



ALTErrA

WAGENINGEN UR

Kosteneffectiviteit van beheer van bos- en natuurterreinen

Methode

Een onderzoeksmethode voor het bepalen van de verhouding tussen kosten en effecten van verschillende maatregelpakketten voor het beheer van natuurterreinen

A. Oosterbaan
J.J. de Jong
J.K. van Raffe
C.M. van der Heide



Alterra-rapport 1400, ISSN 1566-7197

Kosteneffectiviteit van beheer van bos- en natuurterreinen

Kosteneffectiviteit van beheer van bos- en natuurterreinen

Methode

Een onderzoekmethode voor het bepalen van de verhouding tussen kosten en effecten van verschillende maatregelpakketten voor het beheer van natuurterreinen

**Anne Oosterbaan, Anjo de Jong en Jaap van Raffe (Alterra, Wageningen UR),
Martijn van der Heide (LEI)**

Alterra-Rapport 1400

Alterra, Wageningen, 2006

REFERAAT

Oosterbaan, A., J.J. de Jong, J.K. van Raffe & M. van der Heide, 2006. *Kosteneffectiviteit van beheermaatregelen in bos- en natuurterreinen; Methode; Een onderzoeksmethode voor het bepalen van de verhouding tussen kosten en effecten van verschillende maatregelpakketten voor het beheer van natuurterreinen*. Wageningen, Alterra, Alterra-Rapport 1400, 38 blz.; 2 fig.; 6 tab.; 35 ref.

In dit rapport wordt een methode beschreven die kan worden gebruikt om de kosteneffectiviteit te bepalen van maatregelpakketten voor het beheer van bos- en natuurterreinen. Het bepalen van de kosteneffectiviteit gebeurt in elf stappen. De methode is uniform en kan worden gebruikt voor alle mogelijke terreintypen.

Trefwoorden: beheermaatregel, maatregelpakket, kosten, kosteneffectiviteit, bos, natuurterrein

ISSN 1566-7197

Dit rapport is digitaal beschikbaar via www.alterra.wur.nl. Een gedrukte versie van dit rapport, evenals van alle andere Alterra-rapporten, kunt u verkrijgen bij Uitgeverij Cereales te Wageningen (0317 46 66 66). Voor informatie over voorwaarden, prijzen en snelste bestelwijze zie www.boomblad.nl/rapportenservice.

© 2006 Alterra
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

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

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

Inhoud

Woord vooraf.....	7
Samenvatting.....	9
1 Inleiding.....	11
2 Kosteneffectiviteit.....	15
2.1 Algemene introductie van kosteneffectiviteitsstudies	15
2.2 Beknopt overzicht van uitgevoerde kosteneffectiviteitstudies	17
2.3 Conclusie	20
3 Methodiek voor de bepaling van kosteneffectiviteit.....	21
3.1 Stap 1: Keuze en afbakening terreintypen	21
3.2 Stap 2: Vaststellen functies en functiedoelen	23
3.3 Stap 3: Keuze kwaliteitsindicatoren	23
3.4 Stap 4: Beschrijving uitgangssituaties en doelsituaties	25
3.5 Stap 5: Vaststellen beheermaatregelen	26
3.6 Stap 6: Keuze maatregelpakketten	27
3.7 Stap 7: Keuze beheerperiode en terreingrootte	28
3.8 Stap 8: Bepalen effecten op het niveau van kwaliteitsindicatoren	28
3.9 Stap 9: Bepalen effecten op functiedoelniveau	29
3.10 Stap 10: Bepalen kosten	30
3.11 Stap 11: Bepalen kosteneffectiviteit	30
Literatuur.....	33

Woord vooraf

In dit rapport wordt een methode beschreven die kan worden gebruikt om de kosteneffectiviteit te bepalen van maatregelpakketten. De methode wordt toegepast in een aantal vervolgstudies. Die studies richten zich op specifieke typen natuur, zoals droge heide en natte graslanden.

Het ontwikkelen van een uniforme methode voor kosteneffectiviteitsonderzoek is gefinancierd door het Ministerie van LNV.

Het onderzoek is begeleid door een begeleidingsgroep, waarin hebben deelgenomen: mevr. T. de Koeijer (MNP), de heer H. van der Weij (landgoed Heikoop) en de heer J. Lub (Gem. Ede). We willen deze mensen hartelijk dank zeggen voor hun waardevolle bijdrage in de vorm van een luisterend oor en kritische blik.

