele en ruimtelijke dimensies, dat de kosteneffectiviteitanalyse beter gericht kan worden op intelligent samengestelde combinaties van beleidsonderwerpen. Vanaf een bepaalde basisinzet per beleidsonderwerp kan er vervolgens gevarieerd worden in de mate van intensivering per beleidsonderwerp in combinatie met de andere.

Beleidsalternatieven die op deze wijze kunnen worden onderscheiden zijn bijvoorbeeld voortzetten huidige inzet¹ voor alle beleidsonderwerpen versus voortzetten huidige inzet voor alle beleidsonderwerpen behalve het beheer waarvan de inzet wordt geoptimaliseerd. Als basis voor een cumulatieve kosteneffectiviteitscurve kunnen dan vervolgens alternatieven worden ontworpen waar telkens een beleidsonderwerp meer wordt geoptimaliseerd. Lastig blijft dan dat optimalisering van het ene beleidsonderwerp gevolgen heeft voor de benodigde inzet op de andere beleidsonderwerpen. Met het op dit moment beschikbare modelleninstrumentarium bij het MNP is het vervolgens in principe mogelijk om voor een groot deel van de landelijke natuurdoelen aan te geven wat de effectiviteit is (in termen van het voorkomen van soorten in duurzame populaties) van de op deze wijze geformuleerde beleidsalternatieven.

¹ Bij het alternatief voortzetten huidige inzet is uitgegaan van voortzetting van de mate van uitvoering van het in de periode 1990-2002 vastgestelde beleid in de periode tot 2003; dit is minder dan voor de periode tot 2030 is voorgenomen;

Summary

Since 2003, the Netherlands Environmental Assessment Agency (*Milieu- en Natuurplanbureau, MNP*) has been developing a methodology to determine the relative cost-effectiveness of various strategies that can be implemented to achieve certain nature goals. In consultation with the Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality and the Ministry of Finance it was decided that the methodology would concentrate on the implementation of the National Ecological Network (*Ecologische Hoofdstructuur, EHS*).

Achieving 'high-quality nature' by means of the *EHS* requires a number of conditions to be met, including (1) area size and spatial coherence, (2) reduction of acidification, (3) reduction of areas facing severe water table drawdown and (4) a certain level of water quality. As long as these conditions are insufficiently met, (5) compensatory nature management schemes will be required. The methodology therefore differentiates between these five policy aspects.

Applying the methodology will allow us to make clear how, for each national nature goal (i.e., a particular type of nature which we aim to achieve), achievements in terms of quality are related to costs as a result of a combination of efforts made within the context of the five policy aspects. Nature quality per national nature goal will always be expressed in the same units. As the same will be done for costs, this information can be used to compare national nature goals with cost-effectiveness as criteria. At this stage, the methodology has not yet been developed in sufficient detail to identify potential cost effectiveness gains of the various technical steps possibly to be taken (*per*) policy aspect e.g. to combat acidification, water table drawdown or nature management). Most of the required information is available at the *MNP*, but it needs to be integrated into the methodology.

The impact of policy instruments like the Nature Protection Act or subsidy schemes for nature management have not been addressed in this study either.

Unlike in a Cost Benefit Analysis, effects in the CEA are expressed in terms of the ultimate goal of the policy. In the present study, the policy goal is nature quality. The *MNP* suggests – in line with the Convention on Biological Diversity and the EU Headline Indicators for Biodiversity – to work with the presence of species of plants and animals that are characteristic of each nature type in terms of numbers of individuals (population size per type), which would be indicative of the level of maintenance of that type. In addition, the achievement of the goals per nature type (= nature goal) is determined by the area that has been implemented (see Figure S1 for an example of assessment of goal achievement).

To determine the costs of the various policy alternatives included in the methodology, these costs were assessed per policy aspect and per nature goal, based on the costs between 1990 and 2002, using the definitions of economic costs. Costs are defined as the opportunity costs of the production factors (capital, labour and land). This includes – for example – the value of goods and services that agriculture can no longer deliver when the purpose of the land is changed from agriculture to nature. Where there are well-functioning markets, market prices are used as indicators. The present study also includes costs made by all parties in society that are involved in achieving a certain policy goal. The costs of achieving the nature goals for heathland and moors and fens have been determined (see, e.g., Figure S2).

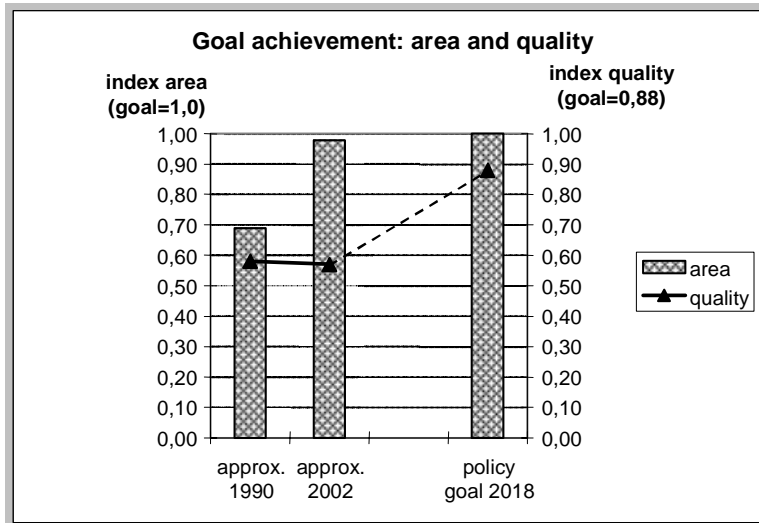


Figure S1 Development of area and quality of nature goals for fens compared to the 2018 policy goals

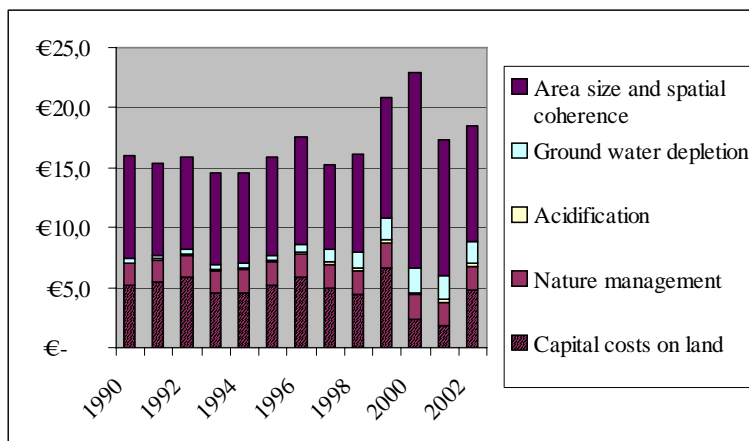


Figure S2: Total annual costs for fens (in millions of euros)

To get some indication of the extent to which a policy aspect and the associated costs have actually contributed towards the achievement of a particular level of quality, a so-called policy effect chain (PEC) was constructed. Applying this PEC allows the causal relation between an action and its contribution to the achievement of a certain goal to be made explicit (see Box 1).

Box 1: Costs per policy aspect in relation to the relative contribution actually made by the policy aspect towards the achievement of certain nature goals in the fens.

The change in quality of fens that was achieved between 1990 and 2002 was mostly due to the management costs incurred during that period, which was, in relative terms, 16% of the total costs (excluding capital costs of the land). During this period, very little was done to combat water table draw-down and the relative cost was 8% of the total. Apart from the management measures, the fens have also benefited from the improved water quality (the costs of which are unknown) and from land acquisition, which included 75% of the total costs and also improved the spatial coherence.

By establishing the relations between the costs incurred for a certain policy aspect and the achievement of a particular type of high-quality nature, it is theoretically possible to develop cumulative cost-effectiveness curves, which have also been developed for environmental policies. An important condition for a clear cost-effectiveness curve is that the policy options included in it should not be related. From an ecological perspective, however, such an approach, in which we assume no relation between the various policy aspects included in the study, is not useful. In this case it is more useful for the cost-effectiveness study to concentrate on an intelligent combination of policy aspects to achieve certain nature goals. The focus could be on different levels of intensity of the measures included.

Policy strategies that can be distinguished include a continuation of all current input² for all policy aspects, compared to a situation where the current policy is continued while nature management is optimised. As a basis for the cumulative cost-effectiveness curve, different alternatives can be designed, each optimising another input of a policy aspect. A complication will be that optimising the input in one policy aspect will have consequences for other aspects. Models currently available at *MNP* should allow us to indicate for most national nature goals what the effectivity of the different policy strategies will be (in terms of the existence of sustainable populations).

² The option of a continuation of the current policies was based on the level of implementation for the 1990 – 2002 period, .This is less than is proposed by policymakers for the 2030 period.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

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 voor deze studie.

In aanvulling op de Tweede Natuurverkenning heeft het Natuurplanbureau in 2002 een *quick scan* naar de effectiviteit en doelmatigheid van het natuurbeleid uitgevoerd. Hoofdconclusie van deze quick scan was, dat: 'aangezien toepassingen van economische evaluatiemethoden binnen het natuurbeleid nog niet gebruikelijk zijn, gegevens voor een vergelijkend overzicht van kosteneffectiviteit dientengevolge schaars zijn.' (zie Lammers *e.a.*, 2002).

Uit literatuuronderzoek blijkt bovendien dat bestaand kosteneffectiviteitonderzoek voor natuur zich veelal beperkt tot de relatie tussen een bepaald type fysieke maatregelen en natuurkwaliteit. Dit biedt geen inzicht in de relatieve bijdrage van verschillende typen fysieke maatregelen zoals areaaluitbreiding versus milieumaatregelen (zie Brink et al., 2003). In het bijzonder richt bestaand kosteneffectiviteitonderzoek voor natuur zich op de meest kosteneffectieve allocatie van land aan natuur. Het gaat in de meeste gevallen om een ex ante kosteneffectiviteit analyse, waarbij wordt gezocht naar de optimale omvang en allocatie van natuurgebieden om een gegeven doelstelling tegen minimale kosten te realiseren. Economische kosten betreffen in die analyses vooral het welvaartsverlies door verminderde productie uit agrarische activiteiten in deze gebieden.

1.2 Vraagstelling

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.

1.3 Uitgangspunten: afbakening van beleid en analyseniveau

De uitgangspunten voor deze methodiekontwikkeling zijn in samenspraak met de opdrachtgever in januari 2003 vastgelegd (zie bijlage 1). Het betreft afspraken over de afbakening van het natuurbeleid en over het analyseniveau.

Wat de *afbakening van het natuurbeleid* betreft, beoogt de te ontwikkelen methodiek kosteneffectiviteitsafwegingen te faciliteren bij de realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS). Met de EHS beoogt de overheid een samenhangend netwerk van kwalitatief hoogwaardige natuurgebieden van circa 728.500 ha op het land (zie LNV, 2004). Deze kwalitatief hoogwaardige natuurgebieden bestaan uit verschillende typen natuur (bijvoorbeeld: bos, heide, moeras). Het begrip type natuur verwijst naar verschillende planten- en diersoorten

die in samenhang voorkomen. Er zijn diverse indelingen in typen natuur mogelijk die onder meer verschillen naar de mate van detail. Voor deze methodiekontwikkeling wordt aangesloten bij de indeling in 27 landelijke natuurdoelen die in het beleid wordt gehanteerd (zie LNV, 2000, 2004). Voor elk natuurdoel is vastgelegd hoeveel hectares van een bepaald type natuur, bijvoorbeeld duinlandschap, moeras, droge heide, de overheid in Nederland wil realiseren (zie bijlage 2). De voorlopige landelijke Natuurdoelenkaart (versie 20-12-2003; LNV, 2004) geeft aan waar de overheid die natuurdoelen wil gaan realiseren.

Hoewel met de realisatie van de EHS niet alleen een bijdrage wordt geleverd aan het duurzaam behoud van planten en dieren in Nederland, maar ook aan zaken als natuurbeleving en recreatieve waarde, blijven deze bij de methodiekontwikkeling vooralsnog buiten beschouwing³.

Realisatie van de EHS vereist dat een aantal instandhoudings-condities gelden. Het gaat om areaalgrootte en ruimtelijke samenhang, beperking van de verzuring (bodemchemie) en verdroging (waterpeil) en een bepaalde waterkwaliteit. Zolang deze condities onvoldoende gunstig zijn voor het voortbestaan van planten en dieren en het natuurlijk ontwikkelen van ecosystemen, zijn beheersmaatregelen van belang. Daarnaast vereisen een aantal typen natuur altijd een bepaalde mate van beheer. Per type natuur verschillen de eisen die aan instandhoudings-condities en beheer worden gesteld. Dit betekent dat per type natuur en dus ook per landelijk natuurdoel, zal verschillen wat de meest kosteneffectieve doel-middel-relatie is.

De realisatie van de instandhoudings-condities voor natuur en de financiële middelen die de overheid hiervoor inzet, vallen in Nederland niet allemaal onder het natuurbeleid in strikte zin. Grosso modo⁴ geldt dat areaaluitbreiding (incl. ruimtelijke samenhang) en beheer ressorteren onder het natuurbeleid. Het verzurings-, verdrogings- en waterkwaliteitsbeleid worden beschouwd als milieu- en waterbeleid. Behalve het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV), komen hiermee op rijksniveau ook de ministeries van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu (VROM) en het ministerie van Verkeer en Waterstaat, in beeld. Naast bovenstaande afbakening van het natuurbeleid, zijn er voorafgaand aan de methodiekontwikkeling in overleg met de opdrachtgever keuzes gemaakt ten aanzien van *het analyseniveau*.

- Uitspraken over doelbereiking richten zich primair op de ecologische doelen van het natuurbeleid *op landelijk niveau* (biodiversiteit en natuurlijkheid);
- Beleidsinstrumenten en fysieke maatregelen die ingezet worden voor de realisatie van natuurkwaliteit zijn *geaggregeerd naar een vijftal beleidsonderwerpen*. (1) areaaluitbreiding en ruimtelijke samenhang, (2) beheer, (3) verzuringsbeleid, (4) verdrogingsbeleid en (5) waterkwaliteitsbeleid. Deze vijf beleidsonderwerpen verwijzen naar de hierboven genoemde instandhoudingscondities en het beheer.
- Per beleidsonderwerp worden de *economische kosten* bepaald. Het economisch kostenbegrip krijgt vooralsnog een beperkte invulling. De kosten van alle partijen die *direct* betrokken zijn bij de realisatie van de ecologische doelen van het natuurbeleid, denk behalve aan overheden aan particulieren als terreinbeheerders en agrariërs worden gedefinieerd. Kosten en baten als gevolg van het natuurbeleid naar derden (=niet rechtstreeks bij het realiseren van de doelen van het natuurbeleid betrokkenen) zoals bijvoorbeeld recreatieondernemers zijn vooralsnog niet gedefinieerd (zie ook hoofdstuk 2).

³ Een van de redenen hiervoor is dat natuurdoelen op het gebied van natuur voor mensen minder geoperationaliseerd zijn. Daarom is in 2003 wel een verkennende studie uitgevoerd naar mogelijkheden voor operationalisering van deze doelen (zie Blok e.a., 2003)

⁴ Dit geldt namelijk niet of ten dele voor het zogenaamde ontsnipperingsbeleid (infrastructuur)

1.4 Toepassingsmogelijkheden van de methodiek

De keuze voor het analyiseniveau en de beleidsmatige afbakening betekenen dat de kosteneffectiviteitanalyses die met behulp van deze methodiek kunnen worden gemaakt, zich zullen richten op de afweging tussen investeren in beheer versus areaaluitbreiding en ruimtelijke samenhang, versus verbeteren van milieucondities (verzuringbeleid, verdrogingsbeleid, waterkwaliteitsbeleid) bij de realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur. Deze afweging zal per landelijk natuurdoel (heide, moeras, duinlandschap, rivierenlandschap etc.) verschillen. Door toepassing van de methodiek kan dus inzichtelijk worden gemaakt hoe per natuurdoel (=type natuur) kwaliteitswinst als gevolg van de inzet op de verschillende beleidsonderwerpen zich verhoudt tot de kosten. Door natuurkwaliteit per natuurdoel wel in dezelfde eenheid uit te drukken (zie paragraaf 2.4 indicatoren doelbereiking) wat vanzelfsprekend ook geldt voor de kosten (Euro's), kan deze informatie ook worden gebruikt voor afwegingen *tussen* landelijke natuurdoelen met kosteneffectiviteit als criterium. In dit laatste geval gaat het om beantwoording van de vraag wat gegeven een bepaald budget de optimale mix van natuurdoelen is.

De methodiek is vooralsnog *niet* geschikt om *binnen* de genoemde beleidsonderwerpen te zoeken naar kosteneffectiviteitswinst. Het gaat bijvoorbeeld niet om de afweging tussen plaggen en begrazen binnen het beleidsonderwerp beheer, of tussen emissie-arme stallen en uitkopen van landbouwbedrijven bij verzuringbeleid.

Ook *de werking van beleidsinstrumenten* zoals de Natuurbeschermingswet of Subsidieregelingen als het Programma Beheer of het Investeringsbudget Landelijk Gebied ten opzichte van elkaar, is buiten beschouwing gelaten. De inzet van deze beleidsinstrumenten leidt immers niet rechtstreeks tot een effect op de natuurkwaliteit, maar loopt via (beleids)prestaties en gedragseffecten⁵ (zie ook paragraaf 2.6 over de beleidseffectketen). Beleidsinstrumenten worden in het natuur-, milieu- en waterbeleid namelijk vooral ingezet om een andere overheid of een maatschappelijke partij te overtuigen, te verplichten of aan te zetten tot de uitvoering of het nalaten van ingrepen in de fysieke leefomgeving.

In de versie van de methodiek die in dit rapport wordt gepresenteerd als een resultaat van de onderzoeksactiviteiten in 2004, zitten overigens nog tal van keuzes waar niet alleen wetenschappelijke discussie over mogelijk is, maar die ook een beleidsmatige standpuntbepaling vragen.

1.5 Onderzoeksactiviteiten 2004

De uitgangspunten voor de methodiekontwikkeling (zie paragraaf 1.3) zijn in 2003 vertaald naar een globale methodiek voor de bepaling van de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid die beperkt is getoetst op toepasbaarheid (zie Brink *et al.*, 2003). In 2004 is gestart met het verder uitwerken en toepasbaar maken van deze methodiek. Hiertoe zijn een tweetal voorbeeldstudies uitgevoerd voor twee typen natuur: heide en moeras op laagveen. De voorbeeldstudies hebben niet alleen geresulteerd in een verdere aanscherping van de methodiek en aanbevelingen voor dataverzameling, maar hebben ook kwantitatieve inschattingen opgeleverd van doelbereiking, kosten en de kosteneffectiviteit van het beleid dat

⁵ De Algemene Rekenkamer (2003/2004) definieert (beleids)prestaties als de resultaten van werkprocessen die binnen een organisatie worden doorlopen om een beleidsdoelstelling te realiseren. (Beleids)effecten zijn de effecten van beleid merkbaar in de maatschappij. Bij beleid voor de fysieke leefomgeving kun je een nader onderscheid maken tussen effecten in de maatschappij en effecten in de fysieke leefomgeving, waarbij de eerste meestal vooraf gaan aan de laatste.

ten aanzien van de gekozen typen natuur is gevoerd. Hiermee wordt geïllustreerd welk type resultaten verwacht kunnen worden door de toepassing van de methodiek.

Overwegingen bij de keuze voor heide en moeras op laagveen als voorbeeldstudie waren:

- laagveenmoeras was ook onderwerp van een pilotstudy op gebiedenniveau in 2003 (zie Nijhoff e.a., 2003), waardoor er ervaring aanwezig was;
- heide is een natuurtype waarvoor veel maatregelen zijn genomen; daarom zijn naar verwachting uitspraken over kosteneffectiviteit mogelijk.

Bij de uitvoering van de voorbeeldstudies en dus ook ten behoeve van de verdere ontwikkeling van de methodiek kosteneffectiviteit is gekozen voor een *ex post benadering*. Voor de periode van 1990 -start van het EHS-beleid- tot 2002 zijn doelbereiking en kosten bepaald en wordt een indicatie gegeven van de causale relatie tussen deze twee.

Om tot een oordeel over de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid te komen, bevelen we echter aan om niet terugkijkend te beoordelen hoe financiële middelen beter hadden kunnen worden ingezet, maar om vooruitkijkend naar 2030 (richtjaar voor een belangrijk deel van het te beschouwen beleid) te bepalen hoe middelen het beste kunnen worden ingezet. Belangrijkste reden hiervoor is dat de lessen voor hoe het natuurbeleid in het verleden kosteneffectiever gemaakt had kunnen worden, weinig zeggen over hoe financiële middelen in de toekomst het beste ingezet kunnen worden. Zo is aannemelijk dat meer inzet op verzuringsbeleid en minder op beheer had geleid tot een hoger doelbereik tot nu toe. Dit wil echter niet automatisch zeggen dat in dat geval voor de toekomst ook meer ingezet moet worden op verzuringsbeleid (zie ook paragraaf 2.2.).

1.6 Leeswijzer

In *hoofdstuk 2* wordt een algemene typering gegeven van de tot nu toe ontwikkelde methodiek kosteneffectiviteit natuurbeleid. In *hoofdstuk 3* worden de resultaten gepresenteerd van een tweetal voorbeeldstudies. De rapportage wordt in *hoofdstuk 4* afgesloten met conclusies en aanbevelingen voor vervolgonderzoek.

2 Methodiek kosteneffectiviteit natuurbeleid: centrale begrippen, indicatoren en analysekader

2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt de tot nu toe ontwikkelde methodiek kosteneffectiviteit natuurbeleid gepresenteerd. Eerst volgt een omschrijving van de centrale begrippen: kosteneffectiviteitanalyse beoogde effecten en kosten. Daarna zal worden aangegeven welke indicatoren kunnen worden gebruikt om achtereenvolgens doelbereiking (= meten van beoogde effecten), kosten per beleidsonderwerp en de effectiviteit (analyse beleids-effectketen) te bepalen. Niet alleen de indicatoren zelf maar ook de redenen om voor deze indicatoren te kiezen worden gepresenteerd. Een belangrijk selectiecriteria voor de keuze van indicatoren is aansluiting bij het beleid. De indicatoren vormen bouwstenen voor de analyse die nodig is om uiteindelijk iets te kunnen zeggen over de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid. De laatste paragraaf gaat hierop in. De formulering van beleidsalternatieven per natuurdoel en een eerste aanzet voor de bepaling van kosten en doelbereiking per beleidsalternatieven op basis van de voorgestelde indicatoren, vormt de kern van deze afsluitende paragraaf.

2.2 Begripsbepaling

In een kosteneffectiviteitanalyse worden de kosten die zijn gemaakt voor de realisatie van een beleidsdoelstelling (=realisatie van beoogde effecten) gerelateerd aan de mate waarin deze doelstelling is bereikt. Dit betekent dat in een dergelijke analyse informatie over kosten gekoppeld wordt aan informatie over effecten. Bepalen van kosteneffectiviteit is vervolgens alleen dan zinvol, wanneer er sprake is van een causale relatie tussen kosten en effect.

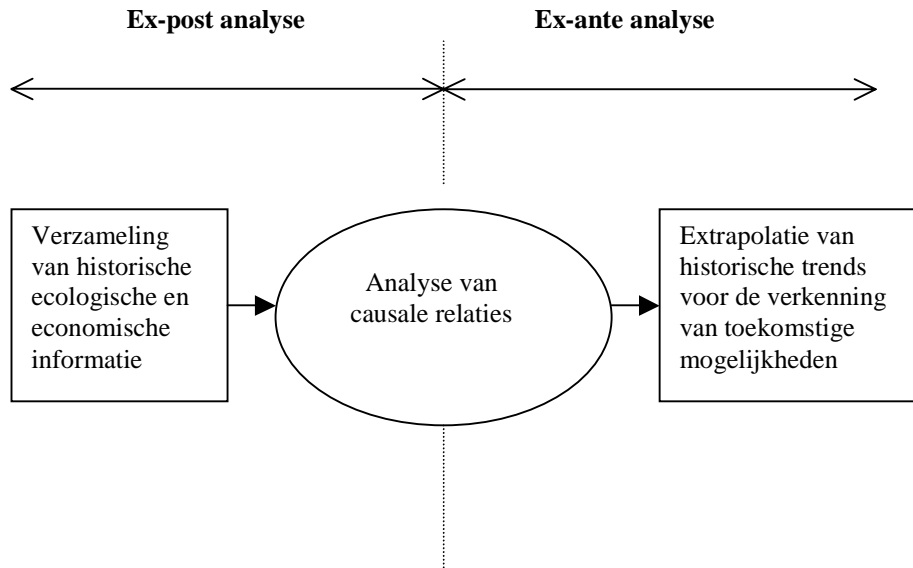
Kosteneffectiviteit kan zowel op basis van een *ex-post* analyse als een *ex-ante analyse* worden bepaald. Met een ex post analyse wordt *terugkijkend* de vraag beantwoord of de gemeten effecten niet met de inzet van minder middelen gerealiseerd *hadden kunnen worden* dan wel of niet meer bereikt *had kunnen worden* met dezelfde inzet van middelen⁶. De effecten en kosten van het huidige beleid worden hierbij vergeleken met die van een aantal al dan niet werkelijk toegepaste beleidsalternatieven. Met een ex ante-analyse wordt *vooruitkijkend* de vraag beantwoord met welk beleidsalternatief de meest gunstige verhouding tussen kosten en effecten *kan worden bereikt*.

Het Ministerie van Financiën omschrijft een *kosteneffectiviteitanalyse* als een methode om, *voorafgaand aan de besluitvorming* over beleid, te onderzoeken met welk beleidsalternatief een bepaalde doelstelling tegen zo weinig mogelijk middelen kan worden gerealiseerd (Ministerie van Financiën, 2002). In principe kan hiervoor zowel een ex-post analyse als een ex-ante analyse worden toegepast. Of een ex-post of een ex-ante analyse zinvol wordt geacht ten behoeve van besluitvorming gericht op toekomstige beleidsinzet, is afhankelijk van de vraag of beleidsalternatieven die in een ex post benadering worden beschouwd ook relevant worden geacht voor de toekomst.

Zoals ook in paragraaf 1.5 aangegeven is voor de ontwikkeling van de methodiek kosteneffectiviteit natuurbeleid begonnen met een *ex post*-analyse. De reden hiervoor is dat er behoefte was aan feitelijke informatie over doelbereiking, kosten en de samenhang tussen

⁶ De Algemene Rekenkamer spreekt in dat geval overigens van een doelmatigheidsonderzoek.

deze twee grootheden. Bovendien kan op basis van deze feitelijke informatie een betere inschatting worden gemaakt van te verwachten effecten en kosten van verschillende beleidsalternatieven.



Figuur 2.1. Relatie ex post en ex ante analyse

In een kosteneffectiviteitanalyse worden *de effecten* niet afzonderlijk monetair of anderszins gewaardeerd, zoals in een maatschappelijke kosten-baten analyse gebruikelijk is, maar uitsluitend *uitgedrukt in termen van het doel*. Gegeven de vooralsnog gekozen afbakening van het beleid, in dit geval dus in termen van de ecologische doelen van het natuurbeleid (zie voor de voorgestelde operationalisering paragraaf 2.4).

Bij de keuze tussen beleidsalternatieven spelen naast de effecten, ook *de kosten* een belangrijke rol. Er is sprake van kosten wanneer voor acties gericht op het realiseren van overheidsdoelen zoals natuurkwaliteit, schaarse middelen moeten worden aangewend die anders (d.w.z. bij het ontbreken van natuurbeleid) voor andere doeleinden zouden kunnen worden gebruikt. Deze schaarse middelen hebben waarde, omdat ze bij die alternatieve aanwending ook een bijdrage zouden leveren aan de maatschappelijke welvaart. Deze gemiste baten worden *opportunity costs* genoemd. Theoretisch zijn de kosten van de aangewende middelen gelijk aan de totale waarde die de samenleving toekent aan alle goederen en diensten die worden opgegeven, wanneer de middelen worden aangewend t.b.v. het realiseren van natuurkwaliteit en niet worden gebruikt voor de naast beste alternatieve aanwendingsmogelijkheid (zie Markandya e.a., 2001; Jongeneel e.a., 2004). Aangezien de overheid streeft naar een verhoging van de maatschappelijke welvaart, dient zij bij de keuze voor beleidsalternatieven om een bepaald doel te realiseren, in principe ook uit te gaan van alle kosten die door de maatschappij worden gemaakt voor de realisering van deze doelen.

Het is vaak niet eenvoudig om de kosten van de middelen die worden ingezet voor natuurbeleid (grond, arbeid en kapitaal) volgens de hierboven gegeven definitie te bepalen. Daadwerkelijke betalingen en marktprijzen voor middelen (zgn. *financiële kosten*) geven veelal niet de werkelijke *opportunity costs* weer, als gevolg van bijvoorbeeld heffingen, subsidies en marktfalen. In de hier voorgestelde methodiek wordt daarom gewerkt met een *economisch kostenbegrip* waarbij de monetaire waarde van middelen is gebaseerd op de werkelijke schaarste van de middelen (zie Sijm e.a., 2002). Dit betekent dat marktprijzen, wanneer deze

de schaarsteverhoudingen vertekend weergeven, daarvoor in principe gecorrigeerd moeten worden. Overigens is dat in de praktijk vaak erg lastig. Marktprijzen en werkelijke betalingen worden in dat geval gebruikt als benadering voor de economische kosten.

Uit bovenstaande volgt ook dat in deze methodiek kosten worden opgevat als *de kosten die worden gemaakt door alle partijen in de samenleving* die direct betrokken zijn bij de realisering van het beleidsdoel. Het gaat dus nadrukkelijk niet alleen om de kosten van het Ministerie van LNV of alleen de overheid, maar ook om die van private partijen. Betrokkenheid van partijen wordt hier begrepen als het verrichten van activiteiten die *direct* bijdragen tot het doel.

Bovenstaande kostendefinitie laat ruimte voor nadere keuzes. In de ontwikkelde methodiek zijn voorsnog die kosten buiten beschouwing gelaten, die niet te maken hebben met de realisatie van de ecologische doelen van het natuurbeleid, maar met nevendoelen zoals recreatie (=secundaire kosten). Ook de eventueel daaraan verbonden baten zijn buiten beschouwing gebleven. Verder zijn kosten (en baten) die het gevolg zijn van doorwerking naar derden, zijnde niet rechtstreeks betrokken partijen (bijvoorbeeld recreatiebedrijven) niet meegenomen (= indirecte kosten).⁷ Directe opbrengsten van de bij de realisatie van het natuurbeleid direct betrokken partijen worden wel op de kosten in mindering gebracht. Daarbij gaat het uitsluitend om opbrengsten uit beheer, bijvoorbeeld uit houtverkoop.

Van belang is ten slotte nog dat bij een kosteneffectiviteitanalyse buiten beschouwing blijft hoe de kosten gefinancierd worden, met andere woorden, wie de lasten draagt. Bij natuur bijvoorbeeld worden veel kosten gemaakt door natuurbeherende organisaties (NBO's), die voor een deel door de overheid via subsidies worden vergoed. De NBO's maken de kosten, de overheid (en uiteindelijk de belastingbetaler) draagt een deel van de lasten, de NBO's een ander deel.

Om uiteindelijk niet alleen een relatie te leggen tussen kosten en mate waarin de beoogde effecten zijn gerealiseerd (=doelbereiking), maar tussen kosten en effectiviteit of doeltreffendheid, is een causale analyse nodig. Deze analyse beantwoordt de vraag in welke mate het verschil in natuurkwaliteit tussen het gekozen startjaar en een x-aantal jaren daarna, ook causaal kan worden toegeschreven aan het in die periode gevoerde beleid en de daarmee samenhangende kosten. Een manier om deze causale analyse uit te voeren is door na te gaan hoe de natuurkwaliteit zich in de betreffende periode ontwikkeld zou hebben, indien het beschouwde beleid niet zou zijn geïmplementeerd (beleidsarm of autonoom scenario). Dit is alleen mogelijk via een reconstructie met behulp van modellen, aangezien er in Nederland nauwelijks natuur is die niet onder invloed staat van natuur-, milieu- en waterbeleid. Met andere woorden er is geen controle situatie. Het verschil van deze natuurkwaliteit bij een beleidsarm of autonoom scenario met de feitelijk gemeten natuurkwaliteit is dan de natuurkwaliteit die het resultaat is van beleid. In de tot nu toe ontwikkelde methodiek is echter gekozen voor een andere insteek: namelijk een analyse van de beleidseffectketen. Hiermee wordt de vraag beantwoord of de voorwaarden voor doelbereiking zijn vervuld, namelijk de realisatie van de instandhoudingscondities en de uitvoering van beheer. Bij deze analyse kan wel gebruik worden gemaakt van meetgegevens (zie paragraaf 2.3).

⁷ Begin 2005 wordt er een studie in opdracht van het MNP afgerond waarin de kosten voortvloeiend uit secundaire effecten en uit indirecte effecten van het natuurbeleid nader zijn gedefinieerd en verkend (zie Jongeneel e.a. *in voorbereiding* 2004/2005).

2.3 Analyse kosteneffectiviteit natuurbeleid in vier stappen

Bij de analyse van de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid zijn een viertal vragen aan de orde. Deze vragen zijn in onderstaande tabel (Tabel 2.1) als vier te volgen stappen samengevat. Stap 1 tot en met 3 behelzen een ex post-analyse; bij stap 4 wordt over gegaan naar een ex ante-analyse. Deze laatste stap is in deze tussenrapportage slechts beperkt uitgewerkt en vraagt dus nog aandacht in het vervolg op deze studie.

Tabel 2.1: Stappenplan voor analyse kosteneffectiviteit natuurbeleid

Stap	Doel	Aanpak
Ex post-analyse		
1. Bepalen van doelbereiking	Achterhalen behaalde natuurkwantiteit en natuurkwaliteit (=realisatie beoogde effecten)	-GIS-analyse van grondgebruik in combinatie met ruimtelijke informatie over gerealiseerde natuur en afgesloten beheerspakketten -Analyse van meetgegevens uit het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM)
2. Bepalen van kosten	Afbakenen van de verschillende beleidsonderwerpen in termen van instrumenten en maatregelen en op basis daarvan achterhalen van gemaakte kosten	-Analyse van beleidsdocumenten -Toerekenen van kosten aan natuurdoelen actoren en beleidsonderwerpen op basis van een analyse van jaarverslagen, CBS data en eerder onderzoek
3. Beleidseffectenketen	Bepalen van mate van doeltreffendheid (=effectiviteit) van het beleid: bestaat er een causale relatie tussen beleid inclusief daarmee samenhangende kosten en bereikte effecten?	Informatie uit literatuur, rapporten (resultaten van modelanalyses en meetgegevens) en expert-kennis;
Ex ante-analyse		
4. Kosteneffectiviteit	<p>a. Op basis van de ex post analyse <i>ontwerpen van beleidsalternatieven</i> t.b.v. de vraag 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;</p> <p>b. Bepalen van <i>te verwachten effecten en kosten</i> per beleidsalternatief;</p> <p>c. Bepalen kosteneffectiviteit per beleidsonderwerp door per beleidsalternatief het totale te verwachten effect te delen door de kosten (of omgekeerd).</p>	Analyse op basis van uitkomsten stap 1, 2 en 3, expert kennis en modelberekeningen.

Bij de ex post bepaling van doelbereiking, van kosten en bij de causale analyse door middel van de constructie van een beleidseffectketen, wordt gewerkt met *indicatoren*. Met indicatoren wordt aangegeven hoe doelbereiking en kosten, en de relatie tussen deze twee kunnen worden gemeten. Overigens zal bij een ex ante analyse voor de bepaling van de te verwachten

effecten en kosten en de samenhang tussen deze twee, effecten en kosten op dezelfde wijze worden uitgedrukt als bij de voorgestelde indicatoren. Alleen zal er in dat geval voor de bepaling van de te verwachten mate van doelbereiking niet met meetgegevens worden gewerkt maar met modelberekeningen. Kostenramingen worden gemaakt op basis van de extrapolatie van historische gegevens. In tabel 2.2 zijn voor de eerste drie stappen uit tabel 2.1 indicatoren gepresenteerd en wordt aangegeven in welke mate er op dit moment gegevens beschikbaar zijn, om met deze indicatoren te kunnen werken.

Tabel 2.2. Indicatoren voor doelbereiking, kosten en analyse van de beleidseffectketen

Stappen	Indicatoren	Gegevenssituatie
<i>Stap 1: bepalen doelbereiking</i>	<p><u>Areaal</u>: aantal hectares per type natuur</p> <p><u>Natuurkwaliteit</u>: aanwezigheid van doelsoorten en aantallen per soort per oppervlakte-eenheid behorende bij optimaal dan wel sub-optimaal functionerende natuurlijke systemen</p>	<p><u>Areaal</u>: Bodemgebruikbestanden CBS; echter nog onvoldoende nauwkeurig, daarnaast ruimtelijke informatie over nieuwe natuur van DLG en gegevens over afgesloten beheerspakketten van LASER;</p> <p><u>Natuurkwaliteit</u>: Netwerk Ecologische Monitoring: dekkingsgraad op het niveau van afzonderlijke landelijke natuurdoelen onvoldoende</p>
<i>Stap 2: bepalen kosten</i>	<p><u>Algemeen</u>: waarde van de ingezette productiemiddelen (kapitaal, arbeid, grond) in het naast beste alternatief (= <i>opportunity costs</i>) Waar markten zijn en goed functioneren wordt de marktprijs als benadering gebruikt.</p> <p><u>Kosten zijn uitgesplitst naar</u>:</p> <ul style="list-style-type: none"> • kosten areaaluitbreiding • kosten natuurbeheer • kosten verzuringsbeleid • kosten verdrogingsbeleid • kosten waterkwaliteit • kosten vermogensbeslag grond 	<p><u>Alle kosten</u>: algemene informatie CBS-statline: kosten en financiering van natuur- en landschapsbeheer en statistiek milieukosten</p> <p>Kosten van beheer afgeleid uit bedrijfsvoering, kengetallen en aannamen</p> <p>Kosten waterkwaliteit: behalve CBS milieukosten ook: beleidsmonitor water (MNP 2004) en www.waterincijfers.nl</p> <p><i>Zie tabel 2.4 voor een verbijzondering per beleidsonderwerp</i></p>
<i>Stap 3: beleidseffectketen</i>	<p><u>Ruimtelijke samenhang</u>: % van het totale oppervlak per natuurdoel dat een slechte tot goede ruimtelijke samenhang heeft</p> <p><u>Intensiteit uitgevoerde beheer</u>: % van het areaal waarop bepaalde beheersmaatregelen zijn toegepast;</p> <p><u>Emissie- en depositiereductie verzurende stoffen</u>: % reductie⁸</p> <p><u>Verdrogingsbestrijding</u>: % van verdroogd areaal dat is hersteld</p> <p><u>Waterkwaliteit</u>: % reductie concentratie vervuilende stoffen in water</p>	<p><u>Ruimtelijke samenhang</u>: Natuurtypenkaart graadmeter Natuurwaarde</p> <p><u>Beheer</u>: gegevens terreinbeheerders</p> <p><u>Verzurende emissies, hydrologie, waterkwaliteit</u>: MNP, Milieucompodium, Natuurcompodium</p>

In de volgende paragrafen worden per stap de keuze van indicatoren beargumenteerd en de inhoud ervan nader toegelicht. Voor de keuze van indicatoren wordt aansluiting bij het actuele beleid van belang geacht. De keuze voor indicatoren wordt hieronder daarom in verband gebracht met keuzes in het beleid.

⁸ Dit reductiepercentage kan conform de graadmeters die het MNP heeft ontwikkeld voor de milieuoedities worden vertaald naar areaal terrestrische natuur 'beschermd tegen vermesting (zie Wiertz e.a., 2004, *in voorbereiding*)

2.4 Indicatoren doelbereiking: areaal en natuurkwaliteit

2.4.1 Inleiding

Om de mate van doelbereiking van de in het natuurbeleid vastgelegde doelen te meten stelt het MNP de volgende indicatoren voor (zie ook tabel 2.2.):

- Areaal: aantal hectares per type natuur;
- Natuurkwaliteit: mate van aanwezigheid van soorten dieren en planten die kenmerkend zijn per type natuur in aantallen individuen (=populatieomvang) die indicatief zijn voor het duurzaam behoud van deze soorten

Deze indicatoren zijn ontleend aan de zogenaamde Natuurwaarde graadmeter die door het Milieu en Natuurplanbureau is ontwikkeld. De keuze van deze indicatoren hangt samen met de omschrijving van de overheidsdoelen voor de EHS en met de beschikbaarheid van gegevens. In deze paragraaf wordt dit achtereenvolgens voor areaal en voor natuurkwaliteit toegelicht. Bij de operationalisering van de doelstelling voor natuurkwaliteit zal uitgebreider worden stilgestaan, omdat deze doelstelling in het beleid niet meetbaar is gemaakt. De operationalisering vraagt daarom keuzes van de onderzoekers die kort worden beschreven. Ten slotte wordt ingegaan op de beschikbaarheid van gegevens over aantallen planten en dieren en de betekenis hiervan voor de gekozen indicator voor natuurkwaliteit.

2.4.2 Doelstelling areaal

In de Nota NVM MVN (LNV, 2000) heeft de regering nader gespecificeerd wat zij beoogt met de EHS: in 2020 ligt er een samenhangend netwerk van kwalitatief hoogwaardige natuurgebieden van circa 728.500 ha op het land. In de genoemde nota is ook aangegeven hoeveel hectare per natuurdoel (=type natuur), bijvoorbeeld duinlandschap, moeras, droge heide, wordt nagestreefd. De lijst van 27 natuurdoelen uit NVM is herijkt (zie brief aan Tweede Kamer DN 2003/5036 d.d. 12/12/2003) voor de voorlopige Landelijke Natuurdoelenkaart (LNV, 2004). Op deze kaart heeft de overheid aangegeven waar zij die natuurdoelen wil gaan realiseren. Over deze kaart zo meldt de Agenda Vitaal Platteland (LNV, 2004) moet nog definitieve overeenstemming tussen Rijk en provincies plaatsvinden. De verwachting is dat dit in 2005 gebeurt.

2.4.3 Bepalen doelbereiking areaal

Actuele arealen kunnen voorlopig worden bepaald met beschikbare bestanden van het grondgebruik in Nederland in combinatie met ruimtelijke informatie over nieuwe gerealiseerde natuur en afgesloten beheerspakketten. Voor het grondgebruik is uitgegaan van de CBS-bodemgebruikbestanden, die elke vier jaar worden geactualiseerd. Voor deze studie zijn de bestanden van 1989 en 2000 gebruikt als indicatie voor de situatie van 1990 en 2002. De legenda van deze bestanden sluit echter niet altijd geheel aan bij de indeling van de natuurdoelen. Ook hebben sommige legenda-eenheden in de periode 1989-2000 een deels verschillende inhoud gekregen. De actuele arealen hebben daardoor een bepaalde mate van onzekerheid. Deze onzekerheid is op dit moment niet nader te kwantificeren.

Hiermee sluit de indicator areaal per type natuur aan bij de operationalisering van het kwantitatieve doel van de EHS in het beleid. Het is mogelijk om niet alleen aan te geven hoeveel areaal van een bepaald type natuur er in opeenvolgende jaren gerealiseerd is, maar ook hoeveel areaal vanaf een bepaald moment nog gerealiseerd dient te worden om het beoogde doel te bereiken.

2.4.4 Doelstelling natuurkwaliteit

De gekozen indicator voor natuurkwaliteit (aanwezigheid van kenmerkende soorten in duurzame aantallen) is minder direct uit het vastgestelde natuurbeleid af te leiden, dan de indicator voor de kwantitatieve doelstelling. Zowel in NVM, MVN (2000) als in de Agenda Vitaal Platteland (LNV, 2004) wordt ten aanzien van de beoogde natuurkwaliteit gesteld dat: 'voor alle in 1982⁹ in Nederland voorkomende soorten en populaties de condities voor instandhouding duurzaam aanwezig moeten zijn.' Met deze doelformulering geeft de overheid uitdrukking aan de zogenaamde ecosysteembenadering die ook internationaal geldt als uitgangspunt voor het biodiversiteitbeleid. Met het EHS-beleid wordt niet beoogd om direct op de instandhouding van soorten te sturen, maar eerder op de instandhouding van condities voor soorten planten en dieren (zie o.a. LNV, 1995). Het gaat om de mogelijkheid dat 'natuurlijke' processen zich kunnen voltrekken, wat dan bij wijze van spreke 'vanzelf' tot een duurzame aanwezigheid van planten en dieren leidt.

In Nederland zijn er geen ecosystemen meer die helemaal natuurlijk zijn. Echter, de mate waarin menselijk ingrijpen, natuurlijke processen in ecosystemen beïnvloeden of hebben beïnvloed, verschilt. Er wordt daarom wat de kwaliteitsdoelstelling voor de verschillende landelijke natuurdoelen, onderscheid gemaakt naar *de beoogde mate van natuurlijkheid*. In aflopende mate van natuurlijkheid worden in het beleid daarvoor de volgende categorieën gehanteerd: 'grootschalige natuur' (=nagenoeg natuurlijk en begeleid natuurlijk), 'bijzondere natuur' (=half natuurlijk) en 'multifunctionele natuur' (zie LNV, 2000, 2004 en Bal e.a., 2001).

2.4.5 Nadere operationalisering natuurkwaliteit

Als indicator voor de doelbereiking met betrekking tot natuurkwaliteit, zou in navolging van de ecosysteembenadering gekeken moeten worden naar de mate waarin natuurlijke processen zich kunnen voltrekken aangeduid als duurzaam aanwezig zijn van de condities voor instandhouding. In de Natuurwaarde graadmeter die in deze methodiek wordt gehanteerd, is er echter toch voor gekozen, om naar de aanwezigheid en populatieomvang van soorten te kijken als indicatie¹⁰ voor de gerealiseerde natuurkwaliteit. In de Nederlandse situatie met een sterk versnipperde natuur zijn condities voor duurzaam voortbestaan namelijk alleen globaal te duiden.

Een volgende keuze die in de voorgestelde indicator voor 'doelbereiking natuurkwaliteit' besloten ligt, is de keuze voor de beoogde planten- en diersoorten en de keuze voor de beoogde aantallen individuen (=populatieomvang) per soort. Voor de *keuze van soorten planten en dieren*, gaat de Natuurwaarde Graadmeter per type natuur uit van een lijst van indicatorsoorten die representatief zijn voor dat type en die praktische meetbaar zijn (zie ook subpragraaf 2.4.6). Deze soortenset wijkt enigszins af van de zogenaamde doelsoorten die in de het Rapport Ecosystemen in Nederland (LNV, 1995) en het Handboek Natuurdoeltypen¹¹ per type natuur worden aangegeven. (Bal *et al.*, 2001). De selectie van doelsoorten is gebaseerd op de volgende soortgerichte criteria: internationale verplichtingen, dalende trend

⁹ Dit is het jaar waarin de Nederlandse regering de Conventie van Bern t.a.v.de bescherming van Europese wilde flora en fauna en hun leefgebieden heeft geratificeerd.

¹⁰ Overigens zijn de componenten van deze indicator, zowel de kwantitatieve: areaal per ecosystemetype als de kwalitatieve: populatie-omvang per kenmerkende soort in februari 2004 door 180 landen tijdens de *Conference of Parties* van de *Convention on Biological Diversity* erkend als de relevante indicatoren om de ontwikkeling van de biodiversiteit weer te geven. De Europese Unie heeft deze keuze in mei 2004 onderschreven.

¹¹ Deze boekwerken bieden volgens de beleidsmakers een gemeenschappelijke taal voor de operationalisering van natuurkwaliteit.

en zeldzaamheid. De soortensets uit de Natuurwaardegraadmeter blijken in het algemeen het voorkomen van doelsoorten goed te voorspellen (zie Reijnen, 2002).

Aanwezigheid van de voor een bepaald type natuur kenmerkende soorten planten en dieren, zegt echter nog onvoldoende over de duurzame instandhouding van deze soorten. Eén zwaluw maakt nog geen lente ofwel voor het duurzaam voortbestaan van een soort zijn meerdere individuen van belang. Daarom wordt de mate van doelbereiking door middel van de Natuurwaarde Graadmeter ook bepaald aan de hand van *de populatieomvang ofwel het aantal individuen per soort*. De vraag is dan hoeveel individuen per soort aangetroffen moeten worden, om wat dit aspect betreft van doelbereiking te kunnen spreken. Omdat voor de meeste soorten nog geen informatie beschikbaar is over de streefaantallen van een soort die toereikend zijn voor duurzaam voortbestaan, zijn voor de Natuurwaarde graadmeter deze aantallen voor de natuurtypen met de kwalificatie nagenoeg natuurlijk, half natuurlijk en begeleid natuurlijk, bepaald aan de hand van de aantallen individuen per soort (=populatieomvang) behorende bij situaties die ecologen aanduiden als 'natuurlijk' of 'ongestoord'. Dit kan een situatie uit het verleden zijn of in een ander land, waarin er in mindere mate sprake is van menselijke invloeden. Voor multifunctionele natuur zijn deze aantallen gehalveerd om het streefaantal te bepalen.

2.4.6 Bepalen doelbereiking natuurkwaliteit

Om uitspraken te kunnen doen over de aanwezigheid en de populatieomvang van de indicatorsoorten zijn meetgegevens nodig. In het NEM (Netwerk Ecologische Monitoring) worden vanaf 1990 door Particuliere Gegevensverzamelende Organisaties (PGO's) verzamelde gegevens over landelijke trends van planten -en diersoorten, statistisch bewerkt door het CBS en gepubliceerd in het Natuurcompendium (MNP/CBS, 2003). Momenteel omvat het NEM landelijke meetnetten voor een twaalfstal groepen van diersoorten en plantensoorten, zoals broedvogels, dagvlinders, reptielen en hogere plantensoorten. Het NEM richt zich op het signaleren van landelijke trends in soortenaantallen. Hierdoor is de dichtheid aan meetpunten in de meeste gevallen niet toereikend voor uitspraken op het schaalniveau van de afzonderlijke natuurtypen, waar de landelijke natuurdoelen naar verwijzen. Vanwege de te beperkte dichtheid van meetpunten van het NEM, is de indeling in typen natuur van de Natuurwaarde graadmeter grover. De natuurtypen vormen combinaties van de indeling in typen natuur (=landelijke natuurdoelen) die het Rijk hanteert (zie figuur 3.2 en 3.3 op p.41) (Ten Brink *e.a.*, 2000, 2002; Reijnen *e.a.*, 2004).

De mate van doelbereiking per type natuur (uit de Natuurwaarde Graadmeter) wordt vervolgens berekend door eerst de mate van doelbereiking per soort behorende bij dat type te bepalen. Hierbij wordt het gemeten aantal gedeeld door het streefaantal. Vervolgens worden in twee stappen de waarden per soort gemiddeld. De eerste stap is het bepalen van het gemiddelde voor drie hoofdgroepen van soorten (gewervelde dieren, ongewervelde dieren, planten), de tweede stap het bepalen van het gemiddelde van de hoofdgroepen.

Een score van 0.34 zoals in de voorbeeldstudie bij Heide voor 2002 is vastgesteld betekent dan bijvoorbeeld dat het grootste gedeelte van de soorten wel aanwezig is, maar dat de meeste soorten veel lagere aantallen individuen hebben dan hun streefwaarde. Slechts zes soorten hebben aantallen individuen gelijk aan of hoger dan de streefwaarden. Zes soorten zijn niet meer aangetroffen.

2.4.7 Nulmeting

Voor het vaststellen van de doelbereiking is 1990, het jaar waarin het (eerste) Natuurbeleidsplan door de regering is vastgesteld (LNV, 1990), als startpunt gekozen. De hoeveelheid areaal en de natuurkwaliteit in 1990 kan gezien worden als een nulmeting. Door op verschillende tijdstippen na 1990 nog een meting te verrichten, kan vervolgens worden bepaald hoe in de betreffende periodes arealen en de natuurkwaliteit zich heeft ontwikkeld. Let wel, de natuurkwaliteit in 1990 is niet hetzelfde als de beoogde natuurkwaliteit. Met andere woorden als het beleid erin is geslaagd om bijvoorbeeld het kwaliteitsniveau uit 1990 te handhaven, wil dit nog niet zeggen, dat ook het beoogde kwaliteitsniveau is gehaald. Dit niveau verwijst immers zoals in paragraaf 2.4.5 is aangegeven naar streefaantallen voor soorten afgeleid van een ongestoorde situatie (en gecorrigeerd voor een multifunctionele situatie). Zoals uit de voorbeeldstudies blijkt (zie hoofdstuk 3) gold die in 1990 niet voor Heide als ook niet voor Laagveenmoeras.

2.4.8 Samenvatting indicatoren doelbereiking

In onderstaande tabel 2.3 is per indicator voor doelbereiking aangegeven hoe deze samenhangt met de doelformulering in beleid en in welke mate gegevensbronnen hiervoor beschikbaar zijn.

Tabel 2.3 Samenvatting indicatoren doelbereiking

	Beleidsdoelstelling	indicator	Gegevenssituatie
Areaal	Aantal ha per landelijk natuurdoel	Aantal ha per type natuur (samengesteld uit landelijke natuurdoelen)	Grondgebruik statistiek CBS in combinatie met ruimtelijke informatie nieuwe natuur van DLG en over afgesloten beheerspakketten van LASER
Natuurkwaliteit	-Voor alle in 1982 in Nederland voorkomende soorten en populaties moeten de condities voor instandhouding duurzaam aanwezig zijn; -Per landelijk natuurdoel geldt een kwalificatie t.a.v. de nagestreefde mate van natuurlijkheid: grootschalige natuur, bijzondere natuur en multifunctionele natuur	-Aanwezigheid van indicatorsoorten kenmerkend voor een bepaald type natuur - Streefwaarden voor aantallen indicatorsoorten per type natuur; in multifunctionele systemen hoeft slechts 50% van dit aantal te worden aangetroffen	Netwerk Ecologische Monitoring: dekkingsgraad van meetpunten op het niveau van de afzonderlijke landelijke natuurdoelen onvoldoende, daarom wordt met een grovere schaal gewerkt (typen natuur Natuurwaarde graadmeter

2.5 Indicatoren kosten per beleidsonderwerp

2.5.1 Inleiding

Zoals in paragraaf 1.3 al aangegeven en beargumenteerd is, onderscheidt de methodiek kosteneffectiviteit natuurbeleid vijf beleidsonderwerpen analoog aan de realisatie van ruimtelijke en milieucondities en het beheer, dat nodig is voor de realisatie van natuurkwaliteit:

1. areaaluitbreiding (verwerving en inrichting) en ruimtelijke rangschikking;

2. beheer
3. verzuringsbeleid (m.n. stikstofdepositie en nationaal m.n. ammoniak)
4. verdrogingsbeleid
5. waterkwaliteitsbeleid

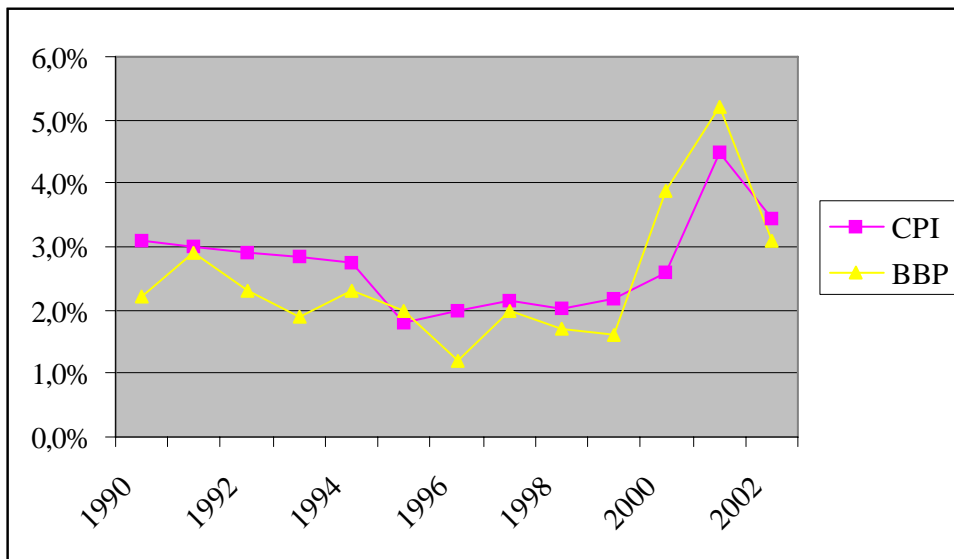
Beheer omvat al die maatregelen die in de natuurterreinen zelf worden getroffen voor behoud, herstel en ontwikkeling van natuurkwaliteit. Dit kunnen ook maatregelen zijn die de milieucondities verbeteren, bijvoorbeeld de inlaat van gebiedseigen water dat zowel de waterkwantiteit als kwaliteit ter plaatse verbetert. De beleidsonderwerp drie t/m vijf omvatten milieu- en watermaatregelen die in de omgeving van natuurterreinen worden getroffen.

Als aparte categorie wordt naast de genoemde vijf beleidsonderwerpen het vermogensbeslag grond van bestaande natuur onderscheiden. Waar areaaluitbreiding als een van de variabelen kan worden beschouwd waarmee de kwaliteit van de natuur (grootte en ruimtelijke samenhang van leefgebieden) kan worden verbeterd, omvat de EHS daarnaast een grote hoeveelheid grond die wel wordt aangeduid als bestaande natuur. Van deze grond is in 1990 en in latere beleidsnota's bevestigd, dat deze een natuurbestemming heeft en houdt. Voor terrestrische natuur is deze grond een *conditio sine qua non*, zonder welke je niet eens kunt spreken over een natuurbeleid, waarvoor geïnvesteerd wordt in bovengenoemde beleidsonderwerpen. Omdat het vermogensbeslag van grond bij andere beleidsterreinen conform VBTB regels ook wordt meegenomen, maar het van een andere orde is, dan de vijf genoemde beleidsonderwerpen, het beleid zet immers vooralsnog niet in op aanpassingen in de hectares bestaande natuur (relokatie dan wel beperking van de hoeveelheid hectares) wordt voorgesteld deze kostenpost als een aparte categorie mee te nemen.

Per beleidsonderwerp kunnen kosten worden bepaald. Er is uitgegaan van een economisch kostenbegrip (zie paragraaf 2.2), waarin kosten zijn gedefinieerd als de waarde van de ingezette productiemiddelen (kapitaal, arbeid, grond) in het naast beste alternatief (= *opportunity-costs*). Waar markten zijn en goed functioneren wordt de marktprijs als indicator hiervoor gebruikt.

Investeringen worden door middel van afschrijving en vermogenskosten aan de desbetreffende jaren toegerekend. Uiteindelijk worden de totale kosten over de gehele periode berekend. Om de kosten uit verschillende jaren bij elkaar te kunnen optellen, moet er worden uitgegaan van reële kosten, de kosten op een prijsniveau van één specifiek jaar. In de berekeningen wordt uitgegaan van kosten met het prijsniveau van 2000, omdat dit het meest recente jaar is voor de natuurkosten in CBS-statline. De prijzen uit de overige jaren worden gecorrigeerd met de indexcijfers van het Bruto Binnenlands Product (BBP) (Bron: CPB). Dit betekent dat kosten in elk jaar even zwaar meewegen.

Er is gekozen voor het BBP als indexcijfer, omdat deze de algemene prijsontwikkeling in Nederland weergeeft. Er waren ook andere indexcijfers mogelijk, zoals Consumenten Prijs Index (CPI), welke meestal voor inflatie wordt gebruikt. Omdat de prijsontwikkelingen bij natuur slechts een beperkte mate betrekking hebben op consumentengoederen, geeft deze de prijsontwikkeling van natuur minder goed weer. Het effect van welke index wordt gekozen is bovendien slechts beperkt, omdat ze allemaal een vergelijkbare trend laten zien (zie Figuur 2.2).



Figuur 2.2: Indexcijfers CPI en BBP

Voor de toerekening van de bijdrage vanuit het milieu- en waterbeleid aan de realisatie van natuurdoelen zijn verdeelsleutels nodig, aangezien dit niet voor alle natuurdoelen even relevant is en omdat dit beleid niet op alle onderdelen gericht is op de realisatie van natuurkwaliteit, maar ook bijdraagt aan o.a. volksgezondheid en welzijn. In de voorbeeldstudies waarvan de resultaten in het volgende hoofdstuk worden gepresenteerd, zijn deze verdeelsleutels op basis van deskundigenoordeel gemaakt. In het vervolg van de methodiekontwikkeling zullen hiervoor op basis van nader onderzoek protocollen worden ontwikkeld.

Hieronder wordt vervolgens *per beleidsonderwerp* toegelicht om *welke activiteiten* het gaat, *welke productiemiddelen* daarbij aan de orde zijn en hoe de *waarde daarvan* is te bepalen.

2.5.2 Kosten areaaluitbreiding¹²

Areaaluitbreiding betekent dat grond die voordien een andere functie had de functie natuur krijgt (bijvoorbeeld heide of laagveenmoeras). Hierbij zijn verschillende deelactiviteiten aan de orde: bestemmingswijziging, fysieke inrichting en eventueel overdracht van eigendom. Deze kunnen zich bovendien op verschillende tijdstippen afspelen. In de methodiek wordt voorgesteld om de inrichtingskosten en de waarde(verandering) van de ingezette *inputs* te beschouwen¹³. Wat dit laatste betreft gaat het in verreweg de meeste gevallen om landbouwgrond die een natuurfunctie krijgt. Hoewel in principe natuurgrond weer landbouwgrond kan worden (of enige andere bestemming), wordt er vanuit gegaan, dat met de omzetting naar natuur andere opties vervallen. Doordat een aantal opties voor inzet van natuurgrond niet meer relevant is, zal de economische waarde van deze grond lager zijn dan de waarde van (landbouw)grond. De kosten van areaaluitbreiding zijn daarom gelijk aan het

¹² Kosten m.b.t. de verbetering van ruimtelijke samenhang via het ontsnipperingsbeleid zijn buiten beschouwing gelaten;

¹³ In de aanvulling op de Leidraad OEL wordt geschreven dat de directe grondbaten een onderdeel vormen van de berekening van het bedrijfseconomisch rendement van het project. Bij het omzetten van landbouwgrond in natuur is er sprake van negatieve grondbaten, de waardedaling. Deze waardedaling wordt in de berekening meegenomen en sluit hiermee aan op de OEL-richtlijn.

verschil tussen de oorspronkelijke waarde van grond en de waarde van grond na omzetting naar natuur. Dit wijkt dus af van de betaalde aankoopssom.

Als indicator voor de waardedaling van grond wordt echter voorgesteld uit te gaan van het verschil tussen de marktwaarde van landbouwgrond en van natuurgrond. Deze waardevermindering is in de voorbeeldstudies in afwijking van het principe om met jaarkosten te werken om praktische redenen eenmalig in totaliteit voor een gebied in het jaar van overdracht, als kosten voor grondverwerving aangemerkt. Stel bijvoorbeeld dat de kosten voor landbouwgrond 19kEuro bedragen, terwijl dat voor natuurgrond 7kEuro is. De kosten voor areaaluitbreiding zijn dan 12kEuro, de waardevermindering als gevolg van de functiewijziging.

De keuze voor deze indicator voor de waardedaling van grond is pragmatisch en niet onomstreden. Een andere optie is om te rekenen met de waarde van de voor het project (hier: de EHS) ingezette productiemiddelen (hier: grond) in het opgeofferde naastbeste alternatief. In het geval van omzetting van landbouwgrond in natuur zou deze waarde dan kunnen worden bepaald door de netto toegevoegde waarde van landbouw te berekenen (zie Slangen e.a., 2004 in bijlage 3). In onderstaande tekstbox is aangegeven wat het verschil is in kosten voor areaaluitbreiding tussen beide berekeningswijzen. Op basis hiervan is kan worden geconcludeerd dat de twee berekeningswijzen weliswaar leiden tot verschillen, maar dat deze verschillen afgezet tegen de totale natuurkosten verwaarloosbaar zijn.

In 'Ontvlechting van de productiewaarde en optiewaarde van landbouwgronden' (Luit et al., 2003) is berekend welke productiewaarde voor grond bij melkveebedrijven en akkerbouwbedrijven beschikbaar is voor grond. Voor de periode 1990-1998 was dat € 540 per jaar. Bij 4% is de contante waarde hiervan €13.500. Deze € 13.500 is de opgeofferde productiewaarde.

Voor de periode 1990-1998 is ook te berekenen wat het gemiddelde verschil tussen de waarde van landbouwgrond (€ 19.000) en de waarde van natuurgrond (€ 6.500) was. De waardedaling bedroeg gemiddeld € 12.500.

Wanneer de areaaluitbreiding aan de hand van de productiewaarde zou worden berekend, zouden de kosten van areaaluitbreiding dus 8% hoger zijn (€13.500 tegenover €12.500), maar op de totale natuurkosten is dit ongeveer 1-2%. Dit hangt natuurlijk wel af van het relatieve aandeel van areaaluitbreiding op de totale natuurkosten. In de voorbeeldstudies blijkt dit bij heide 0,6% (€ 370.000) te zijn en bij laagveen 1,9% (€ 430.000).

Naast de kosten voor grond horen als kostenpost bij areaaluitbreiding ook de kosten voor de inrichting van het terrein. Inrichting zou theoretisch als een investering moeten worden beschouwd, omdat de kosten voor een langere periode worden gemaakt. De inrichting zal daarom in principe over een bepaald aantal jaren moeten worden afgeschreven. Uit praktische overwegingen, afschrijvingen van vóór 1990 die doorlopen, wordt voorgesteld hiervan af te zien en de inrichting als éénmalige kosten te beschouwen. Als waarde van de *inputs* kan dan vervolgens worden uitgegaan van de door betrokken partijen ingezette eenheden arbeid en materiaal bij inrichting van het gebied. Als indicator voor deze waarde wordt gewerkt met marktprijzen.

2.5.3 Kosten beheer

Voor verschillende typen natuur zullen verschillende beheersmaatregelen uitgevoerd moeten worden en verschillen dus de kosten. Op dit moment zijn er geen gestandaardiseerde kostenoverzichten per type natuur (conform de indeling naar landelijke natuurdoelen van de

rijksoverheid) beschikbaar¹⁴. Hier moet dus een werkwijze voor ontwikkeld worden. Om welke activiteiten het per type natuur gaat en met welke frequentie deze worden uitgevoerd, is wel uit de literatuur en uit schriftelijke bronnen van terreinbeheerders af te leiden (zie bijlage 4 voor de werkwijze bij de voorbeeldstudies).

Wat de berekening van de kosten van het beheer betreft wordt vervolgens de waarde bepaald van de door betrokken partijen ingezette eenheden arbeid en materiaal ten behoeve van de beheersmaatregelen behorende bij het betreffende type natuur. De kosten voor maatregelen per hectare worden berekend en vermenigvuldigd met het aantal hectaren van het type natuur waarop dit beheer betrekking heeft. Wanneer bijvoorbeeld bekend is dat ieder jaar 1/30 deel van de heide geplagd wordt, wordt 1/30 deel van de kosten voor plaggen per hectare gerekend en vervolgens vermenigvuldigd met het totale aantal hectare (zie ook bijlage 4). Wanneer vervolgens wordt aangenomen dat de markten voor deze productiemiddelen goed functioneren, kunnen de economische kosten in principe worden benaderd door de marktprijzen, zoals die betaald worden door de beheerder. In de praktijk zijn echter ook deze marktprijzen niet altijd eenvoudig te achterhalen. Daarom wordt voorgesteld om in plaats van de werkelijke prijzen te rekenen met normkosten, zoals die door beheerders worden gehanteerd. Deze zullen in het algemeen gebaseerd zijn op ervaringen in het verleden. De normkosten worden periodiek geëvalueerd en bijgesteld op basis van werkelijke prijzen. Hoewel er dus in details en voor bepaalde jaren een verschil kan optreden tussen marktprijzen en normkosten, wordt er hier van uitgegaan dat het marktmechanisme bij verlenging van beheercontracten of bij het afsluiten van nieuwe contracten zodanig corrigerend werkt, dat gemiddeld genomen normkosten een goede benadering vormen van marktprijzen¹⁵.