Het projectteam

Samenvatting

Zowel bij beleidsmakers van LNV als bij beheerders van natuur is er behoefte aan goed inzicht in de verhouding tussen kosten en effecten van maatregelpakketten. Tot nu toe zijn er nog niet veel kosteneffectiviteitsstudies op het niveau van maatregelen en maatregelpakketten uitgevoerd. Bovendien hebben die alle een eigen insteek en opzet. Hierdoor is het niet goed mogelijk te bepalen welke beheeropties het best zijn vanuit het oogpunt van kosten en effecten. Aanvulling op de bestaande onderzoeken, met een consistente methodiek, bleek gewenst voor het maken van beheerkeuzen en voor een betere economische onderbouwing van het natuurbeleid. Het Ministerie van LNV heeft daarom een onderzoek gefinancierd waarin zo'n methodiek is ontwikkeld. In dit rapport is deze methodiek beschreven.

De methodiek is bedoeld om de kosteneffectiviteit van maatregelpakketten te bepalen voor afzonderlijke terrein-/natuurtypen. Het bepalen van de kosteneffectiviteit gebeurt in elf stappen:

1. Keuze en afbakening terreintype: bij een studie naar de kosteneffectiviteit van maatregelpakketten wordt eerst bepaald voor welk terreintype de studie zal worden uitgevoerd.
2. Vaststellen functies en functiedoelen: voor het terreintype wordt gekeken welke functies en functiedoelen van belang zijn.
3. Keuze kwaliteitsindicatoren: in de derde stap wordt vastgesteld welke terreinkenmerken (kwaliteitsindicatoren) gebruikt zullen worden om het terreintype te kunnen beschrijven en te bepalen hoe het terreintype verandert onder invloed van het beheer (de effecten).
4. Beschrijving uitgangssituaties en doelsituaties: ten behoeve van de studie wordt een aantal uitgangssituaties en doelsituaties beschreven op het niveau van de kwaliteitsindicatoren.
5. Vaststellen beheermaatregelen: in stap 5 wordt bepaald welke maatregelen gebruikt (kunnen) worden voor het beheer van het terreintype.
6. Keuze maatregelpakketten: omdat beheer doorgaans niet bestaat uit individuele maatregelen maar uit pakketten, worden uit de optionele beheermaatregelen een aantal relevant lijkende maatregelpakketten samengesteld die worden door-gerekend.
7. Keuze beheerperiode en terreingrootte: de kosten en de effecten van het beheer hangen deels samen met de grootte van het beheerde terrein en de tijd waarover het beheer wordt gevolgd (de periodelengte). In stap 7 worden hier keuzes over gemaakt.
8. Bepalen effecten op het niveau van kwaliteitsindicatoren: voor elk maatregel-pakket wordt bepaald/ingeschat wat de effecten zijn voor het terrein (op het niveau van de onderscheiden kwaliteitsindicatoren).
9. Bepalen effecten op functiedoelniveau: op basis van de relaties tussen kwaliteits-indicatoren en functiedoelen, wordt vervolgens bepaald wat de effecten zijn van het beheer met een bepaald beheerpakket op het niveau van die functiedoelen.

10. Bepalen kosten: nadat de effecten zijn bepaald van een uitgevoerd maatregel-pakket zijn bepaald, worden de kosten berekend.
11. Bepalen kosteneffectiviteit: op basis van de opgedane kennis over de effecten en de kosten kan tot slot de kosteneffectiviteit van elk maatregelpakket worden berekend.

Dit rapport beschrijft alleen de methodiek om de kosteneffectiviteit van maatregel-pakketten voor een bepaald terreintype te bepalen. In vervolgonderzoek wordt de methode toegepast voor onder andere de terreintypen droge heide en nat grasland.

1 Inleiding

Achtergrond

In een verstedelijkende samenleving als Nederland, wordt het steeds belangrijker om de schaarse natuur op een goede en efficiënte manier in stand te houden en zo mogelijk verder te ontwikkelen. Van oudsher worden natuurterreinen beheerd door terreinbeheerorganisaties, zoals Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten en de Provinciale landschappen en particuliere eigenaren. De laatste jaren zijn steeds meer belangengroeperingen uit de maatschappij actief op het gebied van het beheer van natuur, bos en landschap. Te denken valt aan de provinciale landschapsbeheerorganisaties, SBNL, agrarische natuurverenigingen, milieucoöperaties, agrariërs e.d.

Nederland herbergt een groot aantal verschillende typen natuur en elk type natuur kan worden beheerd door verschillende maatregelen of pakketten van maatregelen uit te voeren. Met de verschillende pakketten van maatregelen zijn verschillende kosten gemoeid en ze leiden ook tot verschillende effecten. Deze verschillen in kosten en effecten zijn lang niet altijd inzichtelijk.

In de praktijk wordt het beheer van een gebied met dezelfde terreintypen vaak verschillend ingevuld. De vraag hierbij is wat verschillende maatregelpakketten aan verschillen in kosten en effecten opleveren. Een beheerder wil bepaalde functies vervullen met zijn natuur (bijv. houtproductie, natuur, recreatie). Hij stelt voor deze functies doelen vast (de functiedoelen - hoeveel hout er geoogst moet worden, welke natuur/doelsoorten er moeten komen, voor welke recreanten het gebied opengesteld moet worden etc.). Naast deze functies die voornamelijk betrekking hebben op de productiewaarde van natuur bestaan er ook andere functies, zoals regulatiefuncties (waterbeheer, behoud van bodemvruchtbaarheid etc.), maar voor een beheerder is het moeilijk om hiervoor ook doelen vast te stellen. De Groot (1992) geeft een overzicht van de functies die natuur(terreinen) leveren. Op basis van de genoemde functiedoelen zal de beheerder moeten bepalen hoe zijn natuur er uit moet gaan zien in de toekomst (terreinkenmerken). Dit zal hij moeten doen voor de wat langere termijn, maar ook voor de kortere termijn, waarbij lange-termijndoelen doorgaans moeilijker zijn in te schatten dan korte termijn doelen. Om de doelen te bereiken kan de beheerder maatregelen uitvoeren. De uitvoering van maatregelen vereist de inzet van middelen, die weer geld kosten. Kosteneffectiviteit heeft betrekking op de doelmatigheid van de ingezette middelen, waarbij zowel de kosten als de effecten van een maatregel worden vergeleken.

Voor uitvoerenden is deze informatie over de kosteneffectiviteit van maatregelpakketten nodig om zo efficiënt mogelijk met hun budgetten om te gaan.

Deze informatie over de kosteneffectiviteit van maatregelpakketten op het niveau van terreinen is ook belangrijk voor beleidsmakers. Ze hebben die informatie nodig om de bedrijven die het beleid in de praktijk moeten realiseren zo efficiënt mogelijk te voorzien van de noodzakelijke randvoorwaarden (bijv. effectieve en efficiënte subsidieregelingen). De inzet van deze middelen uit de gemeenschapskas moet op een verantwoorde wijze geschieden. Binnen de ministeries wordt tegenwoordig

gewerkt volgens het VBTB-principe (van beleidsbegroting tot beleidsverantwoording; <http://www.minfin.nl>). Hierbij worden drie vragen gesteld:

- Wat willen we bereiken (beleid)?
- Wat gaan we daarvoor doen (bedrijfsvoering)?
- Wat mag dat kosten (financiën)?

Hierover moeten de ministeries in hun jaarverslag verantwoording afleggen. Voor het Ministerie van LNV is het dus van belang om inzicht te hebben in de kosten en effectiviteit van het uitgevoerde beheer van natuurterreinen. De directie Natuur van het Ministerie van LNV heeft behoefte aan een betere onderbouwing van het economische beleid voor het natuurbeheer.

Kosteneffectiviteit is een onderwerp waaraan in vele branches (bijv. de zorg, voorlichting, auto-industrie) nationaal en internationaal wordt gewerkt. Ook in de milieueconomie worden kosteneffectiviteitsstudies gebruikt om beleid op te baseren, bijvoorbeeld voor verschillende scenario's om te komen tot het gewenste reductiepercentage van de emissie van broeikasgassen (ECN 2005). Internationaal wordt bijvoorbeeld gewerkt aan kosteneffectiviteit van fytosanitaire maatregelen (Westerman 2005), maar uiteraard ook van grote milieuvraagstukken (Gatto e.a. 2002). In het natuurbeheer zijn in het verleden diverse studies verricht naar bepaalde aspecten van kosteneffectiviteit van natuurbeheer (Blitterswijk en Van Wijk 2003, De Koeijer 2004). Kosteneffectiviteit is daarbij op verschillende schaalniveaus bekeken, van nationaal niveau tot op het niveau van individuele beheermaatregelen. Door het NMP is bijvoorbeeld gekeken naar de kosteneffectiviteit van het gehele natuurbeleid. Dit heeft bouwstenen opgeleverd voor een methodiek met kwantitatieve indicaties voor de natuurdoelen van enkele natuurtypen (heide en laagveenmoeras). In het natuurkostenproject van het LEI (Van Bommel e.a. 2004) is als vervolg op een inventarisatie van discussiepunten over natuurkostenmethodologie (Boone e.a. 2003) een methodiek gemaakt voor de berekening van de kosten, die gepaard gaan met het verrichten van activiteiten ten behoeve van de instandhouding, verbetering en ontwikkeling van natuur en landschap en het gebruik van de natuur en het landschap. Deze methodiek leidt tot inzicht in de huidige en toekomstige natuurkosten op macroniveau en is bruikbaar voor monitoringsrapportages (bijv. Natuurbalans) en verkenningen (bijv. Natuurverkenningen). Van der Heide heeft een onderzoek uitgevoerd naar de kosteneffectiviteit van verschillende ontsnipperingsscenario's, uitgewerkt voor de Veluwe (Van der Heide e.a. 2005). Doorgaans zijn vooral de beleidsmakers geïnteresseerd in deze informatie.