2.5.4 Kosten milieucondities: verzuring, verdroging, waterkwaliteit

Zoals ook aan het begin van deze paragraaf is gesteld, speelt bij de bepaling van de kosten voor de beleidsonderwerpen verzuringsbeleid, verdrogingsbeleid en waterkwaliteitsbeleid, dat verschillende typen natuur in verschillende mate gevoelig zijn voor milieufactoren zoals verzurende depositie, grondwaterpeil en waterkwaliteit. De kosten worden evenredig naar mate van gevoeligheid aan de verschillende natuurdoelen toegerekend. Hiervoor moet nog een protocol worden ontwikkeld.

De kosten die aan deze beleidsvelden gekoppeld zijn worden traditioneel door het MNP in samenwerking met het CBS als milieukosten in beeld gebracht. Per milieuconditie dient te worden nagegaan in hoeverre het beleid alleen gericht is op verbeteren van milieucondities voor natuur, of dat ook volksgezondheid, landbouw en drinkwatervoorziening profiteren van de verbeteringen. Vervolgens moeten de totale kosten hiervoor worden gecorrigeerd. Ook hiervoor moet nog een protocol worden ontwikkeld.

Van de verzurende emissies is voornamelijk de component NH₃ (ammoniak) geselecteerd, omdat deze van de verzurende emissies het meest relevant is voor de natuur in het landelijk gebied. In principe is overigens de bijdrage van stikstof in stikstofoxiden ook te bepalen, alsook de bijdrage van zwaveloxiden (zie Milieubalansen van het MNP). Het bepalen van kosten voor NO_x en SO_x is echter gecompliceerder dan die van NH₃, omdat reductie van deze stoffen

¹⁴ Zo vormt dit geen onderdeel van de rapportage aan de overheid die verplicht is binnen het kader van het Programma Beheer. Er is immers gekozen voor sturing op resultaat en niet op in te zetten maatregelen. De rapportage vraagt dus ook om resultaten. Alleen indien de gevraagde resultaat niet worden bereikt, is een toelichting verplicht.

¹⁵ Daarbij moet worden aangetekend dat het aantal betrokken partijen gering is. In hoeverre hier inderdaad sprake is van verstoorde markten is niet nader onderzocht.

ook voor een belangrijk deel vanuit het oogpunt van volksgezondheid wordt gedaan en omdat er (voor NO_x en SO₂ meer dan voor NH₃) sprake is van een grensoverschrijdend probleem. Dit laatste betekent dat reducties in Nederland slecht in beperkte mate effect hebben op de ecosystemen in Nederland, en dat de kwaliteit van ecosystemen in Nederland voor een belangrijk deel afhankelijk is van reductie-inspanningen in het buitenland.

De kosten voor het ammoniakreductiebeleid betreffen verrichte investeringen door marktpartijen (vooral de agrarische sector) in o.a. emissiearme aanwending van mest, stalaanpassingen etc. De totaal gesommeerde kosten voor verzuring, die door de landbouw worden gemaakt en in de Milieubalans (RIVM-MNP) worden gepresenteerd, zijn in de berekening als kosten voor het beleidsonderwerp verzuring meegenomen. De kosten van de landbouw hebben immers nagenoeg alleen betrekking op ammoniak reductie. De waardering betreft de (markt)prijs van het ingezette kapitaal (=afschrijvingen en rentekosten) en operationele kosten (met name arbeid). Wanneer uit nader onderzoek zou blijken dat ook de stikstofoxiden en zwaveloxiden meegenomen moeten worden dan raken ook andere sectoren betrokken in de berekening (bijvoorbeeld verkeer, industrie).

Verdroging is het resultaat van lagere grondwaterstanden, hetzij door peilbeheer (door waterschappen) hetzij door grondwateronttrekkingen (bijvoorbeeld voor de drinkwatervoorziening). Ook hier zijn meerdere sectoren (o.a. drinkwatervoorziening, landbouw) bij betrokken. Aan de doelen kant zijn grondwaterafhankelijke en onafhankelijke natuurtypen te onderscheiden. Voorgesteld wordt om de kosten van het verdrogingsbeleid analoog aan die van de verzuringsreductie te berekenen. Dit kan door de gegevens van het CBS over de investeringen die in het kader van de subsidieregeling Gebiedsgerichte Bestrijding Verdroging (GeBeVe)¹⁶ worden gedaan, te verfijnen¹⁷ op basis van een evaluatie van deze regeling (zie DLG, 2001). Net als bij de verzuringsreductie worden deze investeringen omgerekend naar jaarkosten. Daarnaast worden er ook nog kosten door provincies gemaakt die door het CBS zijn gelabeld als verdrogingskosten. Dit betreft vooral apparaatskosten en zijn in de voorbeeldstudie meegenomen. Ook hier kan worden uitgegaan van marktprijzen, aangenomen, dat het om goed functionerende markten gaat.

Voorgesteld wordt om de kosten van het waterkwaliteitsbeleid analoog aan de kosten van het verdrogingsbeleid te berekenen. De toerekening aan natuur is hier echter lastiger, omdat er geen sprake is van geldstromen die zoals de GeBeVe in hun geheel gelabeld kunnen worden als natuurkosten. In de voorbeeldstudies zijn deze kosten daarom niet meegenomen. Ten aanzien van de kosten voor waterkwaliteit zijn wel gegevens beschikbaar bij het CBS (zie www.waterincijfers.nl) over de kosten die worden gemaakt voor de zuivering van water door de Rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's). Deze kosten kunnen echter niet allemaal toegerekend worden aan natuur, omdat volksgezondheid ook een belangrijk motief is voor deze zuivering. Daarnaast zijn de kosten relevant die in het kader van de Wet Verontreiniging Oppervlaktewater worden gemaakt. Ook hiervoor geldt net als bij de RWZI's dat er een verdeelsleutel moet worden ontworpen.

¹⁶ De GeBeVe -regeling is overigens sinds 2002 opgegaan in de Subsidieregeling Gebiedsgericht Beleid (SGB) die naar verwachting in 2005/2006 weer opgaat in het Investeringsbudget Gebiedsgericht Beleid.

¹⁷ Het CBS beschikt namelijk louter over gegevens over de subsidiekosten van de overheid en de GeBeVe subsidie verschaft slechts een bijdrage in de kosten.

2.5.5 Kosten vermogensbeslag grond

Natuurbeleid op het land impliceert dat er grond is met de hoofd- of nevenbestemming natuur. Dit betekent dat ook kosten voor bestaande natuur worden onderscheiden. In de methodiek wordt voorgesteld om het in grond geïnvesteerd vermogen te waarderen als de rente van grond die de bestemming natuur heeft, waarbij de actuele marktrente en de actuele prijs van natuurgrond gehanteerd worden. Dit is in overeenstemming met de VBTB-richtlijnen en sluit ook aan bij de slotconclusie van de notitie “Kosten van grond bij gebruik voor alternatieve toepassingen” (Slangen et al., 2004, zie bijlage 3)

2.5.6 Apparaatskosten

Ten slotte wordt nog onderzocht in welke mate de apparaatskosten per beleidsonderwerp differentiëren. Alleen als dit het geval is, is het immers zinvol om deze toe te rekenen per beleidsonderwerp, want anders kun je deze kosten wegstrepen. Als apparaatskosten kan worden gerekend met de tegen marktprijzen gewaardeerde inzet van de factor arbeid door de actoren die ten behoeve van het doen functioneren van een instelling of het verrichten van een taak (CBS statline) activiteiten verrichten.

In de voorbeeldstudies zijn de apparaatskosten van LNV (directie Natuur) bij de beleidsonderwerpen areaaluitbreiding (verwerving en inrichting EHS) en beheer (EHS) meegenomen evenals de kosten van provincies bij het verdrogingsbeleid. LNV maakt in haar rekeningen bij de apparaatskosten een onderscheid naar verwerving & inrichting en beheer. Deze uitsplitsing is ook aangehouden. Vervolgens zijn de apparaatskosten evenredig naar de natuurdoelen verdeeld, dus aan iedere natuurdoel 1/27 deel. Dit betekent dat er evenveel aan een natuurdoel met een klein areaal wordt toegerekend als aan de natuurdoel met een groot areaal, omdat de aanname is gemaakt dat ze evenveel beleidsinzet vergen. Om een idee te geven van de orde van grootte van deze apparaatskosten ten opzichte van de andere kosten bij de beleidsonderwerpen areaaluitbreiding en beheer, is in onderstaande tekstbox een rekenvoorbeeld uitgewerkt.

Voor 2002 zijn voor het natuurdoel heide 26% van de totale kosten voor beheer apparaatskosten van de Directie Natuur en 10% van de totale kosten voor areaaluitbreiding (=verwerving en inrichting). Voor het natuurdoel laagveenmoeras is dit respectievelijk 16% van de kosten voor beheer en 11% van de kosten voor areaaluitbreiding.

2.5.7 Samenvatting indicatoren kosten

In tabel 2.4 is per beleidsonderwerp aangegeven hoe kosten kunnen worden berekend. Verder is aangegeven hoe en in welke mate gegevensbronnen hiervoor beschikbaar zijn.

Tabel 2.4 Indicatoren kosten per beleidsonderwerp en gegevenssituatie

Kosten per beleidsonderwerp	Indicatoren	Gegevenssituatie
<i>Algemeen</i>	Waarde van de ingezette productiemiddelen (kapitaal, arbeid, grond) in het naast beste alternatief. Waar markten zijn en goed functioneren wordt de marktprijs als benadering gebruikt.	<i>Zie per categorie</i>
<i>Kosten areaaluitbreiding</i>	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Grondverwerving</u>: verschil van de marktwaarde van landbouwgrond en van natuurgrond, eenmalig in het jaar van overdracht als kosten aangemerkt; • <u>Inrichting</u>: marktprijzen voor ingezette arbeid en materieel, als eenmalige kosten beschouwd 	<p>CBS: kosten en financiering van natuur en landschapsbeheer: kosten verwerving en inrichting</p> <p>Jaarverslagen DLG (betere gegevens)</p> <p>Jaarrekening LNV: apparaatskosten verwerving en inrichting van LNV</p>
<i>Kosten beheer</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Normkosten van <i>uitgevoerde</i> beheermaatregelen per hectare per jaar. • Uitgangspunt is de gangbare beheersmaatregelen per type natuur (=natuurdoel) en de gangbare frequentie; 	<p>Geen gestandaardiseerde kostenoverzichten van uitgevoerde beheermaatregelen per jaar per type natuur, wel te achterhalen op basis van literatuur, handboeken van beheerders, aannames en expert-oordeel;</p> <p>Jaarrekening LNV: apparaatskosten beheer van LNV</p>
<i>Kosten verzuringsbeleid</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Totaal gesommeerde kosten (=prijs van het ingezette kapitaal?) voor verzuring die door de landbouw per jaar worden gemaakt • Toerekening aan verschillende natuurdoelen op basis van gevoeligheid voor verzuring 	RIVM-MNP, Milieubalans: kosten voor verzuring van de landbouw
<i>Kosten verdrogingsbeleid</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Investerings in het kader van de GeBeVe regeling omgerekend naar jaarkosten • Toerekening aan verschillende natuurdoelen op basis van gevoeligheid voor verdroging 	<p>CBS: milieukosten: alleen subsidies en apparaatskosten provincies</p> <p>Evaluatie Gebeve, DLG, 2001 (GeBeVe: totale kosten)</p>
<i>Kosten waterkwaliteit</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Totaal gesommeerde kosten voor zuivering door RWZI's en kosten in het kader van de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren • Verdeelsleutel kosten toe te rekenen aan natuur of volksgezondheid • Toerekening aan natuurdoelen op basis van gevoeligheid voor waterkwaliteit 	<p>CBS: milieukosten: -kosten openbare waterzuivering -milieukosten waterschappen</p> <p>MNP (2004): Beleidsmonitor Water</p> <p>En, www.watercijfers.nl</p>
<i>Kosten vermogensbeslag grond</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Waardering van het in de grond geïnvesteerd vermogen op basis van de actuele marktrente en de actuele prijs van natuurgrond 	<p>DLG: jaarverslagen prijzen grond</p> <p>CBS: rente op 10 jaars staatsobligaties en inflatiecijfers</p>

2.6 Indicatoren beleidseffectketen

Om uiteindelijk uitspraken te kunnen doen over de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid is het noodzakelijk om de beleidsinzet in de verschillende onderscheiden beleidsonderwerpen en de daarbij behorende kosten te relateren aan de mate van doelbereiking. Het gaat dan om de mate van effectiviteit van het beleid. Met andere woorden in welke mate kan een gemeten verandering in natuurkwaliteit (de mate waarin het doel, de aanwezigheid van soorten en aantallen per soort wordt bereikt) causaal worden toegeschreven aan de beleidsinzet.

Als opstapje naar een kosteneffectiviteitanalyse waarin immers verschillende beleidsalternatieven met elkaar worden vergeleken is vooral de vraag relevant of er daarbij een verschil is in de relatieve bijdrage aan de natuurkwaliteit van de onderscheiden beleidsonderwerpen: areaaluitbreiding, natuurbeheer, verzuring, verdroging en waterkwaliteit. Voor complexe ecosystemen geldt echter dat de relatie tussen enerzijds de onderscheiden beleidsonderwerpen en anderzijds de omvang van populaties van (doel)soorten zelden eenduidig is. In het algemeen is een bepaalde combinatie van beleidsonderwerpen nodig om natuurkwaliteit te bereiken.

Om toch een indruk te krijgen van de (relatieve) mate waarin de inzet per beleidsonderwerp bijdraagt aan de doelbereiking per type natuur, stellen we voor de beleidseffectketen als analytisch instrument te gebruiken voor een causale analyse. Per beleidsonderwerp kan vervolgens worden bepaald in welke mate de instandhoudingscondities (ruimte, milieu, water) waar deze zich op richten zijn verbeterd en in welke mate dit weer samenhangt met de daadwerkelijke toepassing van fysieke maatregelen en de uitvoering van beleid. In een beleidseffectketen die het natuurbeleid beschrijft, worden daartoe de volgende tussenniveaus naar doelbereiking onderscheiden (zie Brink *et al.*, 2003):

- Bestuurlijke doorwerking/ beleidsprestatie: alle resultaten van bestuurlijke procesactiviteiten (per overheidsinstantie: rijk, provincie, gemeente, etc).
- Maatschappelijke doorwerking: de feitelijke fysieke maatregelen (per actor: landbouw, recreatiesector etc).
- Maatschappelijke doelrealisatie: de verminderde emissies etc.
- Omgevingskwaliteit in termen van milieu, ruimte.
- Einddoel (=doelbereiking): effecten op natuurkwaliteit.

Volgtijdelijk resultaat op elk tussenniveau van deze beleidseffectketen is een belangrijke *voorwaarde voor causaliteit*¹⁸. Wanneer bijvoorbeeld blijkt dat er nauwelijks areaaluitbreiding heeft plaatsgevonden, dan kan de gerealiseerde natuurkwaliteit hier in elk geval niet een gevolg van zijn. Vooralsnog zijn er per beleidsonderwerp nog niet voor alle onderscheiden tussenschakels in de beleidseffectketen indicatoren geformuleerd (zie de lege vakjes in tabel 2.5)¹⁹. Het meest uitgewerkt zijn de indicatoren voor 'maatschappelijke doelrealisatie', 'omgevingskwaliteit' en de al eerder besproken indicator voor het einddoel (deze indicatoren zijn onderstreept.).

¹⁸ Nadere onderbouwing van de causale relatie tussen de gerealiseerde condities (=omgevingskwaliteit in tabel 2.3) en het duurzaam voorkomen van soorten is vervolgens mogelijk met behulp van de inzet van modellen. Het MNP maakt gebruik van een modelsysteem waarin de condities (ook wel standplaatsfactoren genoemd) gerelateerd zijn aan het voorkomen van soorten en de omvang van de populaties op basis van statistische analyse van een groot aantal veldsituaties.

¹⁹ Een belangrijke bron om deze indicatorenset te complementeren is het monitorings- en evaluatiesysteem dat het MNP in samenwerking met het expertisecentrum LNV momenteel ontwikkeld voor de agenda Vitaal Platteland.

Tabel 2.5 Indicatoren per schakel uit de beleidseffectketen natuurbeleid

Schakels uit de beleidseffectketen					
Beleids- onderwerpen	<i>Beleidsprestaties</i>	<i>maatschappelijke doorwerking</i>	<i>maatschappelijke doelrealisatie</i>	<i>omgevings- kwaliteit</i>	<i>einddoel</i>
<i>Areaal- uitbreiding</i>	Aantal ha grond met natuurbestemming	Aantal ha ingericht en onder beheer gebracht	<i>aantal ha gerealiseerde natuur per type natuur (=kwantitatieve doelbereiking)</i>	% van het totale oppervlak per type natuur dat een slechte tot goede ruimtelijke samenhang heeft	
<i>Natuurbeheer</i>	Uitvoering Programma Beheer en contract SBB	% van het areaal per type natuur waarop een bepaalde beheermaatregel is uitgevoerd			
<i>Verzuring</i>	Uitvoering subsidieregelingen landelijk gebied en Ammoniakwetgeving	Uitvoering ammoniakmaatregelen emissie-arme aanwending	% emissiereductie NH3 per type natuur waarvoor relevant ²⁰	% reductie N in de bodem per type natuur waarvoor relevant	
<i>Verdroging</i>	Uitvoering subsidieregeling landelijk gebied	Uitvoering verdrogingsmaatregelen		% verdroogd areaal dat is hersteld per type natuur waarvoor relevant	
<i>Waterkwaliteit</i>	Toepassing WVO, subsidieregelingen	Uitvoering anti-vervuilingsmaatregelen door industrie, waterzuivering landbouw (o.a. defosfateren, baggeren, hydrologische maatregelen)		% reductie concentratie vervuilende stoffen in water per type natuur waarvoor relevant	
<i>Bepaalde combinatie van beleidsonderwerpen</i>					<i>Aanwezigheid soorten en populatie-omvang per type natuur</i>

²⁰ Dit reductiepercentage kan conform de graadmeters die het MNP heeft ontwikkeld voor de milieuecondities worden vertaald naar areaal terrestrische natuur 'beschermd tegen vermessing (zie Wiertz et.al. 2004 in voorbereiding)

Vooraf wanneer het wenselijk wordt geacht om een relatie te leggen tussen de sturing door de overheid (=beleidsprestaties) en de mate waarin een beleidsonderwerp feitelijk bijdraagt aan de doelrealisatie, is het zinvol om deze tabel verder in te vullen. Lastig kan zijn dat beleidsinstrumenten vaak sturen op verschillende beleidsonderwerpen. Zo reguleert bijvoorbeeld de Natuurbeschermingswet het gebruik van natuurgebieden die onder deze wet vallen. Deze wet grijpt hiermee zowel aan op de beleidsonderwerpen areaaluitbreiding, verzuring, verdroging als op waterkwaliteit. Het gebruik van natuurgebieden kan immers al deze condities waarvan natuurkwaliteit afhankelijk is, beïnvloeden

Verder is, zoals in paragraaf 2.5 al aangegeven, niet voor elk type natuur elk beleidsonderwerp relevant. Niet alle natuur is bijvoorbeeld gevoelig voor verzuring en niet elk natuurdoel voor verdroging. Dit betekent dat niet alle indicatoren die in tabel 2.5 zijn geformuleerd voor alle typen natuur (=alle landelijke natuurdoelen) relevant zijn.

De onderstreepte indicatoren uit tabel 2.5 worden hieronder kort toegelicht. Hierbij wordt kort ingegaan op de tussendoelen die in het beleid per beleidsonderwerp worden gesteld en de wijze waarop de realisatie van deze tussendoelen kan worden gemeten, dan wel of er gegevens beschikbaar zijn. De tussendoelen zijn in het algemeen op generiek (=landelijk) niveau vastgelegd in het beleid en niet natuurdoel specifiek. Wel is op het meer gedetailleerde niveau van de natuurdoeltypen in het Handboek (zie Bal e.a., 2001) aangegeven wat de gewenste abiotische condities zijn. Hier gaan we louter in op de generieke tussendoelen.

Ruimtelijke samenhang

Ruimtelijk samenhang van natuurgebieden is belangrijk voor het halen van de biodiversiteitsdoelen van het natuurbeleid. Natuurgebieden in Nederland zijn sterk versnipperd. In veel gebieden kunnen soorten daarom alleen overleven als uitwisseling met andere gebieden mogelijk is. In de Agenda Vitaal Platteland (LNV, 2004) is als operationeel doel voor ontsnippering genoemd dat in 2018 er ontsnippering van knelpunten heeft plaatsgevonden daar waar de EHS de rijksinfrastructuur kruist. Welke knelpunten dit precies zijn is nader uitgewerkt in het Meerjarenprogramma Ontsnippering. Verder draagt areaaluitbreiding op de juiste locaties op zichzelf bij aan de vergroting van ruimtelijke samenhang.

In de voorbeeldstudies is voor drie groepen van soorten globaal berekend wat de kans op duurzaam voorkomen is onder optimale omstandigheden op basis van de grootte van gebieden en de afstanden tussen gebieden (zie Reijnen *et al.* 2004)²¹. De genoemde soortgroepen verschillen in eisen die ze stellen aan de oppervlakte van gebieden en de afstanden die ze kunnen overbruggen. Hiermee wordt een globale indicatie van de ruimtelijke samenhang gegeven (zie voor een voorbeeld figuur 3.6, p. 45).

Intensiteit beheer

In het beleid zijn hiervoor geen expliciete doelen geformuleerd, aangezien er in het Programma Beheer voor is gekozen om te sturen op resultaat (gerealiseerde natuurkwaliteit). De resultaatverplichting voor beheerders is overigens op een lager schaalniveau dan dat van de landelijke natuurdoelen geformuleerd. Met welke beheermaatregelen en met welke inzet van deze maatregelen het gewenste natuurresultaat gehaald kan worden, wordt overgelaten aan het professionele oordeel van de beheerders. Over de intensiteit van het gevoerde beheer vindt dan ook geen rapportage plaats.

²¹ Hierbij is de ruimtelijke samenhang alleen beoordeeld met de in de nota NVM (LNV, 2004) genoemde areaaluitbreiding, waarbij is aangenomen dat uitwisseling mogelijk is (dus geen barrièrewerking door infrastructuur en tussenliggend landschap). Het aanleggen van robuuste verbindingen is nog niet verwerkt, aangezien deze nog vrijwel niet zijn begrensd.

De intensiteit van het daadwerkelijk gevoerde beheer kan worden bepaald op basis van literatuur, handboeken van terreinbeheerders en *expert judgement* (zie bijlage 4).

Stikstofreductie: NH₃ emissies en depositie

De depositie van potentieel verzurende en vermestende stoffen is een van de belangrijkste bedreigende milieufactoren voor de Nederlandse natuur (Milieuverkenning 5, RIVM, 2000). Zoals in paragraaf 2.5.4 al is aangegeven, is er vooralsnog voor gekozen alleen naar de bijdrage van ammoniak aan de verzuring en vermesting te kijken. Argument hiervoor is dat met name ammoniak gebiedsgericht effecten heeft. Doel van het ammoniakbeleid is dan ook om de ammoniakdepositie op natuurgebieden terug te brengen.

In NVM, MVN staat wat algemener geformuleerd dat de milieukwaliteit in 2020 zodanig zou moeten zijn, dat deze geen belemmering meer vormt voor het bereiken van de kwaliteitsdoelen binnen de EHS (LNV, 2000). Overigens is deze doelstelling in het NMP4 overgenomen maar verschoven naar 2030. Inmiddels is in de Agenda Vitaal Platteland (LNV, 2004) de ambitie weer naar voren geschoven naar 2015. Deze Nota biedt echter de mogelijkheid om twee maal zes jaar uitstel aan te vragen (resp. tot 2021 en tot 2027). Deze jaartallen verwijzen naar de EG Kaderrichtlijn Water. Uitstel geldt overigens niet voor de gebieden waarop de EG Habitat-of Vogelrichtlijn van toepassing is. Voor deze gebieden zal in 2005 de vereiste milieukwaliteit voor alle gebieden afzonderlijk door de provincies worden vastgesteld aan de hand van de vastgestelde natuurdoelen en deze milieukwaliteit moet dan zonder uitstelmogelijkheid in 2015 zijn gerealiseerd.

Over ammoniakreductie rapporteert het MNP in het Milieu- en Natuurcompendium.

Verdrogingsreductie

Voor verdroging geldt dezelfde algemene doelstelling t.a.v. de realisatie van milieukwaliteit als hierboven m.b.t. ammoniak is gepresenteerd. Het oplossen van de verdroging krijgt in de Agenda voor een Vitaal Platteland (LNV, 2004) prioriteit. Sturing vindt vooral plaats door subsidies en bestuurlijke afspraken. Waterschappen, terreinbeheerders en agrariërs nemen veelal kleinschalige hydrologische maatregelen.

Over verdrogingsreductie rapporteert het MNP in het Milieu- En Natuurcompendium.

Reductie vervuilende stoffen in water

Voor waterkwaliteit geldt dezelfde algemene doelstelling t.a.v. de realisatie van milieukwaliteit als hierboven m.b.t. ammoniak is gepresenteerd. De EG Kaderrichtlijn Water vraagt aan de Lidstaten om ecologische waterkwaliteitsdoelstellingen vast te leggen en brengt hiermee het waterbeleid expliciet in verband met het natuurbeleid.

Over de reductie van vervuilende stoffen in water rapporteert het MNP in het Milieu- en Natuurcompendium.

2.7 Kosteneffectiviteit

Door relaties te leggen tussen kosten per beleidsonderwerp en de effectiviteit per beleidsonderwerp kunnen *in theorie* (cumulatieve) kosten-effectiviteitscurves opgesteld worden, zoals bekend uit de kosteneffectiviteitsstudies ten behoeve van het milieubeleid. Voorwaarde voor een eenduidige kosteneffectiviteitscurve is de onderlinge onafhankelijkheid van de onderscheiden alternatieve beleidsalternatieven (hier: beleidsonderwerpen). In kosteneffectiviteitsstudies voor het (grijze) milieubeleid zijn deze opties niet noodzakelijkerwijs

afzonderlijke maatregelen, maar kunnen ze bestaan uit combinaties van bijvoorbeeld technische, volume, gedrag en ruimtelijke maatregelen die gezamenlijk tot een effect leiden. In dynamische levende ecosystemen is dit, zoals ook al in de vorige paragraaf aangegeven, per definitie aan de orde. Een aanpak langs een eenvoudige oplopende reeks van ogenschijnlijk onafhankelijke beleidsonderwerpen respectievelijk areaaluitbreiding, natuurbeheer, verzuringsbeleid, verdrogingsbeleid en waterkwaliteitsbeleid, is dus ecologisch gezien onzin. Doelbereiking die is geformuleerd in termen van het voorkomen van soorten in duurzame populaties vergt een dusdanig samenhangende combinatie van de onderscheiden beleidsonderwerpen in de juiste temporele en ruimtelijke dimensies, dat de kosteneffectiviteitanalyse beter gericht kan worden op intelligent samengestelde combinaties van beleidsonderwerpen. Vanaf een bepaalde basisinzet per beleidsonderwerp kan er vervolgens gevarieerd worden in de mate van intensivering per beleidsonderwerp in combinatie met de andere.

Beleidsalternatieven die op deze wijze kunnen worden onderscheiden zijn bijvoorbeeld voortzetten huidige inzet²² voor alle beleidsonderwerpen versus voortzetten huidige inzet voor alle beleidsonderwerpen behalve het beheer waarvan de inzet wordt geoptimaliseerd. Als basis voor een cumulatieve kosteneffectiviteitscurve kunnen dan vervolgens alternatieven worden ontworpen waar telkens een beleidsonderwerp meer wordt geoptimaliseerd. Lastig blijft dan dat optimalisering van het ene beleidsonderwerp gevolgen heeft voor de benodigde inzet op de andere beleidsonderwerpen. Met het op dit moment beschikbare modelleninstrumentarium bij het MNP is het vervolgens in principe mogelijk om voor een groot deel van de landelijke natuurdoelen aan te geven wat de effectiviteit is (in termen van het voorkomen van soorten in duurzame populaties) van de op deze wijze geformuleerde beleidsalternatieven.

De in paragraaf 2.5 omschreven indicatoren voor kosten per beleidsonderwerp per jaar vormen de bouwstenen voor de raming van kosten van een bepaalde combinatie van beleidsonderwerpen. De periode tot 2030 is hierbij een relevant te beschouwen periode gegeven de beleidshorizon voor de te bereiken natuurkwaliteit (zie paragraaf 2.6). Uitgaande van beleidsalternatieven²³ waarbij steeds één beleidsonderwerp extra geoptimaliseerd wordt ten opzichte van de huidige beleidsinzet per kunnen vooralsnog²⁴ de volgende aannames worden gehanteerd voor de raming van kosten per geoptimaliseerd beleidsonderwerp:

- Bij voortzetting van het huidige beleid vindt areaaluitbreiding plaats in hetzelfde tempo als in de periode 1990-2002 tot het kwantitatieve doel is bereikt. De beheerkosten stijgen evenredig met de areaaluitbreiding. De aanname is dat de beheerskosten per hectare in de toekomst gelijk blijven aan de beheerskosten in 2002. Er wordt van constante prijzen uitgegaan. De meerkosten voor beheer worden vervolgens geraamd door een vermenigvuldiging van huidige kosten per jaar per ha met het aantal verworven ha per

²² Bij het alternatief voortzetten huidige inzet is uitgegaan van voortzetting van de mate van uitvoering van het in de periode 1990-2002 vastgestelde beleid in de periode tot 2003; dit is minder dan voor de periode tot 2030 is voorgenomen;

²³ Er is nog discussie mogelijk over welke beleidsalternatieven *precies* zinvol zijn om door te rekenen. Zo betekent optimalisering van een van de beleidsonderwerpen dat de inzet op andere beleidsonderwerpen minder zal hoeven te zijn dan de huidige inzet; hier is behalve bij de variant alles optimaliseren nog geen rekening mee gehouden; Ook is de realisatie van ruimtelijke samenhang nog buiten beschouwing gebleven.

²⁴ Het is van belang om in het vervolg van de methodiekontwikkeling hiervoor een goed onderbouwd protocol te ontwikkelen;

- jaar. Aanname hierbij is dat het aankoopbeleid van de overheid geen effect heeft op de grondprijs en dat de grondprijs constant blijft.
- Optimalisering van de areaaluitbreiding leidt tot vergelijkbare kosten als bij voortzetting huidige beleidsinzet, aangezien er hiervan wordt uitgegaan dat de areaaluitbreiding voor 2030 wordt gerealiseerd. Overigens is er dan alleen gekeken naar het gerealiseerde areaal (grootte van de gebieden) en niet of deze gebieden ook op de beste plek liggen voor een goede ruimtelijke samenhang.
 - Optimalisering van het beheer betekent intensivering met een factor x , de huidige kosten worden hiermee vermenigvuldigd. De vermenigvuldigingsfactor kan variëren per beheermaatregel en is natuurdoel specifiek; Voor de voorbeeldstudies is deze vermenigvuldigingsfactor gebaseerd op expert judgement. Voor perfectionering van deze analyse zal een protocol moeten worden ontwikkeld.
 - Optimalisering ammoniakbeleid betekent dat ammoniak onder het kritische depositieniveau komt. Een extra reductie tot 100kton die worden gerealiseerd door uitvoeren van de AmvB huisvesting kost 40 mln euro/ per jaar. (RIVM-MNP, Milieubalans 2004). Ammoniakreducties als gevolg van aanvullend mestbeleid zijn hier buiten beschouwing gelaten, omdat die maatregelen niet primair voor de natuur worden genomen. Toerekening aan natuurdoelen gebeurt vervolgens op basis van gevoeligheid (zie paragraaf 2.5).
 - Optimalisering van het verdrogingsbeleid uitgaande van een huidige realisatie van 3% volledig hersteld en 30% gedeeltelijk hersteld²⁵, betekent dat er minimaal 5.5 maal de huidige kosten gemaakt moeten worden; Toerekening aan natuurdoelen gebeurt op basis van gevoeligheid (zie paragraaf 2.5);
 - Bij optimalisering van alle beleidsonderwerpen, ligt het optimale beheer lager dan bij alleen optimalisering van alleen beheer, omdat de abiotische condities dan beter zijn;

Als algemene aanname is er hier van uitgegaan dat kosten zich lineair ontwikkelen²⁶, terwijl uit de milieu-economie bekend is dat aangezien de goedkoopste maatregelen eerst worden genomen, de kosten in de loop van de tijd zullen oplopen (=toenemende marginale kosten). Hier dient dus in het vervolg van deze studie aandacht aan te worden besteed.

²⁵ Aanname hierbij is dat deze gemiddeld voor de helft hersteld zijn.

²⁶ Uitzondering vormt de optimalisering van de ammoniakreductie: hier is wel met toenemende marginale kosten gerekend.

3 Resultaten voorbeeldstudies Heide en Laagveenmoeras

3.1 Inleiding

Zoals in paragraaf 1.5 al is aangegeven zijn voor een verdere aanscherping van de globale methodiek kosteneffectiviteit natuurbeleid uit 2003 (zie Brink e.a., 2003) een tweetal voorbeeldstudies uitgevoerd, namelijk voor de natuurtypen Heide en Laagveenmoeras, die verschillende landelijke natuurdoelen omvatten (zie paragraaf 3.2 en 3.3). Figuur 3.1 geeft een globaal beeld waar we anno 2000 Heide en Laagveenmoeras aantreffen in Nederland.

In dit hoofdstuk staan de resultaten van deze voorbeeldstudies. Voor achtereenvolgens de natuurdoelen van Heide en Laagveenmoeras worden hier kwantitatieve inschattingen van doelbereiking, kosten per beleidsonderwerp, effectiviteit en de kosteneffectiviteit van het beleid dat ten aanzien van de gekozen typen natuur is gevoerd, gepresenteerd. Voor de bepaling van doelbereiking, kosten en effectiviteit is de periode van 1990 tot 2002 geanalyseerd. Deze resultaten moeten worden gezien als bouwstenen voor de ex ante kosteneffectiviteitanalyse die ten slotte is uitgevoerd en zich richt op 2030. Het hoofdstuk begint met een korte omschrijving van wat in deze voorbeeldstudies respectievelijk onder Heide en Laagveenmoeras wordt verstaan.