Naast deze onderzoeken gericht op kosteneffectiviteit op macroniveau is het noodzakelijk om inzicht te hebben in de kosteneffectiviteit op het niveau van maatregelen. Gegeven een bepaald budget, zullen terreinbeheerders immers ook prioriteiten moeten stellen wat betreft functies, doelen en maatregelen. Op dit niveau zijn enkele studies gedaan (bijv. Wieman & Hekhuis, 1997; Van Dobben & Wamelink, 2004). Het onderzoek was echter fragmentarisch en er zijn steeds verschillende uitgangspunten en methodieken gebruikt. Aanvulling op deze onderzoeken, met een consistente methodiek, is gewenst. Dit is nodig voor een betere economische onderbouwing van het natuurbeleid en voor een betere resultaatmeting.

Probleem

In de praktijk kan het beheer van een gebied met een bepaalde soort natuur verschillend worden ingevuld. De vraag hierbij is wat verschillende maatregelpakketten aan verschillen in kosten en effecten opleveren.

Kosteneffectiviteit heeft betrekking op de doelmatigheid van de ingezette middelen, waarbij zowel de kosten als de effecten van een maatregel worden vergeleken. Zowel uitvoerenden als beleidsmakers zijn gebaat bij het bepalen van deze doelmatig op 'microniveau', d.w.z. op het niveau van maatregelen. Uitvoerenden dienen namelijk zo efficiënt mogelijk met hun budgetten om te gaan, terwijl beleidsmakers ernaar streven de terreinbeherende partijen zo efficiënt mogelijk te voorzien van de noodzakelijke randvoorwaarden (bijv. effectieve en efficiënte subsidieregelingen).

Doel

Het doel van het project 'Kosteneffectiviteit natuurbeheer' is inzicht te krijgen in de verhouding tussen de kosten en de effecten van maatregelpakketten voor specifieke terreintypen. De verkregen resultaten moeten beheerders kunnen helpen bij hun keuze voor maatregelen om, binnen hun budget, de gewenste resultaten te verkrijgen. Daarnaast dienen de resultaten de overheid inzicht te geven in het nut van het beheer van natuurterreinen, dat op een of andere wijze veelal door haar wordt gefinancierd. Als eerste stap moest een methode worden ontwikkeld waarmee de kosteneffectiviteit van maatregelpakketten kan worden bepaald. Het ontwikkelen van de methode was het doel van het onderzoek dat in dit rapport is beschreven.

Werkwijze methode-ontwikkeling

Om te komen tot een goede methode om de kosteneffectiviteit van maatregelpakketten te bepalen is eerst gekeken naar wat er in het recente verleden aan onderzoek naar kosteneffectiviteit in het natuurbeheer is gedaan. Vervolgens is de methodiek uitgewerkt, rekening houdend met de manier waarop beheerders besluiten nemen over het beheren van hun terrein. Het ontwikkelen van de methode gebeurde gelijktijdig met het toepassen van de methode voor het terreintype 'droge heide'. Hierdoor was het mogelijk de methode direct in de praktijk te testen en bij te stellen.

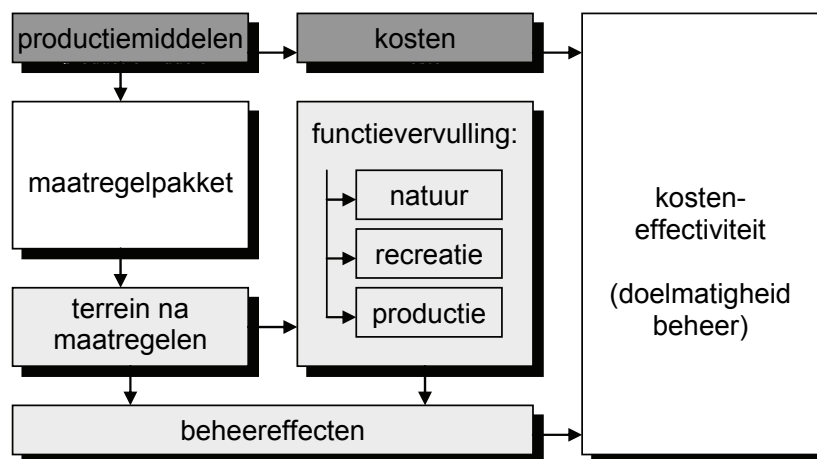
2 Kosteneffectiviteit

In dit hoofdstuk wordt kort aangegeven wat het begrip kosteneffectiviteit betekent en wat kosteneffectiviteitsanalyse is. Daarnaast wordt een kort overzicht gegeven van uitgevoerde kosteneffectiviteitsstudies.

2.1 Algemene introductie van kosteneffectiviteitsstudies

Beheerders willen in hun terrein bepaalde doelen bereiken. Ze willen bijvoorbeeld bepaalde natuurwaarden realiseren, mogelijkheden creëren voor recreanten of een bepaalde houtproductie halen. Die doelen hebben betrekking op de functies die een natuurterrein kan hebben en worden daarom functiedoelen genoemd. Het zijn feitelijk de producten die de beheerder wil leveren. Een andere naam is daarom productiedoelen.

Om de functiedoelen te kunnen realiseren, worden beheermaatregelen uitgevoerd. Die maatregelen beïnvloeden de functiedoelen doorgaans niet direct, maar hebben invloed op het terrein (de terreinkenmerken). Omdat de terreinkenmerken wel direct met maatregelen zijn te beïnvloeden, stuurt een beheerder doorgaans op dit niveau. Hij stelt dan doelen op ten aanzien van het terrein (de terreindoelen). Deze doelen worden zo gekozen dat ze als ze worden bereikt, ook de functiedoelen worden gerealiseerd.



Figuur 1. Schematisch overzicht maatregelen, functies en kosteneffectiviteit terreinbeheer.

Een beheerder kan kiezen uit verschillende manieren waarop hij zijn terrein beheert: hij kan voor verschillende maatregelpakketten kiezen. De mate waarin een maatregelpakket zal bijdragen aan het bereiken van de terreindoelen en functiedoelen is deels bepalend voor welk maatregelpakket zal worden uitgevoerd.

De effectiviteit is echter niet het enige waarop een beheerder kiest uit de mogelijke maatregelpakketten. De kosten spelen ook een rol. Deze kosten hangen samen met het feit dat het uitvoeren van maatregelen de inzet van productiemiddelen vereist.

Bij het beoordelen van de verschillende maatregelpakketten spelen dus de effecten en de kosten een rol. Een beheerder zal inzicht willen hebben in beide en bij de beoordeling het liefst de effecten en de kosten combineren zodat hij dat maatregelpakket kan kiezen dat het beste voldoet aan zijn randvoorwaarden. De combinatie van kosten en effecten wordt kosteneffectiviteit genoemd. In Figuur 1 is schematisch weergegeven wat de kosteneffectiviteit is van een maatregelpakket.

Om de beste beheeroptie te kunnen bepalen, zal een beheerder opties met elkaar moeten vergelijken. Hiervoor kan hij een kosteneffectiviteitsanalyse (KEA) gebruiken. Kenmerk van deze analyse is dat zowel de (niet-monetaire) effecten als de kosten van verschillende mogelijkheden worden vergeleken (dit in tegenstelling tot de traditionele kosten-batenanalyse waarbij alles in geld wordt uitgedrukt).

Door middel van een kosteneffectiviteitsanalyse kan worden bepaald welke optie tegen de minste kosten het gewenste effect geeft ('least cost method', ofwel kostenminimalisatie), of welk effect binnen een bepaald budget haalbaar is ('constant cost method' ofwel effectmaximalisatie).