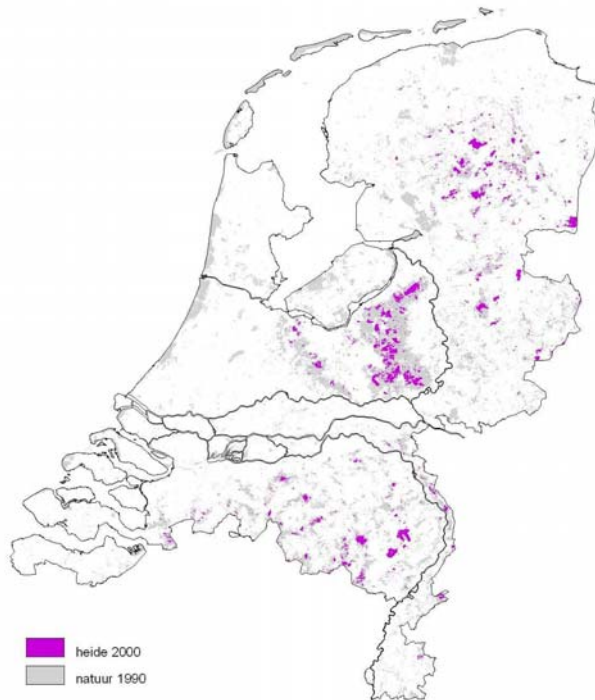
3.2 Typering Heide

Heide omvat droge en natte open vegetaties op de voedselarme delen van de hogere zandgronden van Nederland. Zoals in paragraaf 2.4.6 is aangegeven werkt de indicator voor doelbereiking met een iets andere indeling van natuur, dan in het beleid wordt gehanteerd. In deze paragraaf wordt uiteengezet hoe de typering van Heide waar de indicator van uitgaat zich verhoudt tot de indeling van typen natuur (=landelijke natuurdoelen) uit de Landelijke Natuurdoelenkaart.

Het natuurtype Heide omvat vier landelijke natuurdoelen vrijwel in hun geheel: 'zandverstuiving' (100%), 'droge heide' (99%), 'ven en duinplas' (97%) en 'natte heide en hoogveen' (95%). Het landelijk natuurdoel 'droog schraal grasland' zit voor 64% in het natuurtype Heide, 'beek en -zandboslandschap' voor 9% en 'overig stromend en stilstaand water' voor slechts 0,5%. De landelijke natuurdoelen 'droge heide', 'natte heide en hoogveen' en 'droog schraalgrasland' vormen samen 87% van het oppervlak van het natuurtype Heide (zie figuur 3.2).

De meeste natuurdoelen van Heide zijn door toedoen van de mens ontstaan. Het areaal is in de vorige eeuw sterk afgenomen en versnipperd door ontginning en bebossing. Voor het instandhouden is beheer in de vorm van met name begrazen, plaggen, maaien en bosopslag verwijderen nodig. Alleen natte heide, hoogveen en vennen hebben een natuurlijke oorsprong en vragen onder optimale (externe) omstandigheden relatief weinig actief beheer. Verzuring, vermesting en verdroging hebben geleid tot een sterke intensivering van het beheer, ook bij natte heide, hoogveen en vennen.

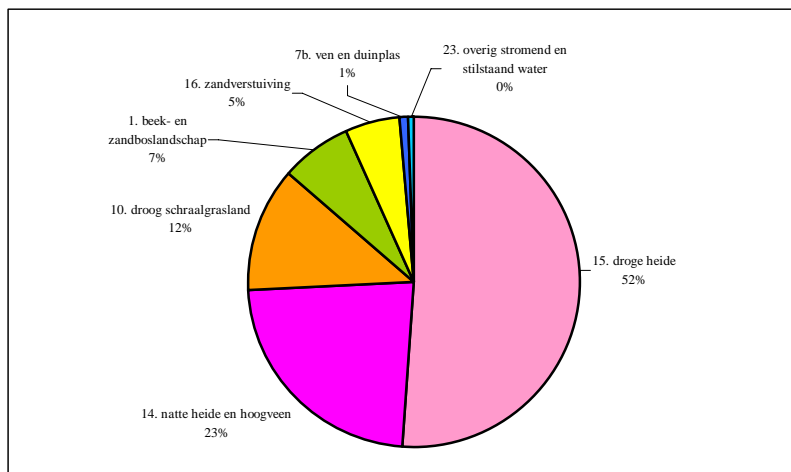
Natuurdoelen van heide 2000



Natuurdoelen van laagveenmoeras 2000



*Figuur 3.1 Natuurdoelen van Heide in 2000 (boven)
Natuurdoelen van Laagveenmoeras in 2000 (onder)*

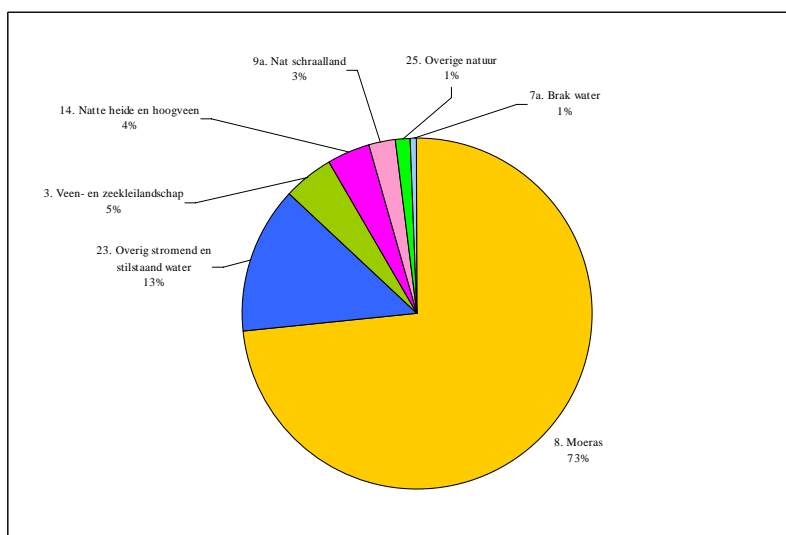


Figuur 3.2 Verdeling taakstelling areaal natuurdoelen binnen Heide

3.3 Typering laagveenmoeras

Het natuurtype Laagveenmoeras omvat drassige tot natte terreinen in het laagveengebied, bestaande uit open water, verlandingsvegetaties, rietvelden, natte ruigten en struweel. Zoals in paragraaf 2.4.6 is aangegeven werkt de indicator voor doelbereiking met een iets andere indeling van natuur dan in het beleid wordt gehanteerd. In deze paragraaf wordt uiteengezet hoe de typering van Laagveenmoeras waar de indicator van uitgaat zich verhoudt tot de indeling van typen natuur uit de Landelijke Natuurdoelenkaart.

Alleen van het landelijk natuurdoel 'moeras' gaat het om een vrij groot deel van de areaaltaakstelling (39%). Verder omvat het natuurtype Laagveenmoeras kleine delen van een zestal andere landelijke natuurdoelen: namelijk 5% natte heide en hoogveen, 4% veen- en zeekeilandschap, 4% overig stromend en stilstaand water, 2% nat schraalgrasland, 1% brak water en 1% overige natuur. Het landelijk natuurdoel 'moeras' vormt 73% van het totale oppervlakte van Laagveenmoeras, van alle natuurdoelen veruit de grootste oppervlakte zie figuur 3.3).



Figuur 3.3 Verdeling taakstelling areaal natuurdoelen binnen Laagveenmoeras

3.4 Doelbereiking, kosten en beleidseffectketen Heide

3.4.1 Doelbereiking

De totale kwantitatieve doelstelling voor Heide bedraagt circa 61.900 hectare (zie tabel 3.1). Vanwege de huidige mogelijkheden van de CBS bodemstatistiek (zie paragraaf 2.4) was de omvang van het areaal in 1990 en 2002 alleen indicatief vast te stellen. Hieruit is af te leiden dat er in elk geval sprake is van een toename van het areaal, maar over de omvang van de toename bestaat onzekerheid. De doelbereiking in 2002 is ongeveer 97% (zie tabel 3.1). De arealen waarvoor beheerpakketten zijn afgesloten indiceren dat verschillen in kwantitatieve doelbereiking van de afzonderlijke natuurdoelen waaruit Heide is samengesteld niet groot is²⁷.

Tabel 3.1 Doelbereiking areaal van natuurdoelen van heide in de periode 1990-2002.

	Globale indicatie areaal (ha)	Doelbereiking (vanaf 1990)
1990	55.264	0,89
2002	59.978	0,97
Doel (2018)	61.900	1,00

De indicator voor de doelbereiking met betrekking tot natuurkwaliteit richt zich op de mate van aanwezigheid van kenmerkende soorten (=indicatorsoorten) per type natuur in duurzame aantallen (zie paragraaf 2.4). Voor Heide zijn meetbare indicatorsoorten te selecteren uit de soortgroepen zoogdieren, vogels, reptielen, dagvlinders en hogere planten. Voor de hogere planten is gebruik gemaakt van meetgegevens van FLORON, voor de overige soortgroepen van meetgegevens van het NEM.

De natuurdoelen van Heide bestaan vrijwel geheel uit natuurdoelen waarvoor een optimale kwaliteit wordt nagestreefd (grootschalige natuur en bijzondere natuur). De soortenaantallen aangetroffen in een tamelijk ongestoorde situatie vormen dan de streefwaarde (zie paragraaf 2.4). De doelbereiking was in 1990 0,37 en is in 2002 afgenomen tot 0,34. Vogels, reptielen en dagvlinders doen het gemiddeld minder goed, terwijl de situatie voor zoogdieren en hogere planten gemiddeld stabiel lijkt (zie tabel 3.2).

Tabel 3.2: Doelbereiking van natuurdoelen van Heide in 1990 en 2002.

Hoofdgroep	Soortgroep	Doelbereiking kwaliteit (1,0 = doel bereikt)	
		Ca. 1990	Ca. 2002
Gewervelde dieren	Zoogdieren	0,25	0,25
	Vogels	0,46	0,40
	Reptielen	0,65*	0,58
	<i>Totaal***</i>	<i>0,46</i>	<i>0,40</i>
Ongewervelde dieren	Dagvlinders	0,37**	0,33
Planten	Hogere planten	0,30	0,30
Totaal****		0,37	0,34

* meetgegevens bekend vanaf 1994, 1990 gelijk gesteld aan 1994

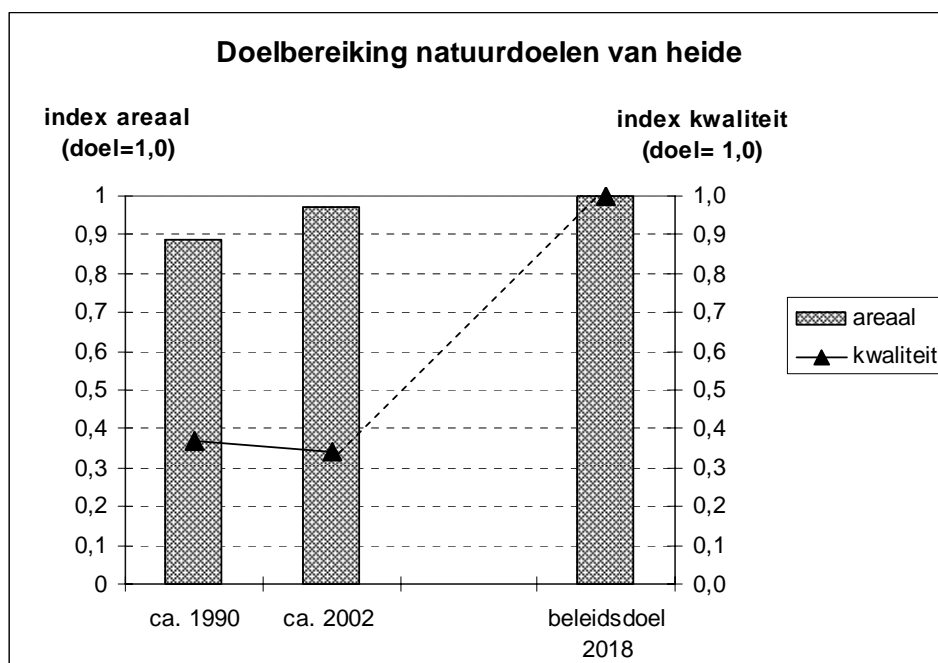
** meetgegevens bekend vanaf 1992, 1990 gelijk gesteld aan 1992

*** gemiddelde van de indexen van alle afzonderlijke soorten

**** gemiddelde van de indexen van de hoofdgroepen

²⁷ Bepalen van gerealiseerd areaal op basis van beheerpakketten levert echter altijd een onderschatting op, aangezien niet voor al het areaal beheerpakketten (kunnen) worden afgesloten.

De doelbereiking voor Heide, zowel kwantitatief als kwalitatief is samengevat in figuur 3.4 Er zijn aanvullende analyses uitgevoerd voor de doelbereiking voor de afzonderlijke natuurdoelen waaruit de Heide is samengesteld. Dit om te beoordelen of er informatieverlies optreedt door op een hoger aggregatieniveau dan dat van de landelijke natuurdoelen uitspraken te doen (zie hiervoor bijlage 5).

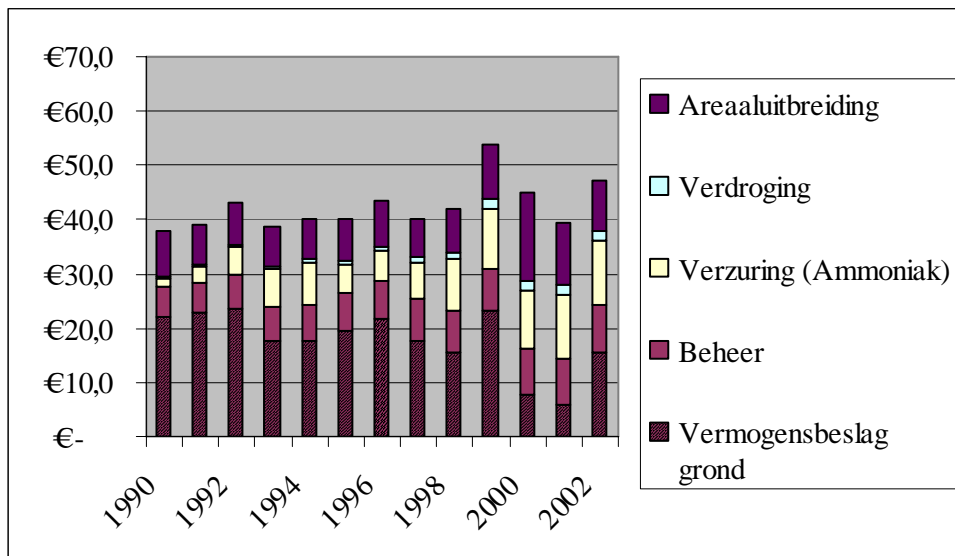


Figuur 3.4 Ontwikkeling van areaal en kwaliteit van natuurdoelen van heide ten opzichte van het beleidsdoel in 2018.

3.4.2 Kosten

In deze subparagraaf worden de kosten voor Heide gepresenteerd. Er is uitgegaan van een economisch kostenbegrip, waarin kosten zijn gedefinieerd als de waarde van de ingezette productiemiddelen (kapitaal, arbeid, grond) in het naast beste alternatief. Waar markten zijn goed functioneren wordt de marktprijs als indicator hiervoor gebruikt. Voor de toerekening van de bijdrage vanuit het milieu- en waterbeleid aan de realisatie van natuurdoelen zijn in de voorbeeldstudies verdeelsleutels gebruikt op basis van deskundigenoordeel. Als aparte categorie wordt naast de genoemde vijf beleidsonderwerpen het vermogensbeslag grond van bestaande natuur onderscheiden. (zie paragraaf 2.5).

In figuur 3.5 is weergegeven hoe de totale kosten voor Heide verdeeld zijn over de verschillende beleidsonderwerpen. Waterkwaliteit is niet opgenomen, omdat hiervoor nog geen verdeelsleutel is bepaald voor de mate waarin de kosten hiervoor aan natuur kunnen worden toegerekend (zie paragraaf 2.5). Het vermogensbeslag grond is als aparte categorie opgenomen. De totale kosten voor de periode 1990-2002 waren € 550 miljoen, de jaarlijkse kosten per hectare bedragen 425 Euro. De keuzes en aannames die in deze voorbeeldstudie zijn gemaakt aanvullend op de keuzes die in paragraaf 2.5 zijn beschreven, worden hieronder kort toegelicht.



Figuur 3.5 Totale kosten per jaar voor heide (* € miljoen)

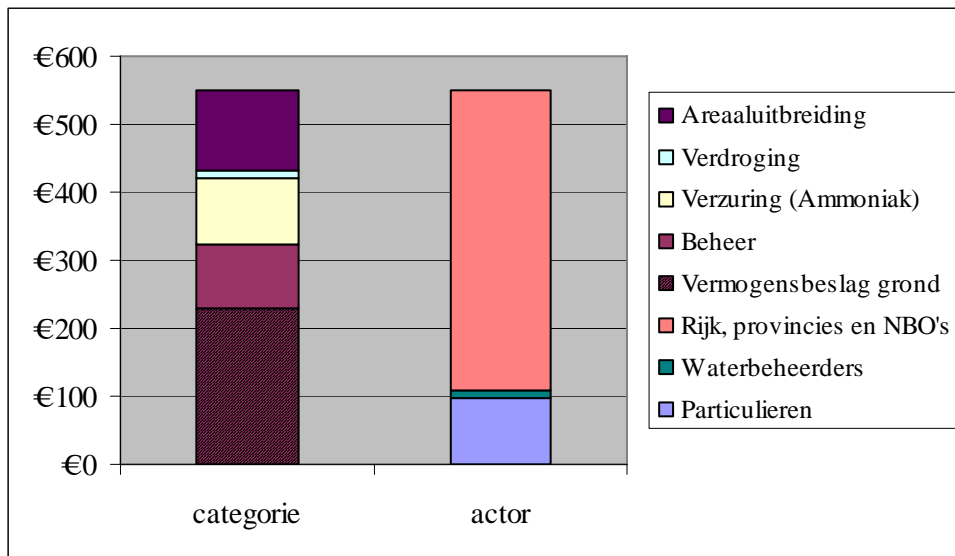
In de periode 1990-2002 is het areaal heide met 4714 hectare toegenomen. Dit heeft geleid tot € 117 miljoen aan kosten (prijsniveau 2000), dit is bijna € 25.000 per ha. Op basis van het areaal en de gevoeligheid voor stikstofdepositie is berekend dat 13,4% van de nationale kosten van de ammoniakreductie door de landbouw aan heide kan worden toegerekend. Voor 1990 is dit € 1,3 miljoen en dit is voor 2002 opgelopen tot € 12 miljoen. Het grootste gedeelte van de heide is niet gevoelig voor verdroging, van de totale kosten van anti-verdrogingsmaatregelen is 10% aan Heide toegerekend.

In bijlage 4 wordt ingegaan op de kosten voor de belangrijkste beheermaatregelen die ten behoeve van de heide zijn uitgevoerd. In bijlage 4 wordt ingegaan op (de intensiteit van de) uitgevoerde maatregelen per natuurdoel van Heide. De som van de kosten van uitgevoerde beheersmaatregelen voor de verschillende natuurdoelen binnen Heide gecorrigeerd voor het aantal hectares wat hieronder valt, geeft de kosten van het beheer weer (zie tabel 3.3).

Tabel 3.3 Beheerskosten Heide

Samenvatting	1990		2002	
	€/ha	Totaal	€/ha	totaal
Droge heide	43	1.618.038	109	4.003.217
Natte heide	43	297.344	101	1.033.893
Hoogveen	143	424.465	220	967.457
Stuifzand	19	57.301	52	155.850
Vennen	152	175.450	233	356.484
Schraalgraslanden	45	186.028	103	423.227
Totaal	50	2.758.628	116	6.940.127

Om aan te geven dat de kosten voor Heide niet alleen door overheidspartijen worden gedragen, biedt figuur 3.6 een indicatie van de verdeling over de belangrijkste actorgroepen, namelijk overheden, natuurbeherende organisaties, particulieren en waterschappen. De meeste kosten voor Heide worden in de periode 1990-2002 door de overheid en de natuurbeherende organisaties gemaakt, namelijk ruim 400 miljoen euro. Particulieren (landbouw) maken ongeveer € 100 miljoen aan kosten om de stikstofdepositie te verminderen (zie Figuur 3.6).



Figuur 3.6: Cumulatieve kosten voor heide over de periode 1990-2002. (prijspeil 2000) (* € miljoen)

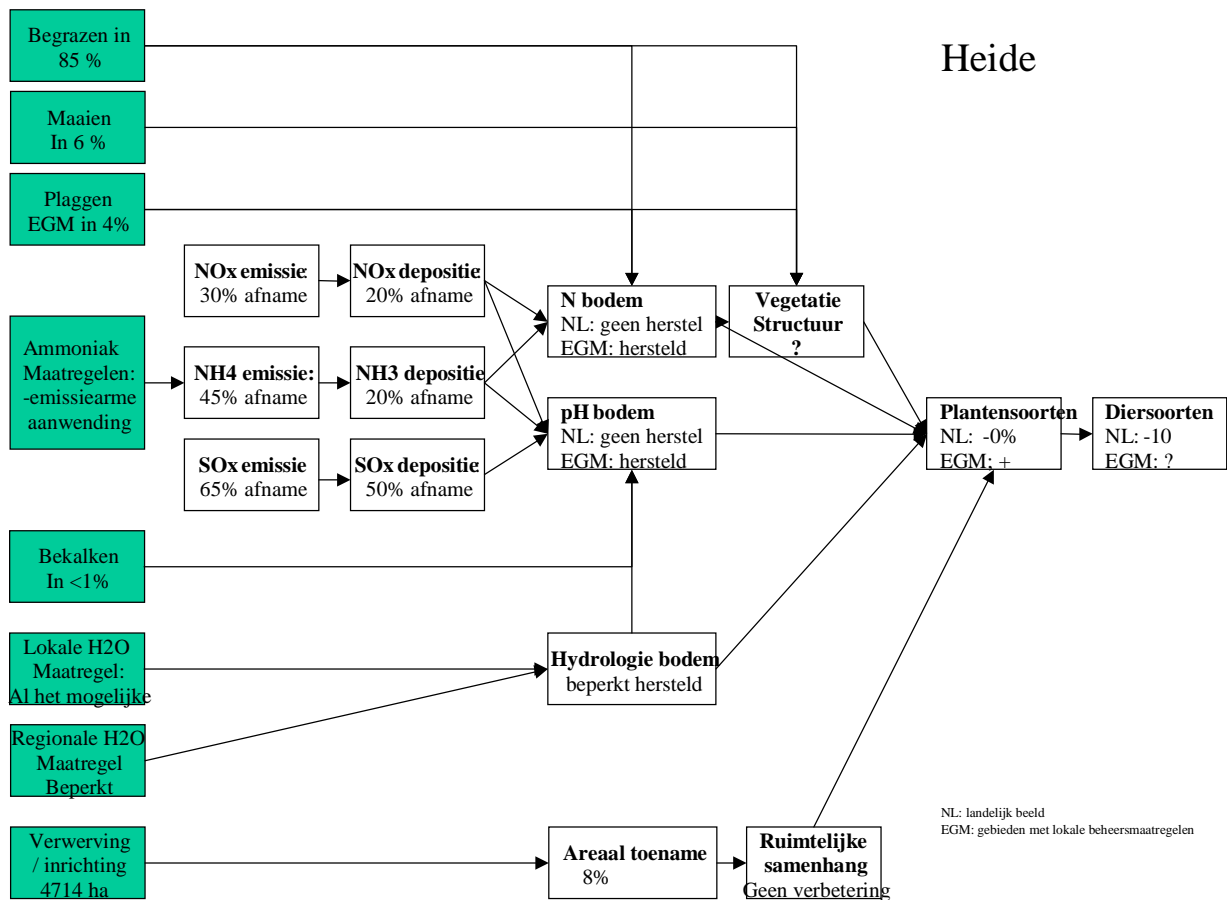
3.4.3 Beleidseffectketen

Om een indruk te krijgen van de relatieve mate waarin de inzet per beleidsonderwerp en de daaraan gerelateerde kosten in de periode 1990-2002 hebben bijgedragen aan de gemeten doelbereiking voor Heide is er een beleidseffectketen opgesteld. Hiervoor is gebruik gemaakt van literatuur met meetgegevens (zie bijlage 6) en deskundigenoordelen. Volgtijdelijk resultaat op elk tussenniveau van de beleidseffectketen vormt een voorwaarde voor causaliteit (zie paragraaf 2.6).

In figuur 3.7 is schematisch de relatie tussen beleidsinzet (groen) en de effecten op de verschillende tussenniveaus (rechts) voor Heide weergegeven.

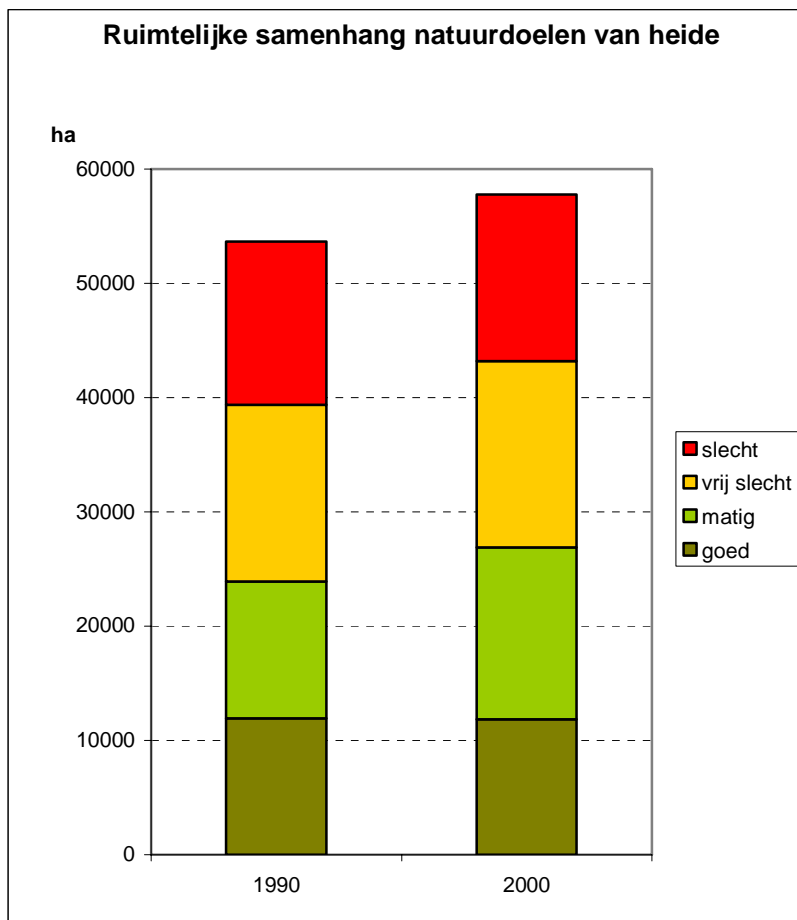
Door met behulp van de beleidseffectketen te kijken naar de mate waarin de instandhoudingscondities voor de heide waarnaar de vijf beleidsonderwerpen verwijzen (arealuitbreiding en ruimtelijke samenhang, natuurbeheer, verzuringsbeleid, verdrogingsbeleid en waterkwaliteitsbeleid), zijn gerealiseerd, kunnen voorlopige conclusies worden geformuleerd over de relatieve bijdrage van de verschillende beleidsonderwerpen aan de gemeten doelbereiking (effectiviteit). Nadere onderbouwing van deze conclusie is mogelijk via de inzet van modellen van het MNP.

In de periode 1990-2002 zijn volgens deskundigen de effecten van ruimtelijke maatregelen beperkt gebleven, omdat er weinig areaal aan de Heide is toegevoegd. Aanvullend op dit deskundigenoordeel, is er een analyse gemaakt van de mate waarin extra areaal voor Heide de ruimtelijke samenhang heeft versterkt.



Figuur 3.7 Schematische weergave van de beleidseffectketen voor heide

In 1990 is de totale ruimtelijke samenhang matig (zie Figuur 3.8). Ongeveer 22% van de oppervlakte (11.935 ha) van de natuurdoelen van Heide heeft een goede ruimtelijke samenhang en 22% (11.960 ha) een matige ruimtelijke samenhang. Door de geringe areaaltoename in 2000 verandert de ruimtelijke samenhang nauwelijks. De nieuwe hectares worden wel vrijwel geheel omgezet in een toename van de oppervlakte met een matige ruimtelijke samenhang. Deze conclusie bevestigt het deskundigenoordeel dat de Heide in de periode 1990-2002 weinig profijt gehad kan hebben van de areaaluitbreiding.



Figuur 3.8: De ruimtelijke samenhang van de natuurdoelen van Heide (Natuurbalans 2004)

De effecten van ammoniakmaatregelen op het herstel in de heide, zijn in deze periode volgens de deskundigen ook zeer beperkt geweest. Terugredenerend langs de schakels van de beleidseffectketen blijkt dat er in de periode 1990-2002 wel diverse ammoniakmaatregelen zijn genomen. Het gaat daarbij om aanpassingen van stallen (beperkt) om emissiearme aanwending (veel) en om verplaatsing van enkele bedrijven (zeer beperkt). Dit heeft er samen met een afname van de veestapel, dan ook toe geleid dat de ammoniakemissies en emissies van verzurende stoffen aanzienlijk zijn afgenomen in de afgelopen periode. Behalve deze emissiereductie is ook de ammoniakdepositie afgenomen (20%) maar minder dan de ammoniakemissie. Ook de NO_x depositie is ongeveer 20% afgenomen. De stikstofdepositie is in 2001 landelijk afgenomen tot gemiddeld 2350 mol N/ha /jr. In provincies met veel heide is de depositie nog wel hoger (2500 tot 3000).

De deposities overschrijden echter nog steeds de niveaus die de heide kan verdragen (te weten: 1100 tot 1600 totaal N/ha/jr zonder beheer en 2200 met aanvullende beheersmaatregelen). Bovendien zijn de effecten van de afname in depositie op de pH en het nutriëntengehalte van de bodem beperkt, omdat de bodem niet direct reageert op een afname van de depositie. Er is in de loop der jaren een te grote hoeveelheid van nutriënten in de bodem vastgelegd die maar langzaam afneemt. Ook de pH herstelt zich pas na vele jaren.

Het teveel aan nutriënten kan eigenlijk alleen via beheersmaatregelen versneld worden afgevoerd. Daarbij is plaggen het meest effectief gevolgd door maaien en begrazen.

Daarom geldt volgens de deskundigen dat alleen in gebieden waar in aanvulling op het brongerichte ammoniakbeleid geplagd (=beheer) is, effecten zichtbaar zijn geweest in de vorm van minder snelle vergrassing in deze gebieden.

Uit gegevens van Natuurmonumenten blijkt dat de volgende beheersmaatregelen zijn uitgevoerd:

- begrazen/maaien: wordt op ongeveer 80-90% van het areaal gedaan;
- plaggen: op ongeveer 4% uitgevoerd in de periode 1989 tot 2002;
- maaien: op ongeveer 6% uitgevoerd in de periode 1989 tot 2002;
- lokale hydrologische ingreep (in het natuurgebied): zijn veelal uitgevoerd;
- regionale hydrologische maatregel: zijn beperkt uitgevoerd;
- (ontbossen door trekken van jonge bomen gebeurd in heel NL door vrijwilligers).

In gebieden met de zogenoemde Effect Gerichte Maatregelen (EGM, onderdeel van het beheer) (plaggen, maaien en begrazing) zou sprake zijn van een toename van rode lijst pioniersoorten van de niet gebufferde milieus (niet bekalkt). Rode lijst soorten van de gebufferde milieus (d.m.v. bekalking), vertonen geen herstel ondanks deze EGM maatregelen. Het betreft hier soorten die karakteristiek zijn voor de wat meer oude heide. Deze soorten komen niet terug omdat na plaggen:

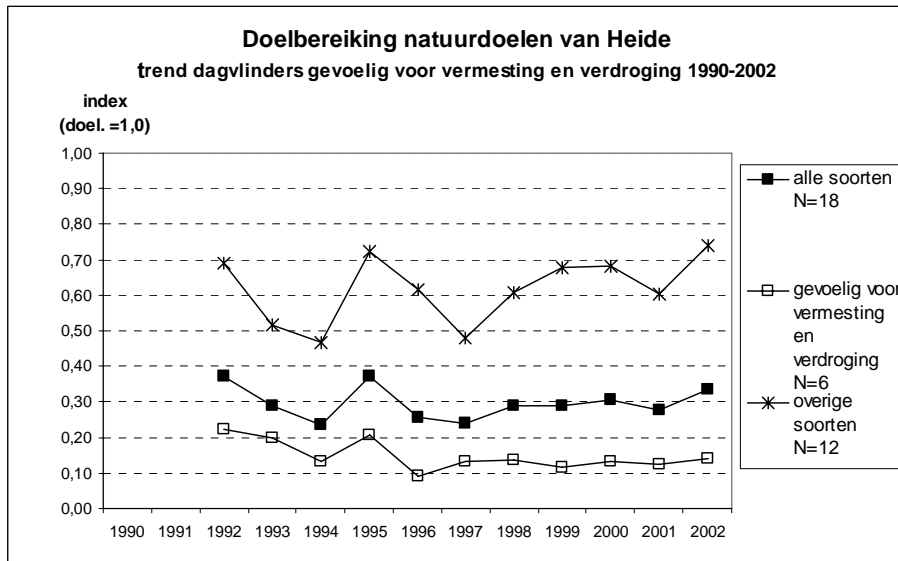
- Het milieu te zuur is;
- De structuur van de vegetatie te eenvormig is;
- Er onvoldoende zaadbanken aanwezig zijn voor herstel.

Sinds kort overwegen beheerders om na plaggen ook direct te gaan bekalken en om meer aandacht te geven aan de aanwezige zaadbanken.

In gebieden zonder EGM maatregelen zien de deskundigen weinig of geen herstel. Weliswaar is de depositie van stikstof afgenomen, zoals al eerder werd aangegeven, maar het teveel aan stikstof is nog in het bodemsysteem opgehoopt en neemt maar heel langzaam af. Ten aanzien van fauna is er landelijk sprake van een achteruitgang, maar zijn er geen gegevens beschikbaar over het herstel in gebieden met EGM maatregelen.

De effecten van hydrologische maatregelen zijn beperkt. Het aandeel hydrologisch hersteld in de heide is niet precies bekend, maar is waarschijnlijk klein. Het anti-verdrogingsbeleid heeft landelijk gezien geleid tot oplossen van verdroging in 3% van de gebieden. Er is geen reden om aan te nemen dat dit voor de heide gunstiger zou zijn.