Toepassing van een KEA leidt tot een rangorde van de verschillende beheeropties bij een *ex ante* evaluatie. Een KEA verschaft weliswaar inzicht in de verwachte kosten en effecten van mogelijke opties, maar ze geeft géén indicatie voor de rentabiliteit van de opties. Met andere woorden, een KEA zegt in principe niets over het feit of een optie al dan niet 'economisch verantwoord' is. Daar staat tegenover dat bij een KEA de effecten niet in monetaire eenheden (lees: euro's) hoeven te worden weergegeven. Dit betekent dat de KEA de aangewezen evaluatiemethoden is, wanneer wél de kosten van maatregelen nauwkeurig in geld zijn vast te stellen maar de effecten niet. Zo past het CPB bijvoorbeeld een KEA toe in de evaluatie van maatregelen en pakketten die ontworpen zijn in het kader van het project 'Ruimte voor de rivier', omdat het buitengewoon moeilijk is 'om de niet-geprijsde maatschappelijke baten van ruimtelijke kwaliteit in geld uit te drukken' (Ebregt et al., 2005).

Een KEA voor natuurbeheer is niet eenvoudig uit te voeren (zie Ligthart en Van Rheenen, 2003). Zo bestaan er onzekerheden over de relatie tussen beheersmaatregelen en effecten, zeker op langere termijn en wanneer er combinaties van maatregelen worden uitgevoerd. Is een bepaald effect volledig toe te rekenen aan een bepaalde maatregel, of slechts voor een (beperkt) deel? Het blijkt dat vooral de relaties tussen deposities, bodem, vegetatie en doelsoorten omgeven zijn door veel onzekerheden, waardoor het toerekenen van effecten aan beheermaatregelen soms allesbehalve een sinecure is. Bovendien treden de effecten doorgaans niet zo snel op – herstel van bodemchemische, hydrologische en ecologische processen kan soms jaren duren. Ook worden de effecten van maatregelen op natuurkwaliteit door meerdere milieu- en omgevingsthema's bepaald. Effecten die veroorzaakt worden door de afzonderlijke factoren, kunnen elkaar versterken of juist verzwakken. Een probleem is verder dat er een groot aantal effecten kan optreden die moeilijk te wegen zijn ten opzichte van elkaar. Wanneer een *ex-post* evaluatie wordt uitgevoerd

blijkt het ook lastig om de kosten aan specifieke maatregelen doe te rekenen; veelal blijken de administraties van beheerders hier niet voor ingericht te zijn.

Naast problemen bij het vaststellen van de effecten en kosten van opties is toepassing van een KEA ook lastig omdat het in de praktijk zelden gebeurt dat twee beheerpakketten precies hetzelfde effect bewerkstelligen (zodat met kostenminimalisatie gewerk kan worden) of zo in te vullen zijn dat ze precies hetzelfde kosten (en met effectmaximalisatie gewerkt kan worden). Een beheerder heeft dan bij het maken van zijn keuzes behoefte aan een methode die het wel mogelijk maakt maatregelpakketten met verschillende doelen en effecten te vergelijken, zonder dat deze in dezelfde eenheden hoeven te worden omgezet. Hier zijn de volgende mogelijkheden voor:

- meervoudige rekeningen (zie Stolwijk, 2004)
- multicriteria-analyse (zie bijvoorbeeld Janssen & Munda, 1999; Rietveld, 2002).

Bij deze methoden worden alle effecten en kosten geschaald (het effect of de kosten worden op een eenduidige schaal geplaatst) en vervolgens gecombineerd/geaggregeerd. Hierbij worden aan de verschillende effecten en kosten gewichten toegekend die het belang van het effect / de kosten aangeven. Het resultaat van de bewerking is te gebruiken om methoden te rangschikken. Ook bij een methode als multicriteria-analyse blijft een probleem dat het vaak lastig is effecten en kosten van beheer vast te stellen.

In § 3.11 wordt nog wat dieper ingegaan op het gebruik van hiervoor genoemde methoden voor het bepalen van de kosteneffectiviteit van beheer (op maatregelen-niveau).

2.2 Beknopt overzicht van uitgevoerde kosteneffectiviteitsstudies

Om het onderhavige onderzoek goed in een context te kunnen plaatsen, maar ook om het onderscheid met eerder onderzoek aan te geven, wordt in deze paragraaf kort aandacht besteed aan al uitgevoerde kosteneffectiviteitsevaluaties.

In hun tussenrapportage over kosteneffectiviteit van natuurbeleid, geven Ligthart en van Rheenen (2003) een korte beschrijving van enkele relevante kosteneffectiviteitsstudies. Zo onderzoekt Groeneveld (2003) bijvoorbeeld de afweging tussen behoud van soorten door agrarisch natuurbeheer en winst in de agrarische sector. Drechsler en Wätzold (2001) gaan na hoe de grootst mogelijke ecologische effecten behaald kunnen worden met subsidies bestemd voor 'biodiversiteit-vriendelijk' landgebruik. Wu & Bogess (1999) hebben een vergelijkbaar onderzoek uitgevoerd naar de optimale verdeling van subsidies, onder de aanname dat een natuurgebied een bepaalde omvang moet hebben om er een bepaald gewenst ecologisch effect te kunnen realiseren.

Verder zijn in het verleden kosteneffectiviteitsstudies uitgevoerd naar de selectie van natuurreservaten, waarbinnen zoveel mogelijk plant- en diersoorten beschermd kunnen worden (zie Ando et al., 1998 en Polasky et al., 2001). Daarnaast zijn er ook

op soortenniveau kosteneffectiviteitsstudies verricht. Zo past Weitzman (1998) de methode toe om, uitgaande van onder andere het genetische materiaal van een soort, na te gaan welke plant- en diersoorten beschermd moeten worden, en welke niet. Montgomery et al. (1994) en Montgomery (1995), tenslotte, onderzoeken de marginale kosten van het vergroten van de overlevingskans van een bepaalde diersoort en bepalen vervolgens waar die soort het meest efficiënt zou moeten worden beschermd.

Ook in meer nationaal georiënteerd onderzoek is de laatste jaren meer aandacht besteed aan het beoordelen van de kosteneffectiviteit van natuurbeleid. Het Natuurplanbureau, bijvoorbeeld, heeft een onderzoekprogramma opgezet, speciaal gericht op 'toetsing en monitoring voor de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid'. In dit programma zitten onderdelen gericht op natuurbeleidsmaatregelen. Zo is voor de methodiekontwikkeling een *top down* benadering gekozen door vanuit een inventarisatie van alle maatregelen, die relevant zijn voor natuurkwaliteit in Nederland, te komen tot een onderzoeksmatig zinvolle beleidsrelevante aggregatie van doel-middelrelaties.

In het natuurkostenproject van het LEI (Van Bommel et al., 2004) is als vervolg op een inventarisatie van discussiepunten over natuurkostenmethodologie (Boone et al., 2003) een methodiek ontwikkeld voor de berekening van de kosten, die gepaard gaan met het verrichten van activiteiten ten behoeve van de instandhouding, de verbetering en ontwikkeling van natuur en landschap, en het gebruik van ervan. Deze methodiek – die voornamelijk gericht is op de monitoring van kosten die voortvloeien uit het Rijksnatuurbeleid – leidt weliswaar tot inzicht in de huidige en toekomstige natuurkosten op macroniveau, maar is niet bruikbaar op maatregelniveau.

Onlangs is door Wamelink & Van Dobben (2004) een onderzoek uitgevoerd naar 24 verschillende beheersscenario's voor 20 percelen in het laagveenweidegebied. De beheersscenario's bestonden uit (verschillende intensiteiten) maaien, begrazen, bemesten, omvormingsbeheer van agrarische veenweide naar natuurgebied, plaggen voorafgaan aan de omvorming en grondwaterstandverandering. Voor het bepalen van de effecten van de verschillende beheeringrepen in de natuurlijke veenweide graslanden hebben de onderzoekers gebruik gemaakt van een modelinstrumentarium dat onderdeel uitmaakt van de Natuurplanner van het Natuurplanbureau. Aan elk van de gesimuleerde scenario's zijn kosten en baten toegekend en is vervolgens bepaald wat de goedkoopste vorm van beheer is waarmee het gestelde doel bereikt kan worden. Overigens nemen de onderzoekers enkel de directe kosten en baten in ogenschouw; indirecte effecten, die niet rechtstreeks met een beheersscenario samenhangen, worden buiten beschouwing gelaten.

Bovenstaand onderzoek van Wamelink en Van Dobben is gericht op microniveau, dat wil zeggen op het niveau van de uitvoering van natuurbeleid. Vanzelfsprekend bestaan er ook nog andere studies waarin op maatregelniveau bouwstenen voor KEA's worden aangereikt. Een greep uit het aanbod:

- Bedrijfsuitkomsten bosbouw (Berger et al., 2002; 2003). Daarnaast werkt het LEI momenteel aan het in kaart brengen van de kosten van verschillende

bosbeheerders. Dit zal worden uitgebreid naar de kosten van beheer van natuurterreinen.