Een analyse op basis van meetgegevens over dagvlinders, een diersoort die gevoelig is voor verdroging en vermesting, bevestigt het deskundigenoordeel over het beperkte effect van het ammoniakbeleid en het verdrogingsbeleid tot nu toe. Deze vlinders hadden in 1990 een zeer lage doelbereiking (Figuur 3.9). Van 1990 tot 2002 is deze situatie verder verslechterd al lijkt er vanaf 1997 een stabilisatie op te treden. De overige soorten hadden in 1990 al een vrij hoge doelrealisatie. Na 1990 is hier weinig verandering in opgetreden al komen er grote fluctuaties voor (zie ook Natuurcompendium 2003, p. 203; CBS en MNP 2003).



Figuur 3.9: Doelbereiking van Heide voor dagvlinders 1990-2002: trend van soorten gevoelig voor vermisting en verdroging in vergelijking met de overige soorten en alle soorten.

Op basis van de analyse van de beleidseffectketen kan worden geconcludeerd dat het aannemelijk is dat de doelbereiking in de periode 1990-2002 het effect is van het gevoerde beheer (begrazing en maaien en herstel van lokale hydrologie). De ruimtelijke- en abiotische condities (areaaluitbreiding, verzuring verdroging) zijn immers nauwelijks verbeterd. Deze conclusie werd onderschreven door de deskundigen.

De deskundigen gaven wel aan dat het zinvol is, om een onderscheid te maken in effectiviteit tijdens de periode 1990 – 2002 en effectiviteit op langere termijn. Een van de redenen hiervoor is dat pas op de langere termijn de effecten van het ammoniakbeleid zichtbaar worden. Ook geldt dat op de langere termijn zonder herstel van de abiotische condities het zeer de vraag is of met natuurbeheer alleen de huidige kwaliteit van de Heide kan worden vast gehouden, laat staan een verbetering van de kwaliteit te realiseren.

Voor de effectiviteit op de langere termijn worden in evaluaties van SBB, NM en EGM (zie bijlage 6 voor exacte referenties) de volgende conclusies getrokken:

- De beste resultaten zijn verkregen bij een combinatie van plaggen, herstel van de hydrologie en maaien/begrazen. Plaggen is daarbij essentieel om het teveel aan nutriënten snel af te voeren. Maaien en begrazen zijn na het plaggen nodig om de vergrassing tegen te gaan. Het effect van plaggen kan verder worden versterkt door direct daarna ook te bekalken (=buffering);
- De verwachting is dat bij sterke afname van de deposities het plaggen minder vaak zal moeten gebeuren;
- Vergelijking van beheersmaatregelen onderling is op basis van beschikbare informatie niet mogelijk en niet zinvol. Uit de effectstudies (NM, SBB, OBN) blijkt stevast dat een combinatie van de beheersmaatregelen het beste resultaat geeft.

3.5 Doelbereiking, kosten en beleidseffectketen Laagveenmoeras

3.5.1 Doelbereiking

De totale kwantitatieve doelstelling van natuurdoelen van Laagveenmoeras bedraagt 18.817 hectare (zie tabel 3.4). Vanwege praktische problemen was de omvang van het areaal in 1990 en 2002 alleen indicatief vast te stellen. Hieruit is af te leiden dat er in elk geval sprake is van een flinke toename van het areaal, maar over de precieze omvang van de toename bestaat onzekerheid. De doelbereiking voor areaal benadert anno 2002 de 100%. (zie tabel 3.4). Deze meting geeft vooral informatie over het natuurdoel moeras. De beschikbare gegevens zijn niet toereikend voor betrouwbare uitspraken over de andere landelijke natuurdoelen binnen laagveenmoeras. Deze maken hier echter slechts beperkt deel van uit (zie paragraaf 3.3). Uit de afgesloten beheerspakketten in 2003²⁸ is op te maken dat van de landelijke natuurdoelen 'nat schraalland' (veenmosrietland en trilveen) en 'overige natuur' (wilgenstruweel) ook al redelijke oppervlakten zijn gerealiseerd.

Tabel 3.4: Doelbereiking areaal van natuurdoelen van Laagveenmoeras in de periode 1990-2002.

	Globale indicatie areaal (ha)	Doelbereiking(vanaf 1990)
Ca. 1990	12.957	0,69
Ca. 2000	18,425	0,98
Doel (2018)	18.817	1,00

De indicator voor de doelbereiking met betrekking tot natuurkwaliteit richt zich op de mate van de aanwezigheid van kenmerkende soorten (=indicatorsoorten) per type natuur in duurzame aantallen (zie paragraaf 2.4). Voor de natuurdoelen van Laagveenmoeras was het mogelijk meetbare indicatorsoorten te selecteren uit de soortgroepen zoogdieren, vogels, reptielen en hogere planten. Voor de hogere planten is gebruik gemaakt van meetgegevens van FLORON, voor de overige soortgroepen van meetgegevens van het NEM.

Een indicatieve berekening geeft aan dat voor ca. 24% van het areaal laagveenmoeras een lagere ambitie voor natuurkwaliteit geldt vanwege menselijk medegebruik. Met andere woorden hier wordt multifunctionele natuur nagestreefd. Het betreft vooral rietcultuur en water waarvoor dan geldt dat met de helft van de streefaantallen per soort is te volstaan (zie paragraaf 2.4). Dit betekent dat bij een score van 0,88 al sprake is van doelbereiking.

De doelbereiking natuurkwaliteit Laagveenmoeras verschilt nauwelijks tussen 1990 en 2002 (0,66 in 1990 en 0,65 in 2002; zie tabel 3.5). Gegeven het lagere ambitieniveau betekent dit dat anno 2002 dat de kwaliteitsdoelstelling voor 75% (0.66 gedeeld door 0.88) is gehaald.

²⁸ Bepalen van gerealiseerd areaal op basis van beheerspakketten levert echter altijd een onderschatting op, aangezien niet voor al het areaal beheerspakketten (kunnen) worden afgesloten.

Tabel 3.5: Doelbereiking van natuurdoelen van Laagveenmoeras in 1990 en 2002. Het resultaat verandert niet wezenlijk als de zoogdieren buiten beschouwing blijven.

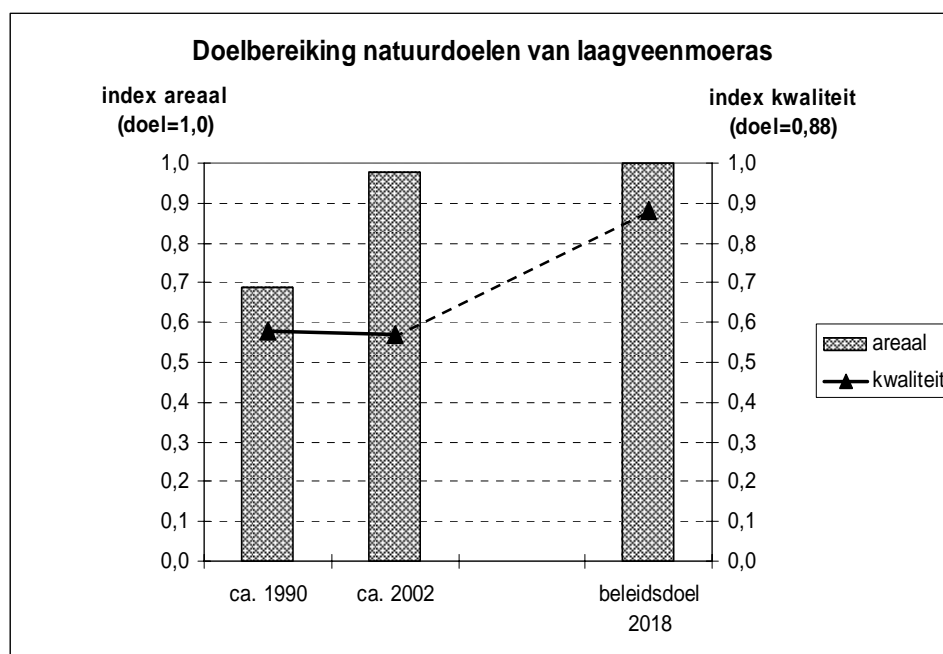
Hoofdgroep	Soortgroep	Kwaliteit t.o.v. optimaal niveau (1,0)		Doelrealisatie kwaliteit (0,88 = gerealiseerd)	
		Ca. 1990	Ca. 2002	Ca. 1990	Ca. 2002
Gewervelde dieren	Zoogdieren	0,00	0,00	0	0
	Vogels	0,60	0,57	0,68	0,65
	Reptielen	0,94*	1,00	1,0	1,0
	<i>Totaal**</i>	<i>0,52</i>	<i>0,50</i>	<i>0,59</i>	<i>0,57</i>
Planten	Hogere planten	0,63	0,64	0,72	0,73
Totaal***		0,58	0,57	0,66	0,65

*meetgegevens bekend vanaf 1994, 1990 gelijk gesteld aan 1994

**gemiddelde van de indexen van alle afzonderlijke soorten

***gemiddelde van de indexen van de hoofdgroepen

De doelbereiking voor laagveenmoeras, zowel kwantitatief als kwalitatief is samengevat in figuur 3.10



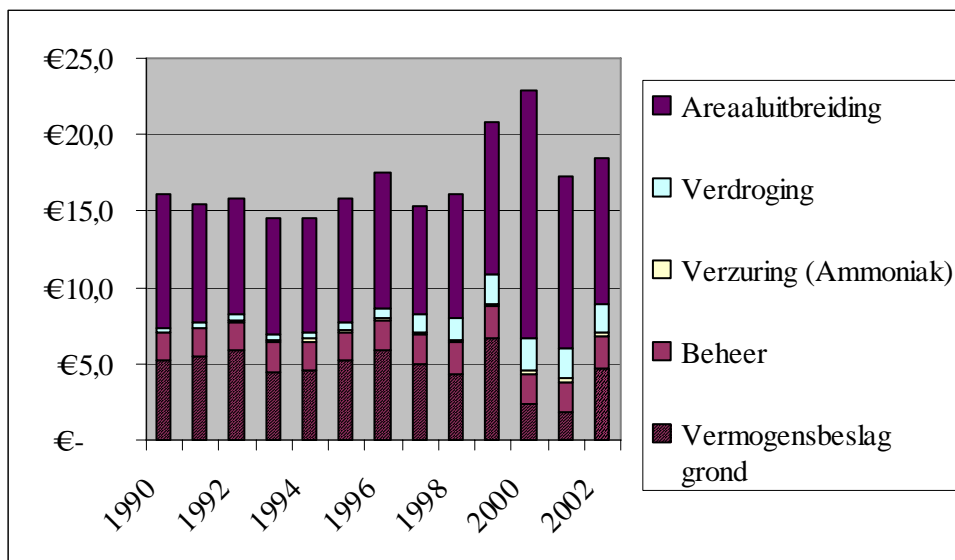
Figuur 3.10: Ontwikkeling van areaal en kwaliteit van natuurdoelen van laagveenmoeras ten opzichte van het beleidsdoel in 2018.

3.5.2 Kosten

In deze subparagraaf worden de kosten voor Laagveenmoeras gepresenteerd. Er is uitgegaan van een economisch kostenbegrip, waarin kosten zijn gedefinieerd als de waarde van de ingezette productiemiddelen (kapitaal, arbeid, grond) in het naast beste alternatief. Waar markten zijn en goed functioneren wordt de marktprijs als indicator hiervoor gebruikt. Voor de

toerekening van de bijdrage vanuit het milieu- en waterbeleid aan de realisatie van natuurdoelen zijn in de voorbeeldstudies verdeelsleutels gebruikt op basis van deskundigenoordeel. Als aparte categorie wordt naast de genoemde vijf beleidsonderwerpen het vermogensbeslag grond van bestaande natuur onderscheiden. (zie paragraaf 2.5).

In figuur 3.11 is weergegeven hoe de totale kosten voor Laagveenmoeras verdeeld zijn over de verschillende beleidsonderwerpen. Waterkwaliteit is niet opgenomen, omdat hiervoor nog geen verdeelsleutel is bepaald voor de mate waarin deze aan natuur kunnen worden toegerekend (zie paragraaf 2.5). Het vermogensbeslag grond is als een aparte categorie opgenomen. De totale kosten voor de periode 1990-2002 waren € 220 miljoen, dit is ongeveer € 775 per ha per jaar. De keuzes en aannames die in deze voorbeeldstudie zijn gemaakt aanvullend op de keuzes die in paragraaf 2.5 als onderdeel van de methodiek zijn beschreven, worden hieronder kort toegelicht.



Figuur 3.11: Totale kosten per jaar voor Laagveen (* € miljoen)

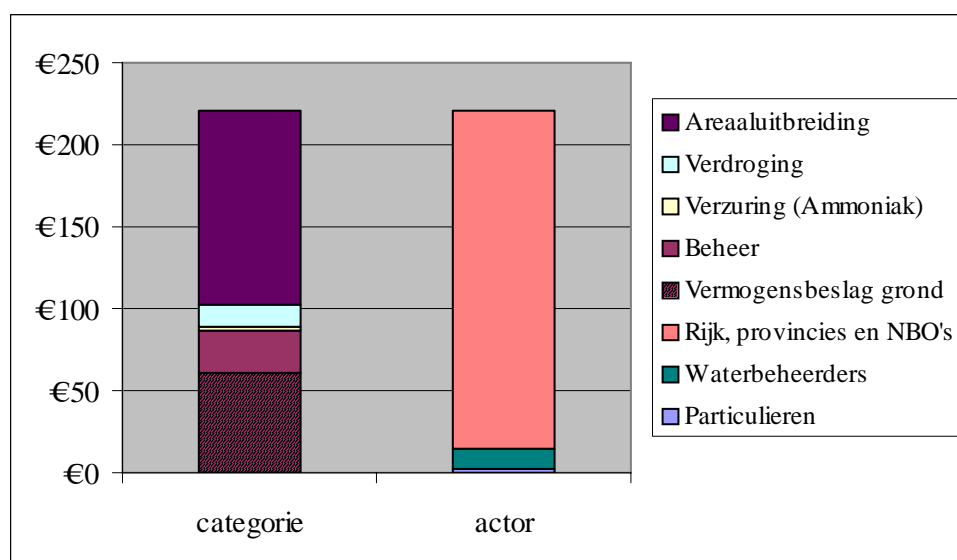
In de periode 1990-2002 is het areaal laagveenmoeras met 5468 hectare toegenomen. De kosten van de waardedaling bij het omzetten van landbouwgrond in natuur en het inrichten van deze gebieden zijn in totaal € 119 miljoen. Anders dan bij heide is laagveen moeras zeer gevoelig voor waterkwaliteit en kwantiteit en veel minder gevoelig voor stikstofdepositie. Van de kosten ter bestrijding van de stikstofdepositie is daarom 0.3% toegerekend aan laagveenmoeras. In totaal bedraagt dit € 2 miljoen over de gehele periode. Van de kosten voor verdrogingsbestrijding zijn 10% aan het laagveenmoeras toegerekend. Met de anti-verdrogingsprojecten wordt vaak ook de waterkwaliteit verbeterd. Er zijn echter ook nog andere kosten die ten behoeve van de waterkwaliteit zijn gemaakt. Zoals aan het begin van deze subparagraaf al is aangegeven, zijn deze vooralsnog niet meegenomen.

In Bijlage 4 wordt ingegaan op de kosten voor de belangrijkste beheermaatregelen die ten behoeve van het laagveenmoeras zijn uitgevoerd. In Bijlage 4 staan (de intensiteit van de) uitgevoerde maatregelen per natuurdoel. De som van de kosten van uitgevoerde maatregelen voor de verschillende natuurdoelen binnen laagveenmoeras gecorrigeerd voor het aantal hectares dat hieronder valt geeft de kosten van het beheer hiervoor weer (zie tabel 3.6).

Tabel 3.6: Beheerkosten Laagveenmoeras

Samenvatting	1990		2002	
	€/ha	totaal	€/ha	totaal
Moeras	84	617.393	83	604.303
natte strooiselruigte	30	223.826	97	712.923
Trilveen	549	137.203	720	180.085
Veenmosrietland	510	127.549	778	194.613
natte heide	43	31.115	102	73.313
brak stilstaand water	29	3.156	42	4.500
meander en petgat	29	36.823	42	52.500
Wilgenstruweel	29	36.823	42	52.500
	2	454	3	704
Totaal	64	1.214.342	100	1.875.440

Om aan te geven dat de kosten voor laagveenmoeras niet alleen door overheidspartijen worden gedragen, biedt onderstaande figuur een indicatie van de verdeling over de belangrijkste actorgroepen, namelijk overheden, natuurbeherende organisaties, particulieren en waterschappen. De waterbeheerders hebben in de periode 1990-2002 € 13 miljoen aan kosten gemaakt voor de waterkwantiteit voor laagveenmoerassen. 95% van de kosten worden door de overheid en de Natuurbeschermende organisaties gemaakt (zie figuur 3.12).

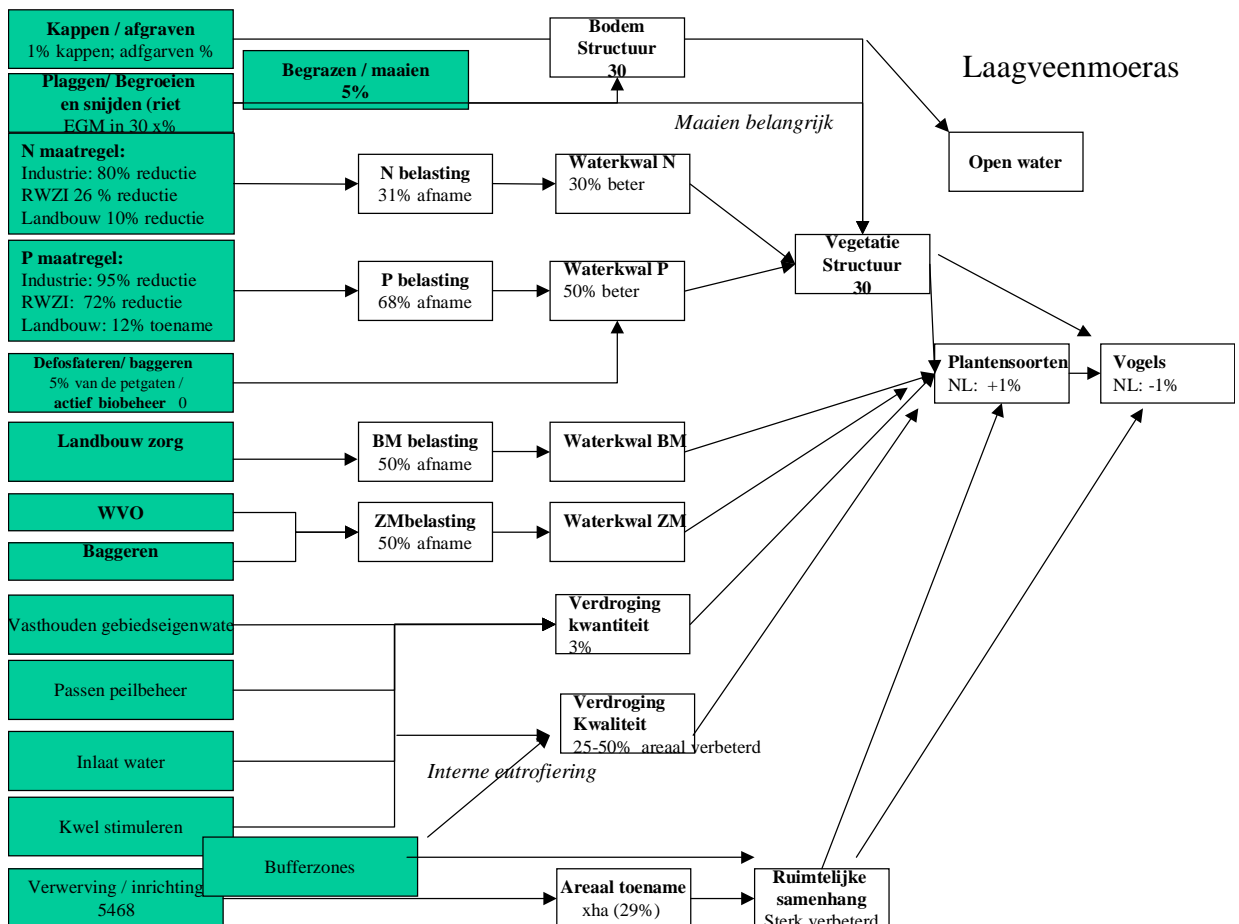


Figuur 3.12: Cumulatieve kosten ten behoeve van laagveenmoeras in de periode 1990-2002 (prijspeil 2000) (* miljoen)

3.5.3 Beleidseffekteten

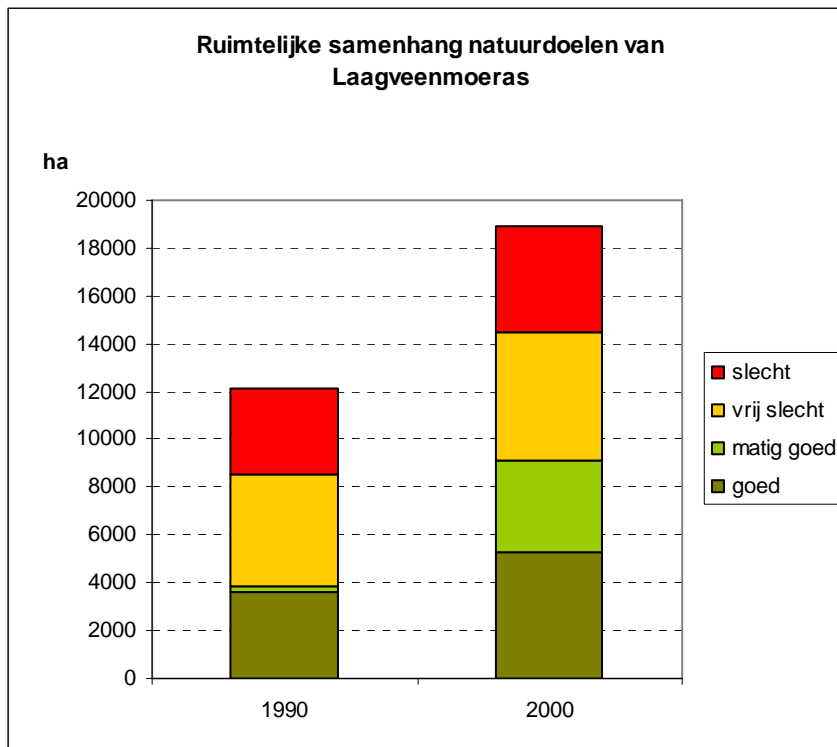
Om een indruk te krijgen van de relatieve mate waarin de inzet per beleidsonderwerp en de daaraan gerelateerde kosten in de periode 1990-2002 hebben bijgedragen aan de gemeten doelbereiking voor Laagveenmoeras is er een beleidseffekteten opgesteld. Hiervoor is gebruik gemaakt van literatuur met meetgegevens (zie bijlage 6) en deskundigenoordelen. Volgtijdelijk resultaat op elk tussenniveau van de beleidseffekteten vormt een voorwaarde voor causaliteit (zie paragraaf 2.6).

In figuur 3.13 is schematisch de relatie tussen beleidsinzet (groen) en de effecten op de verschillende tussenniveaus (rechts) weergegeven. Door met behulp van de beleidseffektketen te kijken naar de mate waarin instandhoudingscondities voor laagveenmoeras, waarnaar de vijf beleidsonderwerpen verwijzen (areaaluitbreiding en ruimtelijke samenhang, natuurbeheer, verzuringsbeleid, verdrogingsbeleid en waterkwaliteitsbeleid) zijn gerealiseerd, kunnen voorlopige conclusies worden geformuleerd over de relatieve bijdrage van de verschillende beleidsonderwerpen aan de gemeten doelbereiking (effectiviteit). Nadere onderbouwing van deze conclusie is mogelijk via de inzet van modellen van het MNP.



Figuur 3.13 Schematische weergave van de beleidseffektketen voor laagveenmoeras

In de periode 1990-2002 is de natuurkwaliteit volgens deskundigen onder meer verbeterd onder invloed van de ruimtelijke maatregelen. Het areaal laagveenmoeras is toegenomen met 5468 hectare. Aanvullend op dit deskundigen-oordeel, is er een analyse gemaakt van de mate waarin extra areaal voor laagveenmoeras de ruimtelijke samenhang heeft versterkt. Uit deze analyse blijkt dat in 1990 de totale ruimtelijke samenhang gering was (Figuur 3.14). Circa 30% van de oppervlakte (3600 ha) van natuurdoelen van laagveenmoeras heeft een goede ruimtelijke samenhang en 2% (253 ha) een matige ruimtelijke samenhang. De toename van het areaal in 2000 wordt vrijwel geheel omgezet in een oppervlakte met een goede en matige ruimtelijke samenhang. Hierdoor verbetert de ruimtelijke samenhang aanzienlijk.



Figuur 3.14: De ruimtelijke samenhang van de natuurdoelen van Laagveenmoeras (Natuurbalans 2004)

De invloed van ammoniakdepositie is voor het laagveenmoeras weinig relevant. In het schema van de beleidseffectketen is dit dan ook buiten beschouwing gelaten (zie figuur 3.13).

Volgens de deskundigen zijn met name de hydrologische maatregelen van belang voor de kwaliteit van laagveenmoeras. Deze maatregelen bepalen niet alleen de mate van verdroging, maar ook de waterkwaliteit. De waterpeilen zijn de laatste 50 jaar relatief constant gehouden. Wel is er aandacht besteed aan *finetuning* op de lokale behoefte van de natuur. Deze laatste categorie maatregelen grijpen aan op verschillende aspecten van de waterkwaliteit en zijn daardoor van relatief groot belang. Het gaat om 20 a 50% van het areaal. De interne eutrofiering (bijvoorbeeld door oxidatie van verdroogd veen) is vaak belangrijker dan de externe eutrofiering. Met betrekking tot de waterkwaliteit is ook niet alleen de nutriëntensamenstelling van belang maar de waterchemie in zijn geheel. Deze laatste kan ook negatief beïnvloed worden bij inlaat van water waarin nog maar weinig nutriënten zitten. Het is van belang dat extern water van het juiste watertype is.

De waterkwaliteit is onder invloed van tal van maatregelen door verschillende sectoren (industrie, RWZI, landbouw) in Nederland sterk verbeterd wat betreft N (30%) en P (50%). Er zijn daarbij geen specifieke gegevens over de waterkwaliteit in het laagveengebied maar verondersteld kan worden dat deze zich conform de landelijke trend heeft ontwikkeld. In sommige laagveengebieden wordt water bij de inlaat ook nog gezuiverd. De waterkwaliteit is weliswaar verbeterd maar voldoet vaak nog niet aan de eisen van de natuur (en aan de normen voor de waterkwaliteit). Het effect van deze verbetering op de natuur is daardoor nog niet direct te zien in de vegetatie.

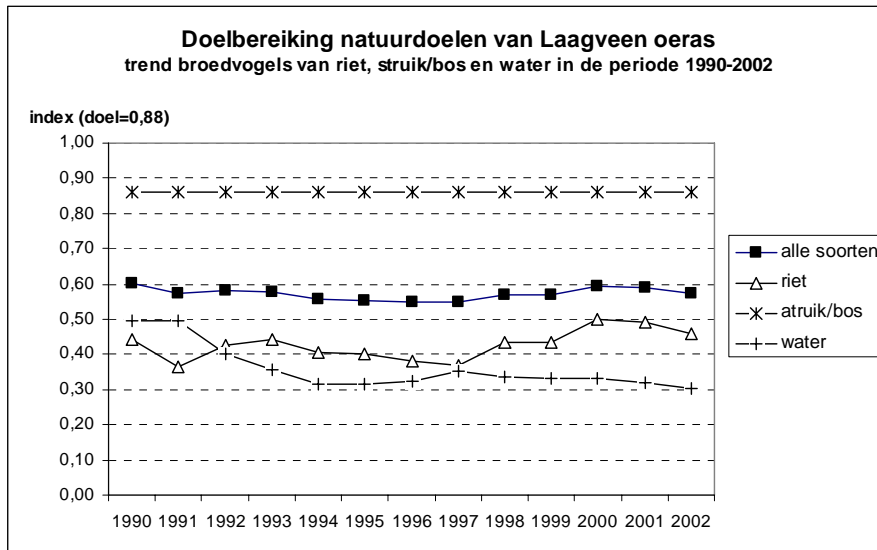
Behalve de areaaluitbreiding en de hydrologische maatregelen buiten de natuurgebieden heeft volgens de deskundigen het beheer (inclusief hydrologische maatregelen binnen het natuurgebied) een positieve invloed gehad op de kwaliteit van het laagveenmoeras. De volgende beheersmaatregelen zijn volgens de deskundigen op nationale schaal van belang:

- Kappen/ afgraven 1%. Kappen is een incidentele herstelmaatregel en geen regulier beheer, max. 1% van het areaal. Afgraven vindt ook slechts op een kleine oppervlakte plaats; het gaat om zogenaamde petgaten die eerst bos waren, soms ook op landbouwgrond;
- Begrazen/maaien: wordt op ongeveer 5% van het areaal gedaan.
- Plaggen/bevloeien en rietsnijden : op ongeveer 30% uitgevoerd in de periode 1989 tot 2002. Plaggen vormt een aparte categorie (samen met bevloeien en rietsnijden), dit is eerder een bedrijfsmaatregel; het gaat om natter maken tbv de rietcultuur. Vaak worden hier OBN, LIFE gelden voor gebruikt. Dit vindt plaats op 20 a 30% van het oppervlak
- Defosfateren, baggeren op 5% en actief biobeheer op 1 % van het areaal; Baggeren gebeurt met enige regelmaat. Dit was namelijk een verplichte waterschapstaak.

Naast de invloed van de verschillende beleidsonderwerpen wijzen de deskundigen op de beïnvloeding van de kwaliteit van het laagveenmoeras door de rietteelt. Deze grijpt net als het natuurbeheer in op bodemstructuur en heeft een negatieve impact. Dit is echter voor minder dan 30% van het totale areaal relevant; de doorwerking naar de vegetatiestructuur is nog wat minder.

Een aanvullende analyse voor broedvogels (Figuur 3.15) illustreert mede de invloed van de rietteelt, al zou die op basis van deze analyse beperkt zijn. Vogels van riet en water hebben een veel lagere doelbereiking dan vogels van struweel (en jong bos). Rietvogels doen het minder goed omdat veel rietlanden minder geschikt zijn als leefgebied door de slechte waterkwaliteit, ontbreken van natuurlijke fluctuaties in de waterstand en verstuiking en verbossing als gevolg van vermesting en verdroging (bron: Milieucompendium 2003, p. 218; CBS en MNP, 2003). Bij watervogels spelen waarschijnlijk dezelfde factoren als bij rietvogels. Watervogels vertonen in de periode 1990-2002 echter nog steeds een gestage afname. Struweelvogels hebben sterk geprofiteerd van de verstruiking en verbossing van riet- en moeras en hebben de doelbereiking ruimschoots gehaald.

Op basis van deze analyse van de beleidseffectketen kan worden geconcludeerd dat het aannemelijk is dat de doelbereiking kwaliteit laagveenmoeras in de periode 1990-2002 het effect is van de combinatie areaaluitbreiding, beheersmaatregelen en verbetering van de waterkwaliteit. Met name de hydrologische maatregelen zijn volgens de deskundigen van belang en bepalen niet alleen de waterkwantiteit maar ook de waterkwaliteit. Zonder deze maatregelen zou het laagveenmoeras nog veel sterker achteruitgegaan zijn dan nu het geval is.



Figuur 3.15: Doelbereiking natuurdoelen van Laagveenmoeras voor broedvogels 1990-2002: trend voor soorten riet, struweel en water in vergelijking met de trend van alle soorten.

3.6 Kosteneffectiviteit Heide en Laagveenmoeras

3.6.1 Inleiding

Een kosteneffectiviteitanalyse richt zich hier op beantwoording van de vraag of de gemeten natuurkwaliteit van respectievelijk Heide en Laagveenmoeras niet kan worden gerealiseerd met minder inzet van financiële middelen of met een gelijke inzet van financiële middelen een groter doelbereik gehaald kan worden. Gegeven de conclusies van de analyse van de beleidseffectketens en algemene ecologische kennis is er daarbij gekozen voor een vergelijking van intelligent samengestelde combinaties van beleidsonderwerpen. De periode vanaf 2002 tot 2030 wordt beschouwd.

Zoals in paragraaf 2.7 is aangegeven zijn deze beleidsopties samengesteld door ten opzichte van het alternatief voortzetten van de (feitelijke) huidige beleidsinzet, telkens een beleidsonderwerp te optimaliseren.

Voor een eerste raming van de kosteneffectiviteit van het beleid voor de heide en laagveenmoeras zijn deze beleidsopties aan deskundigen voorgelegd. Zij hebben de beleidsopties gerangschikt naar de mate van het te verwachten effect in termen van natuurkwaliteit. Daarnaast zijn de kosten per alternatief geraamd (zie paragraaf 2.7 voor de aannames die daarbij zijn gehanteerd). Algemeen geldt dat de gegevens over kosten tussen 1990-2002 lineair doorgetrokken zijn. Deze aanname is erg grof, aangezien de marginale kosten voor milieumaatregelen in het algemeen toenemen in de loop van de tijd.

Op basis van de op deze wijze verzamelde gegevens kan voor de vergelijking van alle onderscheiden beleidsopties alleen een kostencurve worden opgesteld. De beleidsopties overlappen namelijk in belangrijke mate. Een cumulatieve kosteneffectiviteitscurve zou alleen kunnen worden opgesteld voor alternatieven die optellen. In onze voorbeeldstudie zou het dan moeten gaan om alternatieven waarbij ten opzichte van de huidige inzet op alle beleidsonderwerpen telkens een beleidsonderwerp *extra* wordt ge-

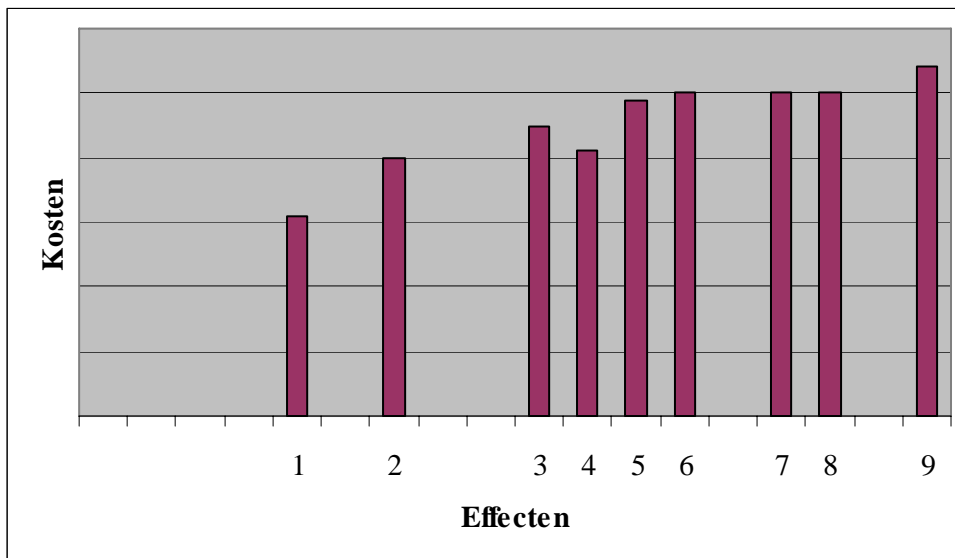
optimaliseerd. De beleidsalternatieven die zijn beschouwd zijn echter niet op deze wijze systematisch geformuleerd. Dit wil niet zeggen dat dit niet mogelijk is. De kostencurves voor Heide en Laagveenmoeras worden in paragraaf 3.7.2 gepresenteerd.

Gegeven zowel de wijze van effectbepaling en de kostenramingen voor de onderscheiden beleidsalternatieven zijn de conclusies ten aanzien van kosteneffectiviteit die op basis van deze analyse getrokken kunnen worden zeer tentatief. De formulering van beleidsalternatieven vraagt nog aandacht in vervolgonderzoek. Essentieel is dat het voor uitspraken op het niveau van de landelijke natuurdoelen zal moeten gaan om een *combinatie* van de vijf beleidsonderwerpen.

3.6.2 Kostencurves Heide en Laagveenmoeras

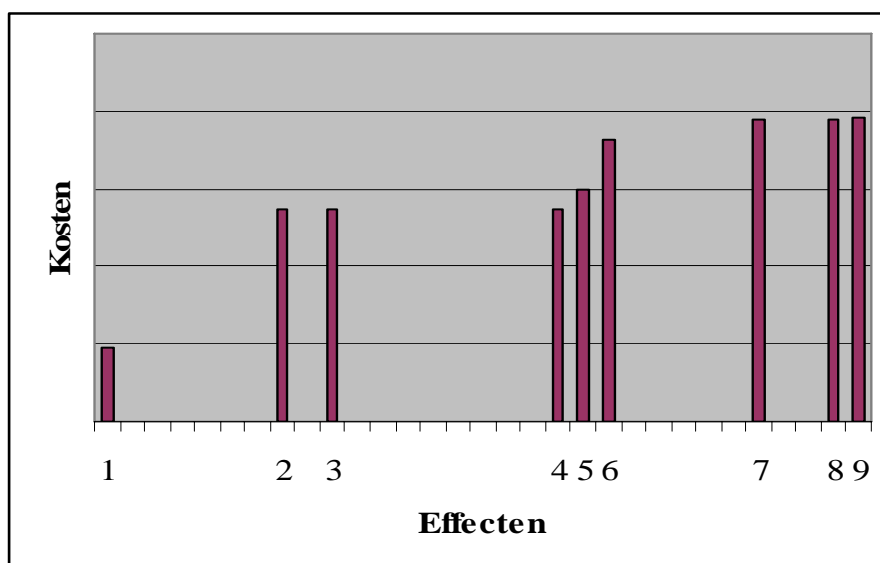
In onderstaande figuren 3.15 en 3.16 zijn bij wijze van voorbeeld kostencurves weergegeven voor Heide en Laagveenmoeras. Het gaat meer om het beeld dat hieruit naar voren komt, dan de exacte getallen. Overigens is als extra beleidsalternatief bij Heide meegewogen: voortzetten huidig beleid plus uitbreiden beheer met buffering door na het plaggen ook de bekalken. Dit was immers een belangrijke uitkomst uit de analyse van de beleidseffectketen (zie paragraaf 3.6).

Op de y-as bepalen de geraamde gemiddelde kosten per jaar per beleidsalternatief de rangorde; op de x-as wordt deze bepaald door de geschatte doelbereiking m.b.t. natuurkwaliteit per beleidsalternatief (conform de indicator die hiervoor wordt gehanteerd, zie paragraaf 2.4). Er zijn geen exacte getallen weergegeven aangezien het hier om een zeer voorlopige raming van kosten gaat en de geschatte doelbereiking is gebaseerd op deskundigen-oordeel. Uitdrukken van natuurkwaliteit in een index suggereert dan schijnexactheid, terwijl deskundigen zijn gevraagd naar een rangordening. De beleidsalternatieven 1 t/m 10 die onder de figuur zijn weergegeven laten oplopende kosten en een oplopende mate van doelbereiking zien.



Figuur 3.15 Kostencurve Heide

	Beleidsalternatieven
1	2030: stoppen met alles
2	2030: voortzetten huidige beleidsinzet
3	2030: voortzetten huidig beleid plus optimaliseren ammoniakreductie
4	2030: voortzetten huidig beleid plus optimale buffering (onderdeel van beheer)
5	2030: voortzetten huidig beleid plus optimaliseren waterkwantiteit (regionale hydrologie)
6	2030 voortzetten huidig beleid plus optimaliseren beheer
7	2030: voortzetten huidig beleid plus optimaliseren beheer en ammoniakreductie
8	2030: voortzetten huidig beleid plus optimaliseren beheer en waterkwantiteit (regionale hydrologie)
9	2030: optimaliseren van alle beleidsonderwerpen



Figuur 3.16 Kostencurve Laagveenmoeras

	Beleidsalternatieven
1	2030: stoppen met alles
2	2030: voortzetten huidige beleidsinzet
3	2030: voortzetten huidig beleid plus optimalisering ammoniakreductie (landelijke N en P maatregelen)
4	2030: voortzetten huidig beleid plus optimaliseren areaaluitbreiding
5	2030: voortzetten huidig beleid plus optimaliseren beheer
6	2030: voortzetten huidig beleid plus optimaliseren regionale waterkwantiteitsmaatregelen (gebiedseigenwater etc)
7	2030: voortzetten huidig beleid plus optimaliseren landelijke waterkwaliteitsmaatregelen N en P en waterkwantiteits maatregelen
8	2030: voortzetten huidig beleid plus optimaliseren beheer en regionale waterkwantiteitsmaatregelen
9	2030: optimaliseren van alle beleidsonderwerpen

4 Conclusies en onderzoeksagenda

4.1 Inleiding

In 2003 is het Milieu- en Natuurplanbureau in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit 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 2004 is gestart met het verder uitwerken en toepasbaar maken van de globale methodiek die in 2003 was ontwikkeld (zie Brink *et al.*, 2003). Hiertoe zijn een tweetal voorbeeldstudies uitgevoerd voor twee typen natuur: heide en moeras op laagveen. De voorbeeldstudies hebben niet alleen geresulteerd in een verdere aanscherping van de methodiek en aanbevelingen voor dataverzameling, maar ook in kwantitatieve inschattingen van doelbereiking, kosten en de kosteneffectiviteit van het beleid dat ten aanzien van de gekozen typen natuur is gevoerd. Hiermee wordt geïllustreerd welk type resultaten verwacht kunnen worden bij toepassing van de methodiek.

In dit afsluitende hoofdstuk worden de conclusies gepresenteerd ten aanzien van de verdere methodiekontwikkeling die in 2004 heeft plaatsgevonden en ten aanzien van de voorbeeldstudies. Het hoofdstuk wordt afgesloten met een onderzoeksagenda voor het vervolg.

4.2 Conclusies

4.2.1 Conclusies methodiekontwikkeling

- Met de hier gepresenteerde methodiek kan de transparantie van afwegingen tussen beheer in enge zin en het realiseren van randvoorwaarden: milieu, water en areaaluitbreiding anderzijds per type natuur worden vergroot. Door gegevens over de economische kosten van een bepaalde combinatie van de genoemde beleidsonderwerpen te verbinden met de gerealiseerde natuurkwaliteit (aanwezigheid soorten en populatieomvang per soort), kan inzichtelijk worden gemaakt welke natuurkwaliteit kan worden verwacht bij een bepaalde inzet van financiële middelen.
- De methodiek biedt ook de mogelijkheid om de mate van gerealiseerde natuurkwaliteit in relatie tot de economische kosten van verschillende typen natuur met elkaar te vergelijken. Dit maakt het tevens mogelijk om na te gaan wat de gevolgen zijn van bijstellingen in diverse natuurdoelen.
- Bij de verdere aanscherping van de methodiek zijn een aantal knelpunten naar voren gekomen. In het vervolgonderzoek zullen deze moeten worden verholpen (zie ook paragraaf 4.3).

- Het beleid voor de realisatie van de EHS is helder wat betreft haar kwantiteitsdoelstellingen; de operationalisering van de beoogde natuurkwaliteit is minder concreet. De betekent dat de methodiek kosteneffectiviteit op dat vlak aanvullende aannames moet maken om de doelbereiking te kunnen meten.
- Bij de bepaling van de ecologische doelbereiking spelen naast het minder concreet zijn van de doelstellingen ook de beschikbare gegevens een rol (NEM). Deze sluiten niet optimaal aan bij het gewenste aggregatieniveau (landelijke trends versus gewenste niveau van landelijke natuurdoelen) .
- Bij de bepaling van de kosten is de toerekening naar natuurgericht milieubeleid een belangrijke, maar moeilijke keuze gebleken. Verder blijven de voorgestelde keuzes met betrekking tot de bepaling van de kosten voor grond (verwerving) voor discussie vatbaar.

4.2.2 Tentative conclusies voorbeeldstudies

- Het areaal Heide is tussen 1990 en 2002 toegenomen met 4714 hectare, hiermee is de kwantitatieve doelstelling nagenoeg (97%) gerealiseerd. De kwaliteit van Heide is in deze periode nagenoeg gelijk gebleven. Tegenover deze mate van doelbereiking staat een investering van in totaal 550 miljoen Euro (inclusief het vermogensbeslag van de grond), dit is ongeveer 425 Euro per hectare per jaar.
- Het kwaliteitsniveau dat tussen 1990 en 2002 voor Heide is gerealiseerd kan op basis van deskundigenoordeel en gegevens over de mate van uitvoering van beleid met name worden toegeschreven aan het gevoerde beheer, waar relatief gezien 29% van de totale kosten (excl vermogensbeslag grond) aan zijn besteed. Op het gebied van de verdroging is er nog weinig gebeurd in die periode, de relatieve kosten voor verdroging bedroegen 4% van het totaal. De investeringen in het verzuringsbeleid (ammoniak), 30% van het totaal hebben nog geen effect op de kwaliteit van de heide gehad, omdat de hoeveelheid stikstof in de bodem ondanks depositiereductie nog niet is afgenomen (dit kost veel meer tijd). Tenslotte profiteert de heide nog nauwelijks van de gerealiseerde areaaluitbreiding, waaraan 37% van de totale kosten zijn besteed, vanwege de geringe toename in goede ruimtelijke samenhang.
- Het areaal laagveenmoeras is tussen 1990 en 2002 toegenomen met 5468 hectare, hiermee is de kwantitatieve doelstelling nagenoeg gerealiseerd (98%). De kwaliteit van laagveenmoeras is tussen 1990 en 2002 nagenoeg gelijk gebleven. Tegenover deze mate van doelbereiking staat een investering van 316 miljoen Euro (inclusief vermogensbeslag van de grond), dit is ongeveer 775 Euro per hectare per jaar.
- Het kwaliteitsniveau dat tussen 1990 en 2002 voor Laagveenmoeras is gerealiseerd kan op basis van deskundigenoordeel en gegevens over de mate van uitvoering van het beleid met name worden toegeschreven aan het gevoerde beheer, waar relatief gezien 16 % van de totale kosten (excl. vermogensbeslag grond) aan zijn besteed. Op het gebied van de verdroging is er nog weinig is gebeurd in die periode, de relatieve kosten voor verdroging bedroegen 8% van het totaal. Het laagveenmoeras heeft behalve van de beheersmaatregelen in combinatie hiermee geprofiteerd van de verbeterde waterkwaliteit (kosten onbekend) en van areaaluitbreiding, 75% van de totale kosten die ook de ruimtelijke samenhang heeft versterkt.

4.3 Onderzoeksagenda

4.3.1 Aanbevelingen voor verbetering ex post analyse

- Nader onderzoek naar de te hanteren verdeelsleutels bij de toerekening van het natuurgerichte milieubeleid (ammoniakbeleid, verdrogingsbeleid en waterkwaliteitsbeleid) aan de realisatie van de verschillende landelijke natuurdoelen;
- Nader onderzoek naar te hanteren verdeelsleutels voor de toerekening van milieu- en waterbeleid aan natuur in relatie tot andere doelen zoals volksgezondheid
- Bepaling doelbereiking kwantiteit (=areaal) verbeteren;
- Als uitspraken over doelbereiking natuurkwaliteit op het niveau van de landelijke natuurdoelen (en dus niet op het niveau van combinaties van landelijk natuurdoelen) wenselijk wordt geacht dan zal moeten worden geïnvesteerd in de verhoging van de dekkingsgraad NEM. Dit valt buiten het takenpakket van het MNP;
- Ook de bepaling van de mate van ruimtelijke samenhang verbeteren;

4.3.2 Aanbevelingen voor verbetering ex ante analyse

- Verfijnen van het ontwerp van de te vergelijken beleidsalternatieven per natuurdoel met behulp van een geprofessionaliseerde inzet van deskundigenoordeel;
- Inzetten van modelinstrumentarium van het MNP (met name de Natuurplanner) om deze beleidsvarianten door te rekenen voor de te verwachten doelbereiking (natuurkwaliteit) ten opzichte van de te verwachten autonome ontwikkeling; Dit zal voor planten²⁹ waarschijnlijk wel lukken, voor dieren zijn de modellen nog niet helemaal toereikend, met name als het gaat om het bepalen van de te verwachten doelbereiking. Daarom is het aanbevelenswaardig om deze modelberekening te combineren met een geprofessionaliseerde inzet van deskundigen oordeel.
- Ontwerpen van een protocol voor toerekenen kosten aan de ontwikkelde beleidsalternatieven (inclusief verfijnen van deze kostenramingen);
- Het gekozen analyseniveau bij de methodiekontwikkeling tot nu toe: beleidsterrein overstijgend sturen op instandhoudingscondities en beheer om natuurkwaliteit te realiseren, blijkt ver af te staan van de beleidspraktijk. Beleidsmedewerkers lijken meer bezig met de werking van beleidsinstrumenten binnen afzonderlijke beleidsdossiers en de toestand van natuurgebieden in onderlinge vergelijking. Er zal moeten worden verkend hoe de methodiekontwikkeling hier beter op afgestemd kan worden.

²⁹ Vraag is of de plantenmodellen ook rekening houden met aanwezige stikstof in de bodem en met de grondwaterkwaliteit

Literatuur

- Algemene Rekenkamer, 2003. Begroting en verantwoording in balans: Het baten-lastenstelsel voor de rijksoverheid, Algemene Rekenkamer, Den Haag
- Algemene Rekenkamer, 2003. Handreiking: meten van doelmatigheid, Den Haag.
- Arts, G. and G van Duinhoven, 2002. Sleutelen aan vennen. Wageningen, EC-LNV, OBN brochure 09.
- Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen en P.J. van der Reest, 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Wageningen, Informatie- en Kenniscentrum Natuurbeheer, Rapport IKC Natuurbeheer nr. 11
- Bal, D., H.M. Beije en M. Klein, 1999. Zicht op overleven: tien jaar Overlevingsplan bos + natuur. Wageningen, IKC-Natuurbeheer
- Bal, D., H.M. Beije, M. Fellingner, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhoff 2001. Handboek Natuurdoeltypen. Tweede, geheel herziene editie. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Blok, S., C.M.Goossen, H.J.J.Kroon, R.B.A.S., van Kralingen, 2003. Verkenning kosteneffectiviteit natuur voor mensen, Alterra-rapport 885,. Alterra, Wageningen
- Brink, J.C. e.a., 2003 Kosteneffectiviteit natuurbeleid: Methodiekontwikkeling-Tussenrapportage 2003. Planbureau-werk in uitvoering, Werkdocument 2003-31. Natuurplanbureau, Wageningen
- Bommel K.H.M. van, J.A. Boone, K. Oltmer En M.N. van Wijk, 2004. Methodiek Natuurkosten, Deel 1. Definities en de berekeningsmethodiek vanuit bedrijfseconomisch perspectief. Den Haag, LEI, Rapport 3.04.11
- Boone, J.A., K.H.M. van Bommel, E.J. Bos en M.N. van Wijk, 2004. Natuurkostenmethodologie: Inventarisatie van discussiepunten. Den Haag, LEI, Rapport 3.03.01
- Brink, B.J.E. ten, A. van Strien & M.J.S.M.(R.) Reijnen, J.R.M. Alkemade, H.F. van Dobben, L.W.G. Higger, B.J.H. Koolstra, W. Ligtvoet, M. van der Peijl & S. Semmekrot 2000. Natuurgraadmeters voor de behoudoptiek. RIVM rapport 408657005, Bilthoven.
- Brink, B. ten, A. van Strien & R. Reijnen 2001. De natuur de maat genomen in vier graadmeters. Landschap, 18, 15-20.
- Brink, B.J.E., A. van Hinsberg, M. de Heer, D.C.J. van der Hoek, B. de Knecht, O.M. Knol, W. Ligtvoet, R. Rosenboom & M.J.S.M.(R.) Reijnen 2002. Technisch ontwerp natuurwaarde en toepassing in de Natuurverkenning 2. RIVM rapport 408657007, Bilthoven.
- Dienst Landelijk Gebied, Regeling Gebiedsgerichte Bestrijding Verdroging (GEBEVE) 3e voortgangsrapportage, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij Dienst Landelijk Gebied, Utrecht, februari 2001

- 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.
- Elhorst, J.P., A Heyma, C.C Koopmans, J. Oosterhaven, 'Indirecte Effecten Infrastructuurprojecten, Aanvulling op de leidraad OEI, december 2004' Rijksuniversiteit Groningen, 2004
- IMAG DLO, 2001. Het Groene Boek. Tijdnormen groenvoorzieningen en buitensportaccommodaties. Wageningen, DLO-Instituut voor Mechanisatie Arbeid en Gebouwen/Commissie Normering Groen.
- Jungerius, P.D., 2003. De rol van de beheerder bij het behoud van actieve stuifzanden. In: Vakblad natuurbeheer, 3, p. 43 - 46.
- Ganzevles, P.H.J., 1992. Bargerveen : beheersplan voor de periode 1992 - 2002. Staatsbosbeheer, Regio Drenthe-Zuid, 137 p.
- Gelder, T. van, 1988. De heide heeft toekomst : advies voor het toekomstige natuur- en landschapsbeleid voor de heide. Utrecht, Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer
- Hoek, D.C.J. van der Hoek, W.H. Hoffmans, A. van Hinsberg, M. van Esbroek & J.R.M. Alkemade 2002. Ecologische effectberekening voor de 2^e Nationale Natuurverkenning: terrestrische systemen. RIVM rapport 408664002/2002, Bilthoven.
- Jongeneel, R. , 2004. De doorwerkingseffecten van natuurprojecten op de economie: financiële en economische analyse van kosten en baten, *in voorbereiding*, Wageningen
- Lammers, W., et.al., 2002. Quick Scan effectiviteit en doelmatigheid van het natuurbeleid, Milieu- en Natuurplanbureau, RIVM, Stichting DLO, Report 408765001
- Ligthart, S.S.H. & T. van Rheenen, 2003. Kosteneffectiviteit natuurbeleid -Integrale tussenrapportage 2003, Planbureau-werk-in uitvoering, Werkdocument 2003-34, Natuurplanbureau, Wageningen
- LNV-directie Natuurbeheer, 1995. Ecosystemen in Nederland, Den Haag
- LNV 2000. Natuur voor Mensen, Mensen voor Natuur. Nota natuur, bos en landschap in de 21e eeuw, Den Haag
- LNV 2004. Agenda voor een vitaal platteland, Den Haag
- Markandya, A., Halsnaes, K., Lanza, A., Matsuoka, Y., Maya, S., Pan, J., Shogren, J.F., Seroa de Motta, R. en Zhang, T., 2001. Costing methodologies. In: Metz, B., Davidson, O., Swart, R.J. en Pan, J. (Eds.), *Climate change 2001. Mitigation*. IPCC, Working Group III. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 451-498.
- Ministerie van Financiën (2002), *Regeling Prestatiegegevens en Evaluatieonderzoek Rijksoverheid*, Tweede druk, Ministerie van Financiën, Den Haag.
- Nijhof, B. e.a., 2003. Kosteneffectiviteit natuurbeleid-Bruikbaarheid gebiedsanalyse, Planbureau-werk in uitvoering, Werkdocument 2003-34, Natuurplanbureau, Wageningen

- Reijnen, R., J.T.R. Kalkhoven & J. Dirksen 2002. EHS-doelrealisatie graadmeter: verkenning van praktisch toepasbare opties. Werkdocument 2002/14, reeks Planbureau-werk in uitvoering. Natuurplanbureau, Wageningen.
- Reijnen, R., A. van Hinsberg, R. Pouwels, S. van Tol, J. Dirksen & E.A. van der Grift 2003. Evaluatie doelrealisatie EHS met de graadmeter Natuurwaarde. Voortgangsrapportage 2003. Werkdocument 2003/21, reeks Planbureau-werk in uitvoering. Natuurplanbureau, Wageningen.
- Reijnen, R., W.Loonen, R. Pouwels, G.W. Lammers, 2004. Randlengte en ruimtelijke samenhang van natuur in de Ecologische Hoofdstructuur -Een eerste verkenning, Planbureau-werk in uitvoering, werkdocument no. 07, Bilthoven/Wageningen
- RIVM, DLO, 2002. Natuurverkenning 2, 2000-2030. Kluwer, Alphen aan den Rijn.
- RIVM,CBS,WUR, Natuurcompendium 2003 -Natuur in cijfers (zie ook www.natuurcompendium.nl, KNNV-Uitgeverij, Utrecht
- RIVM, 2004. Milieubalans 2004. Kluwer, Alphen aan den Rijn.
- RIVM,WUR: MNP 2004. Natuurbalans 2004. SDU Uitgevers, Den Haag
- RIVM-MNP, CBS 2004. Milieucompendium 2004-Milieu in cijfers (zie ook www.milieucompendium.nl), KNNV-Uitgeverij, Utrecht
- Siero, C.B., 1987. Omvang en kosten van het plaggen in de proefperiode. In: Bosbouwvoorlichting 26, 5, p. 70 - 71.
- Sijm, J.P.M., Brander, L.M. en Kuik, O.J., 2002. *Cost assessments of mitigation options in the energy sector. Conceptual and methodological issues*. ECN report ECN-C-02-040. Energy research Centre of the Netherlands (ECN); Institute for Environmental Studies (IVM), Petten, The Netherlands.
- Strien, A. van & T. van der Meij 2004. Landelijke natuurmeetnetten van het NEM in 2003; resultaten en ontwikkelingen. CBS, Voorburg/Heerlen.
- Staatsbosbeheer, 1990. Normenboek terreinbeheer 1990. Utrecht, Staatsbosbeheer, 116 p.
- Staatsbosbeheer, 2000. Normenboek Staatsbosbeheer 2000-2001: normen voor uitvoering van werkzaamheden in bosbouw, natuurbeheer en landschapsverzorging. Driebergen, Staatsbosbeheer, 138 p.
- Wiertz, J. 2004. Graadmeters voor natuur en landschap, stand van zaken 1-6-2003, conceptrapport (niet gepubliceerd), MNP-RIVM, Bilthoven

Bijlage 1 Beslismemo definitiestudie toetsing en monitoring voor de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid

Begeleidingscommissie 22 januari 2003

Dit beslismemo gaat in op de centrale vraagstelling en de uitgangspunten voor meerjarig Natuurplanbureau onderzoek naar de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid. De begeleidingscommissie stemt in met de centrale vraagstelling en de uitgangspunten in deze notitie. Deze instemming is van belang om voor dit jaar (2003) projecten te formuleren die direct aan de slag kunnen met de zoektocht naar antwoorden en geen tijd meer verliezen aan de algemene vraagformulering, definitiekwesties en afbakening van het onderzoek. De vraagformulering en uitgangspunten zijn gebaseerd op gesprekken met leden van de begeleidingscommissie (vraagarticulatie), op de analyse van enkele praktijksituaties en op enkele methodische verkenningen binnen het Natuurplanbureau (zie voortgangsrapportage)

De **centrale vraagstelling** van het onderzoek naar de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid wordt door de opdrachtgever als volgt geformuleerd:

In welke mate dragen verschillende fysieke maatregelen (o.a. milieu, water, areaalvergroting, natuurbeheer) en beleidsinstrumenten (o.a. wet en regelgeving, subsidies) uit het beleid bij aan de beoogde doelen uit de nota Natuur voor Mensen, Mensen voor Natuur. Hierbij worden natuureffecten gekoppeld aan de inzet van financiële middelen³⁰. Het Natuurplanbureau wordt gevraagd een methodiek te ontwikkelen voor een toetsings- en monitoringsysteem ter bepaling van de kosteneffectiviteit van fysieke maatregelen en beleidsinstrumenten van het natuurbeleid.

Het toetsings- en monitorsysteem moet het mogelijk maken manieren (beleidsstrategieën, instrumenten, maatregelen) te inventariseren en te analyseren voor een kosteneffectiever natuurbeleid. Dat wil zeggen de vraag kunnen beantwoorden of het mogelijk is om de doelen van het huidige natuurbeleid te realiseren met minder inzet van financiële middelen of om met een gelijke inzet van financiële rijksmiddelen een hoger doelbereik te halen.

³⁰ Zie uitgangspunt 6 voor toelichting.

Bij het beantwoorden van de centrale vraag worden de volgende **uitgangspunten** gehanteerd:

Uitgangspunten voor de te beschouwen doel-middel clusters:

1. ***Het onderzoek zal zich primair concentreren op ideeën voor de toetsing en monitoring van het bereiken van ecologische doelen: biodiversiteit en natuurlijkheid, in relatie tot de inzet van maatregelen, instrumenten en middelen uit het natuur-, milieu-, ruimtelijke ordenings- en waterbeleid³¹.***

Toelichting:

- Het grootste deel van de middelen op de rijksbegroting voor natuur wordt besteed aan de realisatie van de ecologische doelen.
- De ecologische doelen zijn het meest geoperationaliseerd in beleid

2. ***Daarnaast zal er aandacht worden besteed aan het bereiken van doelen ten aanzien van natuur voor mensen***

Toelichting:

- We stellen voor om ons hierbij te beperken tot beleving en toegankelijkheid van natuur. Op verzoek van de opdrachtgever (18-12-2002) is er ook aandacht voor de realisatie van de kernkwaliteiten van het landschap door middel van het landschapsbeleid.
- Beleidsdoelen ten aanzien van deze aspecten zijn veel minder geoperationaliseerd dan ten aanzien van de ecologie. Het ambitieniveau voor een toetsings- en monitoringsysteem ligt dus vooralsnog lager dan voor de ecologische doelen. Dit wil niet zeggen, dat deze aspecten niet meetbaar gemaakt kunnen worden, bijvoorbeeld op basis van uitkomsten uit onderzoek naar natuurbeleving. Het Natuurplanbureau wil hier voorstellen voor uitwerken in overleg met de opdrachtgever.

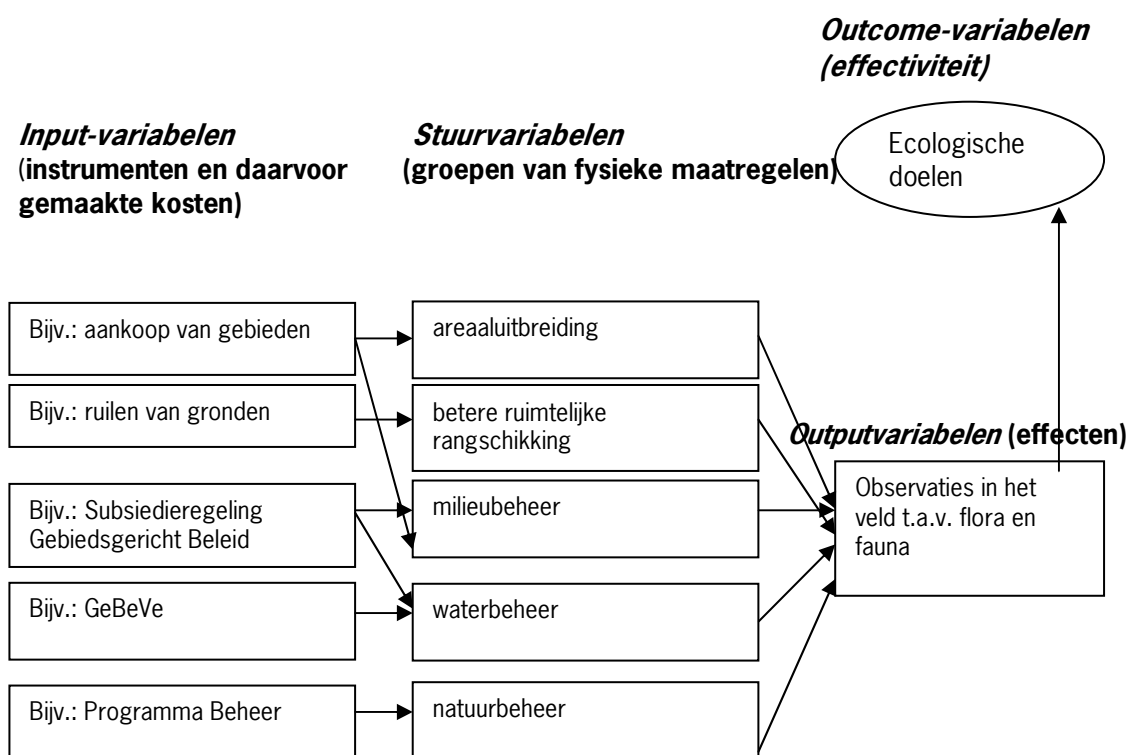
3. ***De hoofdlijnen van het meest recente Rijksbeleid ter zake vormen een gegeven uitgangspunt. Dit betekent dat de doelstellingen die worden nagestreefd met de realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur niet ter discussie staan (recent bevestigd in de brief van de minister van LNV aan de Tweede Kamer dd 8-10-2002 over de begroting van LNV). Nadruk in de studie ligt op de relatieve bijdrage van diverse groepen van fysieke maatregelen: areaaluitbreiding, betere ruimtelijke rangschikking, milieu-, water- en natuurbeheer aan de het bereiken van de doelen van natuurbeleid.***

Toelichting:

- Natuurkwaliteit wordt primair bepaald door de vijf groepen van fysieke maatregelen die hierboven zijn genoemd: (1) areaaluitbreiding, (2) betere ruimtelijke rangschikking, (3) milieu-, (4) water- en (5) natuurbeheer (inclusief inrichting). Blijkt de relatieve bijdrage van een bepaalde groep van fysieke maatregelen aan de realisatie van ecologische doelen groot en zijn de huidige inspanningen gering, dan is **kosteneffectiviteitswinst** te behalen door verschuiving van inspanningen (oftewel andere inzet van maatregelen of instrumenten). Is de relatieve bijdrage van bepaalde maatregelen gering, maar worden daar veel financiële middelen aan besteed, dan kan een verschuiving van middeleninzet overwogen worden.

³¹ Zie toelichting bij uitgangspunt 3 over de keuze om niet alleen naar middelen uit het natuurbeleid te kijken, maar ook uit het milieu-, ruimtelijke ordenings-, en waterbeleid.

- Door de relatieve bijdrage van groepen van fysieke maatregelen (het effect dus) te vertalen naar een ordinale schaal en deze in verband te brengen met een cumulatieve kostencurve kan desgewenst een cumulatieve kosteneffectiviteitscurve worden gemaakt.
- De relatieve bijdrage van de verschillende groepen van maatregelen aan het realiseren van de ecologische natuurdoelen wordt bepaald, *naast* een bepaling van de relatieve bijdrage van dezelfde groepen van maatregelen aan de doelen t.a.v. natuur voor mensen.
- De financiële rijksmiddelen worden veelal niet rechtstreeks besteed aan de inzet van fysieke maatregelen, maar aan beleidsinstrumenten (subsidies, wet-en regelgeving) die richting beogen te geven aan de inzet van groepen van fysieke maatregelen ten behoeve van de realisatie van ecologische doelen (zie onderstaand schema). In de methodiek wordt beoogd deze instrumenten te ordenen naar de vijf groepen van fysieke maatregelen waar zij op aangrijpen. Zo mogelijk worden ook op het niveau van instrumenten uitspraken worden gedaan over de kosteneffectiviteit. Het gaat in dat geval dan om uitspraken als bijvoorbeeld: 'sturen op milieu is kosteneffectiever via wet-en regelgeving dan via subsidies.'



Werkmodel voor ideevorming over toetsing en monitoring ten behoeve van de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid op mesoniveau.

- De financiële inspanningen ten behoeve van de verschillende groepen maatregelen, vallen niet allemaal binnen het natuurbeleid in strikte zin. Zoals ook in de quick scan werd geconcludeerd: 'moet er bij de beoordeling van de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid rekening mee gehouden worden dat doelbereiking mede wordt bepaald door beleidsterreinen buiten het natuurbeleid, zoals het milieu- water en ruimtelijk beleid'.
- Het NPB is gevraagd in 2003 een verkenning uit te voeren die informatie levert voor de te maken beleidskeuzes voor de realisatie EHS, met de door het kabinet in 2002

aangegeven verschuiving van aankoop van gronden naar agrarisch en particulier natuurbeheer als achtergrond. Deze verkenning valt buiten het kader van deze onderzoekslijn die zich immers richt op de ontwikkeling van een methodiek voor een toetsings-en monitoringssysteem. Uiteraard draagt het Natuurplanbureau zorg voor de onderlinge afstemming tussen deze verkenning en de methodiekontwikkeling.

4. De methodiek is gericht op uitspraken over middeleninzet in relatie tot effectiviteit op mesoniveau. Wat de doelstellingen betreft, wordt voorgesteld om te aggregeren tot het niveau van vijftien typen natuurgebieden. In termen van middelen betekent dit uitgangspunt aggregatie tot de hierboven genoemde vijf groepen van fysieke maatregelen.

Toelichting:

- Aggregatie tot het niveau van 15 typen natuurgebieden (zoals bijvoorbeeld heide, de duinen etc., zie bijlage 1) en vijf groepen fysieke maatregelen achten wij methodologisch verantwoord, aangezien het op dit analyseniveau mogelijk lijkt om causale relaties te toetsen tussen inzet van de onderscheiden groepen van maatregelen en de ecologische doelen op dit niveau. Dus bijvoorbeeld voor de heide of de duinen, kun je stellen dat voor de soorten die hier voorkomen (flora en fauna) bijvoorbeeld beheer effectiever is dan areaaluitbreiding. Ook wat de praktische uitvoerbaarheid van de studie betreft, ligt dit niveau van analyse meer voor de hand. Dit geldt ook voor de presentatie van resultaten, waarbij we een al te groot detailniveau willen vermijden.
- Naast de methodologische overwegingen is de keuze voor het mesoniveau vooral ingegeven door de wenselijkheid om aan te sluiten bij de geldende sturingsfilosofie: sturen op hoofdlijnen en toetsen op resultaat. Dit adagium maakt het weinig zinvol, om wat betreft sturing op het gebiedsniveau te gaan zitten. Voorschriften vanuit het Rijk over de inzet van maatregelen op gebiedsniveau die zouden voortvloeien uit een kosten-effectiviteitsanalyse op dit niveau, is immers strijdig met 'sturen op hoofdlijnen'.
- De voorgestelde indeling en aggregatie is een middel, geen doel op zich. Ze zal worden getoetst op bruikbaarheid in de volgende fase van het onderzoek. Dit betekent dat een wisselwerking mogelijk is met de door het beleid in het SGR2 voorgestelde vereenvoudiging van beleids- en gebiedscategorieën. De resultaten kunnen ook aanleiding vormen om de ambities bij te stellen (de begeleidingscommissie vindt de huidige ambitie hoog gesteld). De kunst is om een werkwijze te ontwikkelen die zowel aansluit bij het beleid ('sturen op hoofdlijnen') als bij de beheerspraktijk (kunnen toetsen op resultaat). Als werkmodel wordt wat betreft sturing uitgegaan van het niveau van taakstellingen per natuurdoel (beleidsvoornemen SGR2, pag. 95) en wat betreft de resultaatmeting van de natuurdoeltypen (handboek natuurdoeltypen, 2002).
- De keuze voor het meso-niveau laat onverlet dat het daarnaast zinvol is om op microniveau casusgewijs onderzoek te doen naar kosteneffectiviteit (gebiedsanalyses).

Uitgangspunten voor het meten van effecten en kosten

5. *Effecten worden uitgedrukt in dezelfde maat die ook in het natuurbeleid gangbaar is, zodat uitspraken kunnen worden gedaan over de distance to target (=beleidsevaluatie). Deze aanpak maakt ook een eventuele benchmark mogelijk.*

Toelichting:

- Dit betekent voor de bestaanswaarde van natuur dat effecten worden uitgedrukt in % resulterende doelsoorten per type natuurgebied (heide, duinen, etc.) Voor de halfnatuurlijke systemen worden effecten niet alleen in % doelsoorten uitgedrukt, maar ook in mate van de bereikte natuurlijkheid. Hiermee wordt dus gebruik gemaakt van de

operationalisering van de ecologische doelen van de Ecologische Hoofdstructuur die voorhanden is met het Handboek Natuurdoeltypen (de 'doelvariabelen'). Monitoring van de voortgang in de uitvoering van maatregelen en de monitoring van doelsoorten maakt ook een eventuele benchmark mogelijk.

In de recent uitgekomen tweede versie van het handboek zijn voor een groot deel ook de relaties met de onderscheiden groepen van fysieke maatregelen uitgewerkt (de 'stuurvariabelen'). In het onderzoek wordt geïnventariseerd welke conversies er zijn met de door terreinbeheerders (zoals NM, SBB) gehanteerde indelingen.

- Met betrekking tot 'natuur voor mensen' moet eerst nog aandacht worden besteed aan de operationalisering van de doelen, voordat uitgangspunten kunnen worden vastgelegd over hoe effecten wat dit betreft worden gemeten (zie uitgangspunt 2).

6. Wat de toerekening van kosten aan de alternatieve groepen van maatregelen betreft zullen niet alleen kosten als voor bijvoorbeeld verwerving van gronden (areaalvergroting) of subsidies voor beheer (natuurbeheer) worden meegeteld. Ook uitgaven aan het proces van beleidsuitvoering worden betrokken in de analyse voor zover zij kwantificeerbare uitgaven met zich meebrengen.

Toelichting:

- Wat de definitie van kosten betreft worden de primaire nettokosten van *alle actoren*³² die kosten maken ten behoeve van de realisatie van rijksnatuurdoelen meegenomen (zie bijlage 2). Hiermee wordt aangesloten bij de voorlopige keuzes die zijn gemaakt bij de ontwikkeling van een natuurkosten-systematiek door het Natuurplanbureau i.s.m. het CBS. In het vervolgtraject zal deze keuze nader worden gepreciseerd. Duidelijk is in elk geval dat *niet* wordt gekozen voor maatschappelijke kosten en baten.
- Meetellen van kosten aan het proces van de beleidsvoering betekent dat *bijvoorbeeld* prijsontwikkelingen op de grondmarkt als gevolg van het uitblijven van besluitvorming (planologische bestemming) of verhoogde kosten voor milieumaatregelen ten gevolge van een versnipperde toedeling van nieuwe natuurgebieden, worden verrekend.
- Ook uitgaven aan voorlichting, ontwikkelen draagvlak etc. kunnen kostenposten vormen. De studie van de Dintelse Gorzen door Natuurmonumenten laat bijvoorbeeld zien dat er aanzienlijke kosten worden gemaakt die voortvloeien uit goed nabuurschap.
- Ten aanzien van de toerekening van kosten liggen er nog tal van andere vraagpunten. Bijvoorbeeld in hoeverre de kosten worden meegenomen die op het conto van natuur staan, maar daar eigenlijk niet thuishoren. Zo blijkt ook uit de studie van Natuurmonumenten, dat natuurbeheerders kosten maken als gevolg van voor de natuur schadelijke activiteiten door derden, in dit geval Rijkswaterstaat. Een andere kwestie is of wordt uitgegaan van de gemiddelde netto kosten of de kosten die verschillende actoren daadwerkelijk maken, met daarbij de vraag of de verdeling van kosten en baten reëel is. Kortom het toerekeningsvraagstuk verdient zeker aandacht in het vervolgonderzoek.

³² In de begeleidingscommissie van 27-11-2002 is namelijk aangegeven om niet alleen de kosten die gesubsidieerd zijn door het Rijk mee te nemen, maar ook kosten die uitvoerende actoren (zoals decentrale overheden, beheerders, agrariers) zelf maken die bijdragen aan de realisatie van de rijksnatuurdoelen. Dit betekent dat er in het vervolgonderzoek ook aandacht moet zijn voor geldstromen.

Bijlage 2 Natuurdoelen in Nederland

Natuurdoelen in Nederland	Taakstelling in hectares
<i>Grootschalige natuur</i>	
1. Beek- en zandboslandschap	51.000
2. Rivierenlandschap	7.000
3. Veen- en zeekleilandschap	22.000
4. Duinlandschap	25.000
5. Grote wateren:	581.500 + p.m.
5a. Meer	(254.500)
5b. Begeleid getijdengebied	(64.000)
5c. Getijdengebied en Zee	(263.000 + p.m.)
<i>Bijzondere natuur</i>	
6. Beek	500
7. Stilstaande wateren:	1.600
7a. Brak water	(1000)
7b. Ven en duinplas	(600)
8. Moeras	34.000
9. Natte graslanden:	52.500
9a. Nat schraalland	(25.000)
9b. Nat, matig voedselrijk grasland	(27.500)
10. Droog schraalgrasland	12.000
11. Kalkgrasland	500
12. Bloemrijk grasland	79.500
13. Zilt grasland	5.500
14. Natte heide en Hoogveen	15.000
15. Droge heide	32.000
16. Zandverstuiving	3.200
17. Reservaatsakker	500
18. Bos van laagveen en klei	15.000
19. Bos van arme gronden	25.000
20. Bos van rijke gronden	23.000
21. Bos van bron en beek	4.000
<i>Multifunctionele natuur</i>	
22. Multifunctionele grote wateren	5.961.000 - p.m.
23. Overig stromend en stilstaand water	58.000
24. Multifunctionele graslanden:	170.000
24a. Multifunctioneel grasland	(120.000)
24b. Wintergastengrasland	(50.000)
25. Overige natuur	24.500
26. Middenbos, Hakhout en Griend	4.000
27. Multifunctioneel bos	254.000

Bron: LNV 2002 (SGR2)

Bijlage 3 Kosten van grond bij gebruik voor alternatieve toepassingen

Notitie³³:

Kosten van grond bij gebruik voor alternatieve toepassingen

23 september 2004

Louis Slangen, Herman Stolwijk, Arie Oskam, Roel Jongeneel³⁴

Inleiding

Grond is door zijn eigenschappen een bijzondere productiefactor. In tegenstelling tot kapitaal is het een oorspronkelijke natuurlijke hulpbron, gegeven door de natuur. Grond is nauwelijks of niet reproduceerbaar of vermeerderbaar. Uitbreiding van de oppervlakte grond is alleen mogelijk door landaanwinning, inpoldering of ontginning, en dat gaat veelal gepaard met hoge kosten. Dit betekent dat in de praktijk de oppervlakte grond gegeven is. In economische termen betekent dit dat het aanbod van de **totale** hoeveelheid grond vrijwel prijsinelastisch is. Grond is ook een productiemiddel met een **permanent karakter**. Bij juist en doelmatig gebruik is zij niet aan slijtage onderhevig, en hoeft op grond niet te worden afgeschreven.

Grond is plaatsgebonden en dus **ruimtelijk immobiel**. Grond kan niet zoals arbeid en het merendeel van de kapitaalgoederen verplaatst worden. Een gunstige of ongunstige locatie is dan ook voor deze productiefactor een gegeven. In vergelijking met arbeid en kapitaal is grond de productiefactor met de geringste mobiliteit. Mobiliteit tussen de agrarische sector en niet-agrarische bestemmingen heeft overwegend een irreversibel karakter. In Nederland wordt de mobiliteit van grond tussen sectoren overwegend gereguleerd door de overheid. Dit gebeurt op verschillende manieren. Allereerst kan de overheid door onteigening voor openbare nut (o.a. woningbouw, industrie-terreinen, wegen, recreatie- en natuurgebieden) tegen een bepaalde prijs iedere gewenste hoeveelheid grond kopen. In de praktijk is evenwel het budget van de overheid een beperkende factor. In de tweede plaats bepaalt de overheid door de bestemmingsaankwijzing de alternatieve toepassingen voor grond en beïnvloedt daarmee de opportunity costs ervan. In de derde plaats beïnvloeden ook andere vormen van overheidsbeleid de opportunity costs van grond. Zo leidt het overheidsbeleid voor de

³³ Notitie gemaakt naar aanleiding van bespreking van kosteneffectiviteitsberekening bij natuurprojecten in het Platform Natuur en Economie (adviesgroep) van het MNP op 9 september 2004

³⁴ Herman Stolwijk is werkzaam bij het Centraal Planbureau, de andere auteurs bij de Leerstoelgroep Agrarische Economie en Plattelandsbeleid van Wageningen Universiteit.

landbouw en landbouwgrond ertoe dat er minder grond uit de agrarische sector verdwijnt dan zonder overheidsingrijpen.

Opportunity cost en maatschappelijke kosten van grond

De cruciale stap voor de bepaling van de maatschappelijke kosten van grond is de opportunity cost benadering. Daarbij gaat het om de ontgane netto voordelen van grond bij aanwending in het naastbeste alternatief³⁵. Voor grond bestaan diverse **alternatieve aanwendingsmogelijkheden**. Grond kan gebruikt worden als:

- Vestigingsplaats voor bedrijven, wegeaanleg, woningbouw en andere urbane activiteiten
- Leverancier van grondstoffen zoals mineralen, zand, klei, water, olie, gas en steen- of bruinkool
- Productiemiddel in het vegetatieve proces in akkerbouw, veeteelt, tuinbouw, bosbouw en jacht
- Natuur- en recreatieterreinen

In een dichtbevolkt gebied als Nederland met relatief weinig woeste gronden, bossen en natuurterreinen bestaat er een grote spanning tussen deze alternatieve aanwendingsmogelijkheden voor grond. Dit betekent dat een grondeigenaar het inkomen dat hij kan verwerven door zijn grond te gebruiken bij het agrarisch productieproces zal moeten afwegen tegen de opbrengsten bij een andere aanwending.

Het derven van de opbrengsten in de alternatieve aanwending wordt aangeduid met de term 'opportunity cost'. Deze kosten doen zich voor in iedere situatie waarbij grond een schaarse productiefactor is. Ook bij het bepalen van de maatschappelijke kosten van grond vindt een afweging plaats over de alternatieve aanwendingsmogelijkheden van grond, waarbij de opportunity costs van grond moeten worden meegenomen. Door zowel de baten als de maatschappelijke kosten mee te nemen resulteert een netto effect op het nationale inkomen. In een maatschappelijke analyse vallen overdrachten (transfers) in principe tegen elkaar weg. Zo zijn de aankoopkosten van grond door de overheid uitgaven voor de belastingbetaler, die in de economische analyse wegvallen tegen de ontvangsten voor de verkoper, in casu de boer. Voor het land als geheel (in termen van het nationaal inkomen) heeft dit geen effect (afgezien van de maatschappelijke verliezen die gepaard gaan belastingheffing noodzakelijk voor de aankoop).

Idealiter weerspiegelt de waarde van grond (= de grondprijs) de verdisconteerde som van de netto productiewaarde die met die grond in de loop van de tijd kan worden gerealiseerd³⁶. Bij landbouwgrond is dat de waarde van de landbouwopbrengsten.³⁷ Dit geldt 'idealiter', dat wil zeggen het geldt alleen als er geen sprake is van verstoringen (bijv. door niet-marktconform landbouwbeleid) en markten, w.o. de grondmarkt, 'goed functioneren'. In Nederland kan daaraan worden getwijfeld. In een aantal bedrijfstakken is nog steeds sprake van een zekere ondersteuning en heeft - door de grote omvang van de aankopen door de overheid - de grondmarkt een enigszins bijzonder karakter. Daardoor zijn de prijzen op de deelmarkt landbouwgronden (gronden met bestemming landbouw) hoger dan zonder deze

³⁵ Dat wil zeggen het meest attractieve alternatief dat men misloopt door grond bepaalde bestemming te geven.

³⁶ Formeel gezien is dat niet de 'naastbeste' aanwending, maar er wordt verondersteld dat de alternatieven qua netto productiewaarde dicht bij elkaar liggen.

³⁷ NB. Het spreekt vanzelf dat als de gedeerde opbrengsten als kosten worden meegenomen men om dubbeltelling te vermijden daarnaast niet nogmaals de grondprijs als kostenfactor moet meenemen.

overheidsinterventie. Deze deelmarkt staat dan ook onder invloed van ontwikkelingen op andere deelmarkten (vraag naar grond voor woningbouw, recreatie- en natuurterreinen, spoor- en wegeaanleg). In dat geval kan de grondprijs voor landbouwgrond niet zomaar als uitgangspunt worden genomen of als proxy voor de opportunity costs van grond bij de onttrekking van gronden aan landbouw voor natuur³⁸. Daar kan tegen ingebracht worden dat de dan tot stand gekomen grondprijs ook de koopkrachtige vraag van deze andere toepassingen van grond weerspiegelt (de informatie waarover andere marktpartijen beschikken is in deze prijs neergeslagen) en daardoor een belangrijke prijs-signalerende functie heeft over de waarde van grond.

Verandering in bundel van eigendomsrechten en waardedaling van grond

Bij de functieverandering van landbouwgrond in bos- of natuurterrein treedt er een verandering op de bundel van eigendomsrechten. Allereerst verandert het recht om de grond te gebruiken. De eigenaar/beheerder is niet meer vrij om de grond te gebruiken voor andere doeleinden dan bos of natuur. Voor bos bestaat zelfs een herplantplicht. In de tweede plaats mag de eigenaar niet zonder meer de vorm van het terrein veranderen. In de derde plaats kan het recht om anderen uit te sluiten van het gebruik veranderen. Er kan de verplichting op liggen om het terrein open te stellen voor derden. De eigenaar behoudt het recht om de opbrengsten van het goed zich toe te eigenen (usus fructus = vruchtgebruik) en het recht om het verkopen (transferrecht). Dit betekent dat bundel van eigendomsrechten aanzienlijk verandert bij een functieverandering van landbouwgrond in bos of natuur. (Deze waardedaling is een sunk cost.) Dit uit zich in een veel lagere prijs voor bos en natuurgrond.

Bij het omzetten van landbouwgrond in bos en natuur verandert de bundel van eigendomsrechten aanzienlijk. De bundel van rechten wordt kleiner en voorts worden de eigendomsrechten gebrekiger. Eigendomsrechten hebben alleen een waarde als er een autoriteit is die bereid is deze rechten te beschermen en af te dwingen. Veelal is deze autoriteit de overheid. Die zelfde overheid heeft ook de macht om het eigendom af te nemen of het gebruik er van te reguleren. In Nederland en ook in veel andere landen is in de Grondwet vastgelegd dat de overheid alleen privaat eigendom kan en mag afnemen als: (1) het private eigendom wordt gebruikt voor een publiek doel; en (2) de eigenaar wordt gecompenseerd.

Een vraag is hoe met deze waardedaling moet worden omgegaan. De verandering in de bundel van eigendomsrechten brengt geen directe verandering te weeg in het nationaal inkomen maar leidt wel tot een inkomensherverdeling, ten nadele van de houder van de bundel van eigendomsrechten. Dat betekent dat de maatschappelijke kosten alleen bestaan uit de gederfde alternatieve opbrengsten van de grond. Wat deze zijn hangt af van de naastbeste omstandigheden. Voor gronden die bijvoorbeeld al jarenlang heidevelden zijn, zijn deze beperkt, tenzij de overheid de bestemming verandert. In dat geval verandert echter ook de bundel van eigendomsrechten en ontstaan er alternatieve aanwendingsmogelijkheden. Het kan zijn dat voor het benutten van deze alternatieve mogelijkheden eerst kosten moeten worden gemaakt (bijv. het ontginnen van de heide of het rooien van boomstronken, het ontsluiten van het gebied). Deze kosten moeten in mindering worden gebracht van de baten van de nieuwe aanwendingsmogelijkheden. De netto baten vormen dan de opportunity costs. Zijn deze alternatieven niet voorhanden dan kan de prijs van natuurgrond in het marktverkeer worden genomen als de waarde van deze grond. Hier kunnen dan de kosten op worden gebaseerd.

³⁸ Geeft de benadering via de gederfde netto toegevoegde waarde van grond - en daarmee het bepalen van de opportunity costs - veel problemen en zijn de verstoringen op de grondmarkt niet te groot dan kan de grondprijs als proxy worden gebruikt.

Grond in gebruik voor natuur

In deze notitie gaat het om de maatschappelijke kosten van grond voor natuur. Bij het bepalen daarvan gaat het om de vraag **welke type beslissingen** neemt men ogeschouw. Stel dat men een *ex post* kosten-batenanalyse wil uitvoeren over de natuur die na 1950 is gevolg van doelbewust beleid van de overheid is aangelegd. In dat geval moeten de alternatieve aanwendingsmogelijkheden van de gronden na 1950 in analyse worden betrokken.

Een tweede voorbeeld is de kosten van het Natuurbeleidsplan. Als cesuur kunnen we dan nemen 1990. In dat jaar is het Natuurbeleidsplan aan de Tweede Kamer aan geboden. Voor gronden die voor 1990 reeds voor natuur werden gebruikt is het niet realistisch om te veronderstellen dat er (ruime) alternatieve aanwendingsmogelijkheden bestaan. Terugkijkend kan men zeggen dat indien dat gepaard is gegaan met kosten – in termen van gederfde alternatieve opbrengsten - deze inmiddels *sunk* kosten zijn geworden. De kosten van deze gronden moeten bepaald worden op basis van de aanwezige alternatieven. Deze aanwezige alternatieven zijn een stuk kleiner geworden. Dit uit zich in een veel lagere prijs voor bos en natuurgrond. Deze prijs kan afgeleid worden uit de prijzen die betaald worden voor dergelijke gronden. (De waardedaling is een *sunk cost*).

Voor de in het verleden uitgevoerde functieverandering of reeds lang bestaande bos en natuur geldt deze lage prijs als de waarde van de grond. Een schatting voor de waarde kan worden gevonden door het naastbeste alternatief voor deze grond te construeren en daarvan de baten te bepalen. Deze 'ontgane' baten zijn dan de maatschappelijke kosten van grond aangewend als natuur. Voor de heide kan men zich voorstellen dat de opportunity costs van die grond dicht bij nul liggen. Een pragmatische oplossing is dan om de kosten van grond te baseren om de prijs van heidegrond in het marktverkeer plus de onderhoudskosten voor grond (w.o. waterschaps- en polderlasten). Een tweede oplossing is het gebruik maken van de vuistregel beschreven in Box 1.

Box 1 Vuistregel 1

Als vuistregel zou kunnen worden aangenomen dat als de grond eenmaal omgezet is in natuur, dan toch in de meeste gevallen het gebruik als landbouwgrond het relevante naastbij gelegen alternatief blijft. De kosten zijn dan de netto contante waarde van de gederfde baten. Daarbij kunnen de gederfde baten worden berekend als aandeel van de productiefactor grond in netto toegevoegde waarde bij gebruik als landbouwgrond minus een percentage (zeg 4%) van de investeringen die nodig zouden zijn om natuur weer in landbouwgrond om te zetten.

Algemeen geldt dat de berekening alleen maar gemaakt kan worden als het doel van de berekening goed is gedefinieerd (*different cost for different purpose*). De beslissingen die worden bestudeerd bepalen de alternatieve aanwendingsmogelijkheden. Gezien de alternatieve aanwendingsmogelijkheden van grond is het gewenst om onderscheid te maken tussen gronden die wel onder die beslissingen vallen (gronden die als gevolg van het door de overheid ingezette natuurbeleid worden bestemd tot natuur) en gronden die reeds geruime tijd voor natuur worden gebruikt (dus buiten deze beslissing vallen).

Omzetten van landbouwgronden in natuur

Bij een analyse van maatschappelijke kosten van gronden die als gevolg van het ingezette natuurbeleid zijn of worden omgezet in natuur is sprake van duidelijke beleidskeuze. Doelbewust wordt de allocatie van grond veranderd. Veelal zijn dat landbouwgronden. Het omzetten van landbouwgrond in natuur betekent dat de netto toegevoegde waarde van de landbouw wegvalt, en daarmee de bijdrage van de landbouw aan het nationaal inkomen en dus

aan de welvaart. Dit verlies is de maatschappelijke kosten. Om de kosten van grond te bepalen, moeten we dus vaststellen wat de bijdrage grond was – anders gezegd het aandeel van grond - in de netto toegevoegde waarde (NTW) van de landbouw. Het aandeel van grond in de gedeerde NTW van de landbouw zijn de jaarlijkse kosten van grond³⁹. Door het contant maken van deze kosten kunnen vinden we totale waarde van de grond die opgeofferd wordt voor natuur. Voor het bepalen van deze totale kosten hebben is een discontovoet nodig en een aanname over de tijdshorizon (= tijdsduur). De tijdshorizon is niet allen van belang voor de bepaling van de contante waarde, maar ook voor de veronderstellingen over de alternatieve toepassingen, zie bijvoorbeeld box 2.

Box 2 Vuistregel 2

Praktisch gezien kan bij de aanleg van natuurterreinen bijna altijd worden verondersteld dat het 'uiteindelijk' om het omzetten van landbouwgrond gaat (dus zelden betreft het een unieke bouwlocatie o.i.d.). De maatschappelijke kosten zijn zoals eerder aangegeven de netto contante waarde van gedeerde baten. De gedeerde baten zijn gelijk aan de som van (i) aandeel grond in netto toegevoegde waarde landbouwproductie (zeg 25 %) en (ii) gedeerde baten omdat arbeid en kapitaal tijdelijk leeglopen (veronderstel bijvoorbeeld periode van 10 jaar voor primaire landbouw en 5 jaar voor toeleverende en verwerkende industrie). Productierechten (melkquotum) worden direct elders ingezet.

De opportunity costs van grond is de netto contante waarde van de jaarlijks gedeerde baten. Deze kunnen zowel jaarlijks als in totaal worden bepaald. De jaarlijkse kosten voor grond kunnen bepaald worden door de totale contante waarde te delen door de som van de contante waarde factoren. Een andere manier om de kosten van grond te bepalen is de volgende. Bij een perfecte werkende grondmarkt en geen sterke beïnvloeding door externe factoren zal on the long run de aankoop prijs van grond gelijk zijn aan som van de NTW van grond. De jaarlijkse kosten van grond kunnen dan bepaald worden door aankoop prijs te delen door de som van de contante waarde factoren.

De tijdshorizon is ook van belang voor bestemmingsplannen en de preferenties van mensen. Bestemmingsplannen zijn niet eeuwigdurend (15 jaar) en overheidsbeleid kan veranderen of zal zelfs hoogstwaarschijnlijk gaan veranderen. Ook de preferenties in de samenleving voor natuur kunnen veranderen. Mensen kunnen in de toekomst een preferentie hebben om grond voor andere doeleinden dan natuur aan te wenden. Moet de kosten van een stuk landbouwgrond dat in de buurt van een stad ligt en omgezet wordt in natuur gewaardeerd worden in termen van de ontgane landbouw baten? Of moet de landbouw baten genomen voor de eerste 15 jaar en daarna uit worden gegaan dat de grond voor woningbouw zou worden aangewend? In specifieke situaties kan het nodig zijn verfijningen aan te brengen

Conclusie: Gebruik voor de waardering van grond altijd het opportunity cost-beginsel. Maak een realistische veronderstelling met betrekking tot het naastbeste alternatief, of construeer dit zonedig. De ontgane baten in het naastbeste alternatief zijn de maatschappelijke kosten. Als vuistregel kan voor de aanleg van natuur) worden gewerkt met het aandeel van grond in de netto toegevoegde waarde bij landbouwkundig gebruik. Voor bestaande natuur geldt dezelfde regel, maar moet nog een correctie worden gemaakt voor de investeringskosten die noodzakelijk zijn om natuurterrein in landbouwkundige staat te brengen. Hoe de kosten van grond voor bestaande natuur mee moet worden genomen hangt dus af van het **type beslissing** dat wordt

³⁹ Hierbij wordt verondersteld dat arbeid en kapitaal een vanuit maatschappelijk oogpunt even hoge alternatieve opbrengst als in de voorgaande toepassing kunnen genereren.

geanalyseerd. Bij geen of gebrekkige alternatieve toepassingsmogelijkheden kan voor het bepalen van de maatschappelijke kosten een pragmatische benadering gevolgd worden door deze te baseren op de "marktprijs" van natuur- bosgronden.

Bijlage 4 Verantwoording berekening kosten beheer Heide en Laagveenmoeras

Inleiding

De kosten voor beheer zijn berekend voor 1990 en 2002. Er is zoveel mogelijk geprobeerd het beheer van die perioden door te rekenen. Daarnaast is er ten behoeve van de ex ante analyse een variant doorgerekend waarbij het beheer wordt geoptimaliseerd.

Bij wijze van inleiding wordt hieronder eerst uiteengezet welke methodes mogelijk zijn voor de bepaling van de kosten voor het beheer. Vervolgens wordt de gekozen methode: berekening op basis van kostennormen nader toegelicht en uitgewerkt. De resultaten zijn in het rapport opgenomen, voor Heide in tabel 3.3. op p. 40 en voor Laagveenmoeras tabel 3.6 op p. 49.

Mogelijke methodes

De volgende methoden kunnen worden toegepast voor het berekenen van de kosten voor beheer van heide:

- berekening op basis van realisatiecijfers volgens de administraties van terreinbeheerders;
- berekening op basis van overheidsbijdragen per ha;
- berekening op basis van kostennormen.

Berekening op basis van realisatiecijfers volgens de administraties van terreinbeheerders

Voor de berekening van de kosten voor heide dient een administratie aanwezig te zijn waarin op terreintypen kosten worden geboekt. Uit deze indeling naar terreintypen dienen gegevens verkregen te kunnen worden voor de terreintypen zoals gehanteerd in deze studie (zie paragraaf 3.2 en 3.3).

Uit een studie door Nijhof et al. (2003) blijkt dat van de grote terreinbeheerders alleen Staatsbosbeheer de kosten (incl. manuren) heeft uitgesplitst naar typen natuur (Natuurmonumenten boekt een deel van de kosten, namelijk de uitgaven, op terreintypen.). De systematiek van doeltypen (=verwijzend naar typen natuur) van Staatsbosbeheer is echter niet een-op-een te vertalen naar de typen zoals gebruikt in deze studie, omdat in de relevante doeltypen steeds subdoeltypen zitten die in deze studie buiten beschouwing gelaten moeten worden. Zo zitten er in doeltype 5 en 6 (resp. natte heide, hoogveen, natte duinvalleien en droge heide, duinen) subdoeltypen voor duinen. Stuifzanden zitten voor een groot deel in doeltype 2 (begeleid natuurlijke eenheid), samen met boslandschappen, en vennen zitten voor een groot deel in doeltype 11 (= open water met functie natuur), samen met andere wateren. Er zijn in de bovengenoemde studie ook verschillen geconstateerd in de wijze van administreren tussen Natuurmonumenten en Staatsbosbeheer, en ook met andere terreinbeheerders zullen er verschillen zijn. Zo schrijft Staatsbosbeheer af op gebouwen, terwijl Natuurmonumenten dit niet doet. Bij Staatsbosbeheer wordt verder een deel van de kosten bij sommige beheerseenheden direct op doeltypen geboekt, terwijl dit bij andere op een algemene kostenplaats wordt geboekt.

Voor alle terreinbeheerders geldt dat gegevens van 1990 niet te achterhalen zijn, zodat niet bekend is wat er in dat jaar precies aan beheer is uitgevoerd en welke kosten daarmee gemoeid waren.

Berekening op basis van overheidsbijdragen per ha

Belangrijke overheidsbijdrage voor terreinbeheer zijn de Subsidieregeling Natuurbeheer 2000 (SN), OBN en de bijdrage Staatsbosbeheer. Ook hier speelt het probleem dat in de vorige paragraaf is geschetst, namelijk dat de indelingen in terreintypen zoals gebruikt bij de SN en de bijdrage Staatsbosbeheer niet overeenkomen met de indeling in Natuurdoeltypen (NDT's).

De SN is gebaseerd op doelpakketten, die niet één-op-één te vertalen zijn naar de NDT's die voor deze studie relevant zijn. Zo bevat Basispakket 01 naast vennen allerlei andere soorten wateren en bevat Pluspakket 16 zowel moerasheide (wel relevant) als veenmosrietland (niet relevant). Daarnaast is het de vraag in hoeverre de subsidies een goed beeld geven van de werkelijke kosten.

OBN kan een beeld geven van de kosten voor een aantal maatregelen, maar niet altijd is bekend in welk NDT de maatregel is uitgevoerd.

De overheidsbijdrage aan Staatsbosbeheer is gebaseerd op de indeling in doeltype, zoals in de vorige paragraaf is aangegeven. Hier speelt weer het probleem dat deze indeling in doeltypen niet een-op-een is te vertalen naar NDT's.

De bijdrage van Staatsbosbeheer is gebaseerd op kostennormen op een lager niveau dan doeltypen, namelijk subdoeltypen. De achterliggende informatie over de kosten van deze subdoeltypen is niet openbaar, terwijl de informatie op doeltypeniveau wel is te achterhalen via de openbare offerte van Staatsbosbeheer.

Het is ook de vraag in hoeverre de informatie van Staatsbosbeheer gebruikt moet worden voor een kosteneffectiviteitsstudie op landelijk niveau van alle terreinbeheerders; Staatsbosbeheer is immers niet de enige beheerder, en ze staat niet model voor alle andere beheerders.

Overigens zijn bovengenoemde bijdragen niet beschikbaar voor 1990, maar eventueel zou een inflatiecorrectie kunnen worden toegepast, ervan uitgaande dat er aan het beheer weinig is veranderd.

In de tabel B-4.1 en B-4.2 is aangegeven wat de normkosten voor de betreffende doeltypen van Staatsbosbeheer zijn. De bedragen zijn exclusief kosten voor recreatie. De normkosten zijn inclusief apparaatskosten tot en met het niveau van de opzichter (dus incl. opzichter en boswachter en opzichterskantoor), voor zover aan natuur toe te rekenen.

De gewogen gemiddelde kosten voor heide op basis van Doeltype 5 en 6 bedragen € 169 per ha (niveau 2000). De kosten voor DT 2 en 11, waar een deel van de subdoeltypen voor stuifzanden en vennen in zitten, zijn gemiddeld per ha lager. Dit betekent niet dat de kosten voor deze betreffende subdoeltypen daadwerkelijk lager zijn.

Tabel B-4.1 Oppervlak per doeltype van Staatsbosbeheer, percentage relevante subdoeltypen en normkosten per ha, voor de meest relevante doeltypen.

Doeltype	oppervlak (ha)	relevant % van gehele doeltype	€/ha (2000)
5. Natte heide, hoogveen, natte duinvalleien	6837	88%	339
6. Droge heide en duinen	18571	52%	107
Gemiddeld, heide op basis van DT 5 en 6			169

Tabel B-4.2 Oppervlak per doeltype van Staatsbosbeheer, percentage relevante subdoeltypen en normkosten per ha, minder relevante doeltypen.

Doeltype	oppervlak (ha)	relevant % van gehele doeltype	€/ha (2000)
2. begeleid natuurlijke eenheid	20323	6%	93
11. open water met functie natuur	2404	20%	272
Gemiddeld, DT 2 en 11			112

Berekening op basis van kostennormen

De berekening van kosten voor Heide op basis van kostennormen kan in principe direct op het hoogste niveau "Heide", maar beter is het om het op te bouwen vanuit de verschillende terreintypen die onderscheiden kunnen worden met een enigszins gelijk beheer.

Voor het berekenen van de kosten op basis van kostennormen zijn de volgende gegevens nodig:

- de maatregelen die zijn genomen;
- de kosten per ha van een maatregel;
- het aantal hectare per maatregel dat per jaar is behandeld. Dit kan volgen uit:
 - het totaal aantal aanwezige hectares, in combinatie met
 - het percentage van het oppervlak dat is behandeld in een jaar. Dit laatste kan weer volgen uit:
 - het percentage dat volgens een bepaalde methode wordt beheerd (b.v. plaggen), in combinatie met
 - de frequentie waarmee de maatregel wordt uitgevoerd (b.v. eens per 40 jr)

Gehanteerde methode en gegevens

De kosten voor beheer zijn berekend op basis van kostennormen, zoals beschreven in paragraaf 0. Hieronder is uiteengezet welke gegevens hierbij zijn gebruikt voor de bepaling van relevante maatregelen per natuurdoel, de kosten per ha van een maatregel en de intensiteit waarmee de maatregelen zijn toegepast.

Algemeen geldt dat de maatregelen per natuurdoel vrij goed bekend zijn. Deze zijn onder meer af te leiden van Gelder (1988), Bal et al, 1995 en het interne normkostenboek van Staatsbosbeheer.

De kosten voor maatregelen voor 2000 zijn o.a. af te leiden uit de volgende bronnen: Staatsbosbeheer (2000), IMAG DLO (2000), Elbersen (2003). Daarnaast zijn gegevens beschikbaar van kosten van plaggen in het kader van OBN van Staatsbosbeheer en de Unie van Bosgroepen en Arts en van Duinhoven (2002). Bronnen voor kosten voor 1990 zijn o.a. Staatsbosbeheer (1990), IMAG DLO (2000), van Gelder (1988), Siero, (1987).

Uit informatie van obn-projecten van Staatsbosbeheer en de Unie van Bosgroepen blijkt hoeveel deze organisaties jaarlijks hebben geplagd. Van Gelder (1988) geeft een inschatting van de gewenste maatregelen voor heide in 1988. Siero (1987) geeft aan hoeveel heide er in 1984 - 1986 is geplagd.

Het aantal hectares waarop een maatregel jaarlijks is toegepast kan voor een deel worden geschat op basis van Van Gelder, (1988), het interne normkostenboek van Staatsbosbeheer in

2000 en informatie van obn-maatregelen volgens van de Unie van Bosgroepen en Staatsbosbeheer. Voor 1990 kan uitgegaan worden van een gelijke wijze waarop de terreinen worden beheerd, waarbij uiteraard wel de kosten veranderen.

Op basis van deze bronnen zijn eerst de kosten per ha voor beheermaatregelen t.b.v. Heide en Laagveenmoeras bepaald en vervolgens de intensiteit waarmee deze worden uitgevoerd. Op basis hiervan kunnen dan de kosten worden bepaald (zie voor de resultaten het hoofdrapport).

Kosten beheer maatregelen Heide per ha

Hieronder wordt aangeven welke kosten zijn gehanteerd voor de verschillende maatregelen. Bij de berekeningen is steeds 20% kosten voor overhead toegevoegd.

Plaggen

De kosten voor plaggen in 1990 zijn volgens Van Gelder (1988) en Siero (1987) fl. 3.000 excl. overhead, ofwel, € 1.634 per ha incl. overhead. In 2002 is een bedrag van € 6.519 per ha incl. overhead gehanteerd, op basis van Staatsbosbeheer (2000) en informatie van Staatsbosbeheer en de Unie van Bosgroepen. De sterke prijsstijging komt o.a. omdat er recentelijk veel kleinschalig (met graafmachine) wordt geplagd.

Op basis van Siero (1987) is er van uitgegaan dat er in 1990 in totaal 250 ha is geplagd. Voor 2002 is ervan uitgegaan dat er 350 ha is geplagd, op basis van informatie van de Unie van Bosgroepen en Staatsbosbeheer en Bal et al (1999).

Bekalken

De kosten voor bekalken zijn gebaseerd op proeven door Leek et al. (1989).

Baggeren

Voor de kosten van baggeren zijn geen goede kostennormen. Op basis van informatie van Staatsbosbeheer en de Unie van Bosgroepen is een bedrag van € 20.000 per ha gerekend voor 2002. Voor 1990 is dat bedrag gecorrigeerd voor een prijsstijging van 3% per jaar.

Aanleg en onderhoud dammen

De kosten voor aanleg en onderhoud van dammen zijn gebaseerd op het beheersplan van Bargerveen (Ganzevles, 1992) en bedragen in 1992 gemiddeld € 89 euro per ha. Voor 2002 is dat bedrag gehanteerd, gecorrigeerd voor 3% prijsstijging per jaar.

Chopperen

De kosten voor chopperen bedragen in 1990 en 2002 € 136 resp. € 160 per ha, op basis van kostennormen van Staatsbosbeheer.

Maaien

Voor de kosten van maaien van heide in 1990 is een bedrag van € 227 per ha gehanteerd, op basis van kostennormen van Staatsbosbeheer. Er is uitgegaan van een opbrengst van het maaisel van € 91 per ha. Voor 2002 is uitgegaan van een bedrag van € 352 voor maaien op basis van kostennormen van Staatsbosbeheer. Er is vanuit gegaan dat er in 2002 geen afzetmogelijkheid is voor het maaisel.

Voor droog schraalgrasland is voor het maaien uitgegaan van de kostennormen van Staatsbosbeheer. Voor de opbrengsten is voor 1990 uitgegaan van € 45 per ha (op basis van Van Gelder, 1988) en voor 2002 is uitgegaan van afzet van maaisel om niet.

Branden

Voor branden zijn de kostennormen van Staatsbosbeheer van 1990 resp. 2002 gebruikt.

Begrazing

Voor de kosten van begrazen is voor 1990 een bedrag van € 43 per ha gehanteerd, gebaseerd op een bedrag van € 90 per ha voor gescheperd begrazen en € 23 per ha voor gerasterd begrazen, op basis van Van Gelder (1988). Daarbij is uitgegaan van 30% gescheperd grazen en 70% gerasterd grazen, gebaseerd op een areaal van 8600 ha gescheperde begrazing volgens Elbersen et al (2003).

Voor 2002 is uitgegaan van een bedrag van € 80 per ha op basis van informatie van Elbersen et al (2003), waarbij ook weer is uitgegaan van 30% gescheperd grazen en 70% gerasterd grazen.

Opslag verwijderen

Voor opslag verwijderen zijn de kostennormen van Staatsbosbeheer van 1990 resp. 2002 gebruikt.

Kosten beheermaatregelen Laagveenmoeras per ha

In het onderstaande wordt aangegeven welke kosten zijn gehanteerd voor de verschillende maatregelen. Bij de berekeningen is steeds 20% kosten voor overhead toegevoegd. Een deel van de terreinen wordt verpacht aan riettelers. Er is van uitgegaan dat deze riettelers kostendekkend werken. Zowel hun kosten als opbrengsten zijn niet in beeld gebracht.

Maaien

De kosten voor het maaien van rietland met een eenassige trekker zijn gebaseerd op kostennormen van Staatsbosbeheer.

Sommige terreinen kunnen daarnaast worden gemaaid met landbouwmaterieel. De kosten hiervan zijn gebaseerd op normen van Staatsbosbeheer. Tegenwoordig worden bepaalde terreinen ook gemaaid met aangepast materieel op tracks. Er is uitgegaan van een bedrag van € 540 per ha voor maaien en oprapen van het maaisel met aangepast materieel (gebaseerd op De Jong et al, 2003). Voor 1990 is dit niet van toepassing.

Voor de opbrengst van riet is uitgegaan van een oogst van 600 bossen per ha, en een prijs van 1,50 resp. € 2,00 per bos in 1990 en 2002. Indien rietland verpacht is, is uitgegaan van een opbrengst van € 6 per ha in 1990, tegenover € 8 in 2002. Beide bedragen zijn inschattingen op basis van praktijkgegevens.

Waterbeheer

Voor productief rietland is rekening gehouden met een uur per ha voor waterpeilbeheer (stuwen en pomp bedienen).

Pollen steken

Voor pollensteken in productief rietland is voor 2002 een bedrag gehanteerd van € 3000 per ha. Dit bedrag is gebaseerd op normen volgens het beheer- en inrichtingsplan van de Weerribben. Voor 1990 is dat bedrag aangepast voor 3% inflatie.

Bos rooien

Voor bos rooien is voor 2002 een bedrag gehanteerd van € 6000 per ha. Dit bedrag is gebaseerd op normen volgens het beheer- en inrichtingsplan van de Weerribben. Voor 1990 is dat bedrag aangepast voor 3% inflatie.

Klepelen/frezen

Voor klepelen en frezen van rietland is een bedrag van € 75 per ha gerekend, op basis van mondelinge mededelingen van de voormalig beheerder van de Nieuwkoopse plassen, Dhr Alta. Voor 1990 is dat bedrag aangepast voor 3% inflatie.

Vervroegd oogsten van riet

In enkele terreinen bestaat een vergoeding voor het vervroegd oogsten van riet t.b.v. broedvogels. Hiervoor is voor 2002 een bedrag gehanteerd van € 45 per ha, gebaseerd op normen in het beheer- en inrichtingsplan van de Weerribben. Voor 1990 is dit niet van toepassing.

Open water maken

Voor het maken van open water is voor 2002 een bedrag gerekend van € 28.000 per ha, gebaseerd op normen in het beheer- en inrichtingsplan van de Weerribben. Voor 1990 is dat bedrag aangepast voor 3% inflatie.

Begrazing

Voor begrazing met jongvee is voor 1990 een bedrag van € 21 per ha gerekend, terwijl voor 2002 een bedrag van € 31 is gerekend. Voor begrazing met schapen is voor 1990 een bedrag van € 55 per ha gerekend, en voor 2002 is uitgegaan van € 79 per ha.

Baggeren

Voor baggeren is voor 2002 een bedrag van € 10.000 per ha gerekend. Dit is een grove schatting. Voor 1990 is dat bedrag aangepast voor 3% inflatie.

Kappen van bomen

Voor heidestruweel is er van uitgegaan dat op een deel van het terrein bomen gekapt dienen te worden. Er is hierbij gerekend met kostennormen van Staatsbosbeheer voor het kappen van 100 bomen per ha van 8 m hoog.

Intensiteit beheer Heide

In het volgende wordt beschreven met welke intensiteiten van beheersmaatregelen is gerekend per natuurdoel dat binnen het natuurtipe Heide kan worden onderscheiden (zie paragraaf 3.2 en 3.3).

Naast de intensiteiten voor 1990 en 2002 is een **extra intensief** beheer doorgerekend voor 2002 t.b.v. het beleidsalternatief optimaliseren beheer. Daarbij is een aantal maatregelen waarvan wordt verwacht dat intensivering bijdraagt aan een hoger natuurresultaat intensiever uitgevoerd. Het gaat hierbij om een vingeroefening die slechts een richting aangeeft. Het geeft

ook geen optimaal beheer weer; sommige maatregelen zijn nog steeds niet intensief genoeg in de aannames terwijl andere misschien intensiever zijn dan noodzakelijk is. Voor het berekenen van optimaal beheer is informatie van bijvoorbeeld computermodellen nodig, wat hier niet is gebruikt.

Droge heide

Voor droge heide is ervan uitgegaan dat er in 1990 200 ha is geplagd, tegenover 270 ha in 2002. Er is uitgegaan van 0,25% van per areaal per jaar chopperen (eens in de 40 jaar op 10% van het areaal). Er is uitgegaan van 2% per jaar maaien en 1,4 % per jaar branden, op basis van Van Gelder (1988).

Daarnaast is uitgegaan van 60% van het areaal begrazen in 1990 met een lichte toename tot 70% in 2002 op basis van Van Gelder (1988).

Bij het extra intensieve beheer is uitgegaan van jaarlijks 2% van het areaal plaggen, wat neer komt op gemiddeld eens per 50 jaar iedere plek plaggen. Er is uitgegaan van een kalkgift van 1,5 ton zbw per ha na plaggen. Daarnaast is er van uitgegaan dat er niet meer wordt gemaaid.

Natte heide

Voor natte heide is uitgegaan van 35 ha plaggen in 1990 tegenover 60 ha in 2002. Voor het overige zijn dezelfde percentages gebruikt als voor droge heide.

Bij het extra intensieve beheer is evenals bij droge heide uitgegaan van jaarlijks 2% van het areaal plaggen. Er is uitgegaan van een kalkgift van 1,5 ton zbw per ha na plaggen. Daarnaast is er van uitgegaan dat er niet meer wordt gemaaid.

Hoogveen

Voor hoogveen is uitgegaan van dammenaanleg en -onderhoud over het gehele areaal (daarop zijn ook de kosten per ha gebaseerd). Verder is uitgegaan van half zoveel begrazing als voor natte heide, dus 30% respectievelijk 35% in 1990 en 2002.

Bij het extra intensieve beheer wordt er van uitgegaan dat er bij dit type weinig meer dient te worden geïntensiveerd, en dus is het beheer gelijk gehouden.

Stuifzand

Voor stuifzand is uitgegaan van 10 ha plaggen in 1990 tegenover 13 ha in 2002.

Er is uitgegaan van 1,4% branden in 1990 en 2002. Voor begrazen is uitgegaan van 10% van het oppervlak in 1990 en 15% in 2002, op basis van Jungerius (2003). Daarnaast is uitgegaan van opslag verwijderen op jaarlijks 15% van het areaal.

Bij het extra intensieve beheer is uitgegaan van jaarlijks 1% van het areaal plaggen. Verder is er van uitgegaan dat er 25% van het oppervlak wordt begraasd.

Vennen

Voor vennen is uitgegaan van 5 ha plaggen van oevers in 1990. Er is van uitgegaan dat jaarlijks dat er eens in de 20 jaar op 25% van de vennen wordt gebaggerd, op basis van (Arts en van Duinhoven, 2002).

Bij het extra intensieve beheer is uitgegaan van eens in de 20 jaar op 50% van de vennen baggeren.

Schraalgraslanden

Voor schraalgraslanden is uitgegaan van maaien op 20% van het areaal en begrazen op 80% van het areaal.

Bij het extra intensieve beheer is uitgegaan van 40% van het areaal maaien, naast 80% begrazen.

Intensiteit beheer Laagveenmoeras

Moeras

Voor moeras is er van uitgegaan dat 40% van het areaal - 2944 ha - is verpacht. Daarnaast wordt 10% van het areaal door de natuurbeschermingsorganisaties in eigen beheer geogst. In totaal wordt zo op de helft van dit natuurdoeltype riet geteelt.

Er is van uitgegaan dat er op de cultuurrietlanden jaarlijks op 10 ha pollen worden gestoken, dat er op 3 ha bos wordt gerooid en dat er op 147 ha wordt geklepeld of gefreesd. Jaarlijks wordt 10 ha verdroogd veenmosrietland uitgegraven. Verder is er rekening mee gehouden dat er op 250 ha vervroegde rietogst plaatsvindt.

Er gerekend dat er op het overige deel van het natuurdoeltype moeras 10% wordt gemaaid. Dit betreft bloemrijke rietlanden en grote-zeggemoeras. Hiervoor is uitgegaan van maaien met eenassige trekkers. Voor 1990 is er van uitgegaan is dat het maaisel om niet kan worden afgezet bij boeren, of dat het op het terrein wordt verbrand of achterblijft op hopen. Voor 2002 gerekend voor maaien met aangepast materieel op rupsbanden en afvoer ter compostering van de helft van het materiaal.

Daarnaast wordt 2,5% van moeras begraasd met jongvee en 2,5 % met schapen. Dit betreft m.n. de delen die uitmaken van grotere natuureenheden.

Er is verder van uitgegaan dat er jaarlijks 10 ha open water wordt gemaakt. Dit is ook ten dienste van andere natuurdoeltypen die hieronder beschreven staan.

Bij het extra intensieve beheer is uitgegaan van 6 ha bos verwijderen, vervroegen van de oogstdatum op 2944 ha en uitgraven van rietland op 37 ha (jaarlijks 1% van het areaal rietland).

Natte strooiselruigte

Voor natte strooiselruigten is er van uitgegaan dat de helft iedere drie jaar wordt gemaaid. Er is uitgegaan van maaien met landbouwmaterieel. Er is van uitgegaan dat het maaisel in 1990 om niet werd afgezet of in het terrein achterbleef, terwijl in 2002 de helft wordt gecomposteerd en de helft in het terrein achterbleef. Daarnaast wordt 20% begraasd en vindt er op 30% geen actief beheer plaats.

Bij het extra intensieve beheer is uitgegaan van een verhoging van het begraasde areaal naar 40% van het oppervlak.

Trilveen

Voor trilvenen is er van uitgegaan dat jaarlijks 90% van het terrein wordt gemaaid. Er is uitgegaan van maaien met een eenassige trekker. Voor 1990 is er van uitgegaan dat het maaisel in het terrein achter blijft of in het terrein wordt

verbrand. Voor 2002 is er van uitgegaan dat de helft wordt afgevoerd voor compostering.

Bij het extra intensieve beheer is er van uitgegaan dat er geen veranderingen plaatsvinden in de beheersintensiteit.

Veenmosrietland

Voor veenmosrietland is er van uitgegaan dat jaarlijks 90% van het terrein wordt gemaaid. Voor 1990 is uitgegaan van maaien met een eenassige trekker. Het maaisel blijft in het terrein achter of wordt in het terrein verbrand.

Voor 2002 is uitgegaan van maaien met aangepast materieel op tracks. Het maaisel wordt voor de helft afgevoerd en gecomposteerd, terwijl de rest in het terrein achter blijft of daar wordt verbrand.

Er is van uitgegaan dat op 10% van het terrein extensieve begrazing plaatsheeft.

Bij het extra intensieve beheer is er van uitgegaan dat er geen veranderingen plaatsvinden in de beheersintensiteit.

Natte heide

De kosten voor natte heide zijn berekend zoals hierboven onder "Heide" beschreven

Brak stilstaand water

Gebufferde poel en wiel

Geïsoleerde meander en petgat

Voor deze wateren is er van uitgegaan dat er op 10% van het areaal iedere 20 jaar wordt gebaggerd. Het overgrote deel van het areaal wordt dus niet gebaggerd.

Bij het extra intensieve beheer is er van uitgegaan dat baggeren bij brak stilstaand water eens in de 20 jaar op 20% van het areaal plaatsvindt, terwijl het bij gebufferde poel en wiel en bij geïsoleerde meander en petgat eens in de 10 jaar op 20% van het areaal plaatsvindt.

Wilgenstrueel

Voor wilgenstrueel is er van uitgegaan dat er op 25% van het areaal iedere 10 jaar boomopslag wordt verwijderd.

Bij het extra intensieve beheer is er van uitgegaan dat er geen verandering plaatsvindt.

Bronnen

Arts, G. and G van Duinhoven, 2002. Sleutelen aan vennen. Wageningen, EC-LNV, OBN brochure 09.

Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen en P.J. van der Reest, 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Wageningen, Informatie- en Kenniscentrum Natuurbeheer, Rapport IKC Natuurbeheer nr. 11, 408 p.

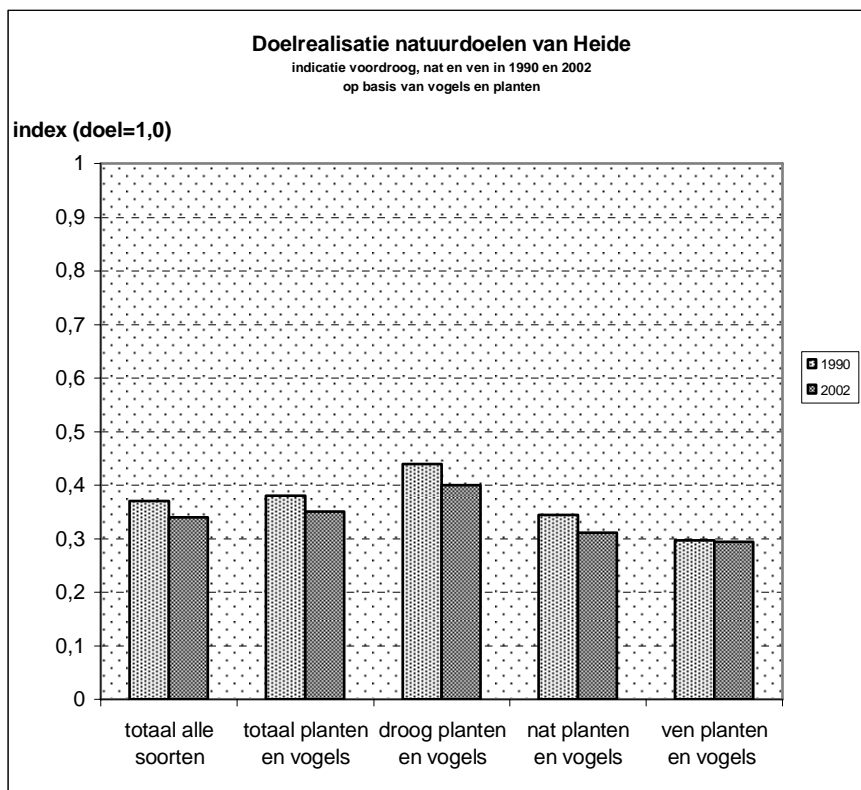
Bal, D., H. Beije, en M. Klein, M., 1999. Zicht op overleven: tien jaar Overlevingsplan bos + natuur. Wageningen, IKC-Natuurbeheer, 23 p.

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.

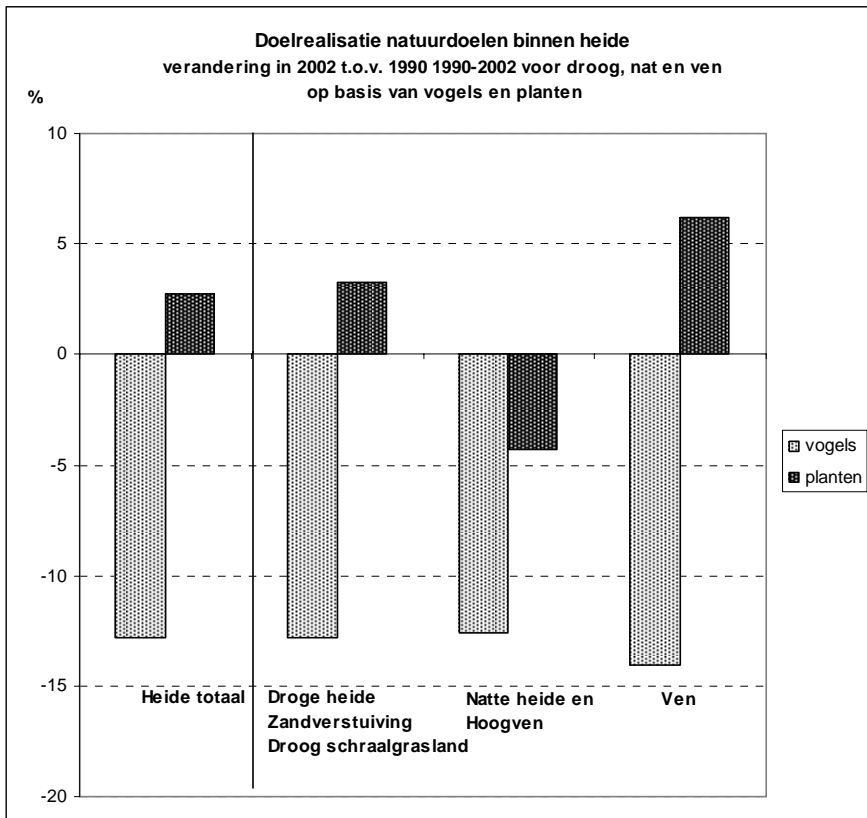
- IMAG DLO, 2001. Het Groene Boek. Tijdnormen groenvoorzieningen en buitensport-accommodaties. Wageningen, DLO-Instituut voor Mechanisatie Arbeid en Gebouwen/Commissie Normering Groen.
- Jungerius, P.D., 2003. De rol van de beheerder bij het behoud van actieve stuifzanden. In: Vakblad natuurbeheer, 3, p. 43 - 46.
- Ganzevles, P.H.J., 1992. Bargerveen : beheersplan voor de periode 1992 - 2002. Staatsbosbeheer, Regio Drenthe-Zuid, 137 p.
- 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.
- Leek, N.A., en H. Wanningen, 1989. Bosbemestingsmethoden. Resultaten van een praktijkproef. Wageningen, "De Dorschkamp, rapport nr 568.
- Siero, C.B., 1987. Omvang en kosten van het plaggen in de proefperiode. In: Bosbouwvoorlichting 26, 5, p. 70 - 71.
- Staatsbosbeheer, 1990. Normenboek terreinbeheer 1990. Utrecht, Staatsbosbeheer, 116 p.
- Staatsbosbeheer, 2000. Normenboek Staatsbosbeheer 2000-2001: normen voor uitvoering van werkzaamheden in bosbouw, natuurbeheer en landschapsverzorging. Driebergen, Staatsbosbeheer, 138 p.

Bijlage 5 Doelbereiking afzonderlijke natuurdoelen van Heide

Voor een indicatie van de doelrealisatie van de afzonderlijke natuurdoelen van Heide zijn de indicatorsoorten ingedeeld naar droog (droge heide, zandverstuiving en droog schraalgrasland), nat (natte heide en hoogveen) en water (ven). Dit was alleen mogelijk voor broedvogels en planten. De doelrealisatie voor planten en vogels gezamenlijk is echter vergelijkbaar met die van alle soorten (Figuur B-5.1). Natte heide en hoogveen hebben een duidelijk lagere doelrealisatie dan de droge natuurdoelen (Figuur B-5.2). Het niveau van vogels en planten verschilt weinig. In droge en natte natuurdoelen neemt de doelrealisatie af in de periode 1990-2002. Voor vennen blijft het niveau gelijk. Vogels vertonen in alle natuurdoelen een sterke afname van >10% (Figuur B-5.2). Planten echter nemen toe in droge natuurdoelen en vennen en af in natte heide en hoogveen.



Figuur B-5.1: Doelrealisatie natuurdoelen van Heide in 1990 en 2002. Indicatie van doelrealisatie van afzonderlijke natuurdoelen: droog (droge heide, zandverstuiving en droog schraalgrasland), nat (natte heide en hoogveen) en water (ven). Op basis van broedvogels en hogere planten.



Figuur B-5.2: Doelrealisatie natuurdoelen van Heide in 1990 en 2002. Indicatie van veranderingen (%) in doelrealisatie van broedvogels en hogere planten voor droog, nat en ven.

Bijlage 6 Geraadpleegde studies

Geraadpleegde studies voor de beleidseffectketens Heide en Laagveenmoeras

Heide

- Lange-termijn monitoring effectgerichte maatregelen (2004) door OBN expertgroep
- Herstelbeheer in heide bij Staatsbosbeheer (2003)
- Natuurbaten van het verzuringsbeleid (Alterra rapport 713)
- Natuurplanner (artikel Wamelink et al.)
- Alterra rapport 562: Bepalen van de haalbaarheid van natuurdoeltype bij verschillende depositiescenario's en beheerstrategieën
- VROM Rapport natuurbaten (Martijn van Wijk)
- Evaluatie natuurmonumenten 2004
- Milieu en natuurcompendium
- UN-ECE critical loads
- Natuurplanner tbv UN-ECE, niet gepubliceerd materiaal tbv NV 4.
- Milieucompendium
- Essay staatsbosbeheer inzake aanpak gebiedsstudies
- Rode lijsten met groene stippen (EC LNV rapport)

Laagveenmoeras

- Lange-termijn monitoring effectgerichte maatregelen (2004) door OBN expertgroep
- Milieu en natuurcompendium
- UN-ECE critical loads
- Milieucompendium
- Rode lijsten met groene stippen (EC LNV rapport)
- Werksessie laagveenmoeras 13 juli 2003
- Gebiedsanalyse kosteneffectiviteit (Werkdocument Natuurplanbureau)
- Omkijken naar Laagveen Vereniging Natuurmonumenten.

Bijlage 7 Samenstelling Begeleidingsgroep Natuur & Economie

Experts die deelnamen aan de werksessies en lid waren van de begeleidingsgroep Natuur & Economie	
Heide:	
Dr. R. Bobbink	Universiteit van Utrecht
Dr. B.F. van Tooren	Vereniging Natuurmonumenten
Drs. Ph. J. Holtland	Staatsbosbeheer
Dr. H.F. van Dobben	WUR, Alterra, Centrum Landschap
Ir. F.F. van der Zee	EC LNV (dir. Kennis, LNV)
Laagveenmoeras:	
Prof. J. Verhoeven	Rijksuniversiteit Utrecht
Dr. B.F. van Tooren	Vereniging Natuurmonumenten
Dr. G. van Wirdum	TNO-NITG
Leden van de begeleidingsgroep Natuur & Economie (klankbord)	
Prof. dr. E. van Ierland (voorzitter)	WUR, leerstoelgroep milieu-economie en natuurlijke hulpbronnen
Prof. dr. P.F.M. Opdam	WUR, Alterra, Centrum Landschap
Drs. F. Wentinck	CBS
Dr. ir. J. Dalhuisen	LNV, Directie Natuur
Dr. M. Streefkerk	VROM
Drs. M.P. Swede	FIN
Dr. R. van der Veeren	RIZA
Dr. H. Stolwijk	CPB
Ir. H.J. Hekhuis/ R Steegs	Staatsbosbeheer
Dr. Ir. L.H.G. Slangen	WUR, leerstoelgroep agrarische economie en plattelandsbeleid
Dr. B.F. van Tooren/ Ir. J. Bos	Natuurmonumenten
Dr. F.M. Brouwer	LEI/MNP

Verschenen rapporten in de reeks Planbureau rapporten (per 30 april 2005)

- 1 *Wamelink, G.W.W. & H.F. van Dobben, 2004*
Effectiviteit van natuurbeheersscenario's in het veenweidegebied; een modelsimulatie met SMART2-SUMO2-MOVE2
- 2 *Sanders, M.E., R. Pouwels, J.M. Baveco, A. Blankena & M.J.S.M. Reijnen, 2004*
Effectiviteit van agrarisch natuurbeheer voor weidevogels; literatuuronderzoek
- 4 *Bouma, I.M., J.P. Chardon, H.A.M. Meeuwssen, J.A.M. Janssen, J.H.J. Schaminée, F.H. Kistenkas, A. Gaaff, A.H. van Hinsberg & G.P. Beugelink, 2004*
Implementatie van EU-natuurbeleid en fondsen in Nederland. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2004
- 5 *Bredenoord, H.W.B., G.H.P. Dirx, M.L.P. van Esbroek, A.J.M. Koomen & T.J. Weijsschedé, 2004.*
Beleidsvaluatie natuur en landschap. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2004
- 6 *Farjon J.M.J., V. Bezemer, S. Blok, C.M. Goossen, W. Nieuwenhuizen, W.J. de Regt & S. de Vries, 2004.*
Groene ruimte in de Randstad: een evaluatie van het rijksbeleid voor bufferzones en de Randstadgroenstructuur. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2004
- 7 *Hinsberg, A. van, H. Noordijk, M.L.P. van Esbroek, D.C.J. van der Hoek & J. Wiertz, 2004.*
Ecologische Hoofdstructuur en het milieu. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2004
- 8 *Veen, J. M. van, B.J.M. Arts & P. Leroy, 2004*
Natuur in soorten en gebieden: beleid van particulieren en overheden.
Achtergronddocument bij Natuurbalans 2004
- 9 *Melman, Th.C.P., A.G.M. Schotman & S. Hunink, 2004.*
Evaluatie weidevogelbeleid. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2004
- 10 *Oerlemans, N., E. van Well & A. Guldemond, 2004.*
Agrarische natuurverenigingen aan de slag. Een tweede verkenning naar de rol van agrarische natuurverenigingen in natuurbeheer. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2004 (tevens uitgegeven door het Centrum voor Landbouw en Milieu. Culemborg).
- 11 *Sanders, M.E., W. Geertsema, M.E.A. Broekmeijer, R.I. van Dam, J.G.M. van der Grefte-van Rossum & H. van Blitterswijk, 2004.*
Beleidsvaluatie Ecologische Hoofdstructuur en ganzenbeleid. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2004
- 12 *Veen, M.P. van, S. van Tol, M.L.P. van Esbroek, E. Noordijk, B. de Knegt en A. van Hinsberg, 2004.*
Milieu-indicatoren op basis van Landelijk Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2004. (tevens uitgegeven door het MNP-RIVM, Bilthoven).
- 13 *Vonk, M. (red.), 2004.*
Natuur, landschap en actoren. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2004
- 14 *Balk-Theuws, L.W., 2004.*
Stad en Ommeland, actoren nader in beeld gebracht. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2004
- 15 *Huttenhuis, D.S., 2004*
De potentiële bijdrage van agrarisch natuurbeheer aan landschapskwaliteit.
- 16 *Vader, J. M.J.W. Smits, J. Vreke & J.C. Dagevos, 2004*
Nut en noodzaak van Natuurverkenningen
- 17 *Sollart, K.M., 2004*
Effectiviteit van Natuur- en Milieu-Educatiebeleid
- 20 *Roos-Klein Lankhorst, J., S. de Vries, J. van Lith-Kranendonk, H. Dijkstra & J.M.J. Farjon, 2004*
Modellen voor de graadmeters landschap, beleving en recreatie: Kennismodel Effecten

Landschap Kwaliteit (KELK), Monitoring Schaal, BelevingsGIS

- 21** *Kistenkas, F.H. & W. Kuindersma, 2004.*
Europees en nationaal natuurbeschermingsrecht. Ontwikkelingen in jurisprudentie, regelgeving en beleid
- 22** *Veeneklaas, F.R., W.J. de Regt & H.J. Agricola., 2004*
Verrommelt het platteland onder stedelijke druk? Storende elementen en landschapsdynamiek in de studiegebieden Abcoude en Epe-Vaassen
- 23** *Ligthart, S.S.H. (red), 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