- Inventarisatie van informatiebronnen voor natuur en milieu (Verdouw & Boels, 2003).
- Kosteneffectiviteit Natuurbalans 2003, waarbinnen een zestal case-studies is uitgevoerd, te weten: bos, weidevogelbeheer, opkoopregeling, uiterwaarden, WCL-gebieden¹, en groen in leefomgeving (Gaaff et al., 2003).
- Naar aanleiding van de omslag in natuurbeleid, waarbij meer particulieren en agrariërs ingezet worden, hebben van Egmond & De Koeijer (2005) drie verschillende vormen van natuurbeheer geanalyseerd, aan de hand van de natuurdoelen, de deelnamebereidheid en de kosten.
- Ontsnippering van de Veluwe, waarbij de kosteneffectiviteit van verschillende ontsnipperingsmaatregelen, zoals de aanleg van ecodeucten en het weghalen van wildkerende rasters, wordt vastgesteld (Van der Heide, 2005).
- Databank kostennormen (De Jong & Van Raffe, 2006, in voorbereiding), geeft voor een groot aantal maatregelen in het natuurbeheer kostennormen.

Eveneens zijn er in het verleden kosteneffectiviteitsstudies uitgevoerd die specifiek gericht zijn op het niveau van beheermaatregelen. Het lastige van deze studies is dat ze zeer versnipperd aanwezig zijn, waardoor er nog lang geen sprake is van een compleet beeld van kosteneffectiviteit van beheeringrepen. Zo heeft Alterra een groot aantal studies op het vlak van bosbeheer gedaan, waarbij het onderzoek door Wieman & Hekhuis (1996) naar de bedrijfseconomische consequenties en functievervulling van kleinschalig bosbeheer een van de meest uitgebreide studies is geweest op dit vlak. Bij dit onderzoek zijn de effecten van kleinschalig bosbeheer vergeleken met de effecten van grootschalig kapvlaktebeheer. Naast de kosten en opbrengsten van de verschillende vormen van bosbeheer, hebben de onderzoekers gekeken naar onder meer de gevolgen van bosbeheer voor de opstand en de fauna.

In aansluiting op de studie door Wieman en Hekhuis zijn verschillende, min of meer vergelijkbare onderzoeken door Alterra uitgevoerd, zoals naar de houtoogst bij kleinschalig bosbeheer (Van Raffe et al., 1998), de opkomst of ondergang van de beuk (Jorritsma et al., 2001) en verwachte effecten van variabele dunning, een dunningsvorm waarbij wordt getracht om het bos een gevarieerder aanzien en een natuurlijker karakter te geven (Olsthoorn et al., 2005).

Al deze studies hebben met elkaar gemeen dat voor verschillende beheeringrepen wordt gekeken naar de directe effecten op het terrein (de terreinkenmerken), de indirecte effecten op de functievervulling (wat betekent een en ander voor de natuurwaarden, recreatieve waarden en houtproductie waarden) en de kosten en opbrengsten. De effecten – direct en indirect – en de kosten worden in deze onderzoeken weliswaar naast elkaar gezet, maar wat niet gebeurt, is dat er één en dezelfde

¹ WCL staat voor Waardevol Cultuurlandschap. Het WCL-beleid was een overheidsbeleid gericht op het stimuleren van waardevolle cultuurlandschappen, zoals aangegeven in de Structuurschema Groene Ruimte. In 2002 is het WCL-beleid beëindigd. De voormalige WCL-gebieden zijn momenteel aangewezen als Nationale Landschappen.

indicator voor kosteneffectiviteit wordt berekend. Kortom, de uitkomsten van de verschillende studies zijn niet, of nauwelijks, met elkaar vergelijkbaar. Naast de genoemde kosteneffectiviteitsstudies zijn er door Alterra nog verschillende andere effectiviteitsstudies uitgevoerd. Bij deze studies wordt wel gekeken naar de effecten van beheermaatregelen, maar niet ingegaan op de kosten ervan.

Naast Alterra hebben ook andere organisaties (kosten)effectiviteitsstudies uitgevoerd op het niveau van beheermaatregelen. Het gaat hierbij onder andere om studentenscripties, onderzoek aan universiteiten, en studies van terreinbeherende organisaties. Sommige studies zijn vrij uitgebreid (bijna vergelijkbaar met de studie van Wieman en Hekhuis). Andere studies echter zijn veel beperkter van omvang. Een voorbeeld dat in het kader van onderhavig onderzoek in ieder geval genoemd moet worden, is 'De heide heeft toekomst' van de Werkgroep heidebehoud en heidebeheer (1988). In deze studie wordt uitgebreid ingegaan op de effecten van verschillende beheervormen van heide en tevens op de kosten van de beheermaatregelen. Evenals de verschillende studies van Alterra, worden ook in deze studie alle kosten en effecten overzichtelijk naast elkaar gezet, maar wordt de link naar de kosteneffectiviteit van een maatregel of scenario niet gelegd.

2.3 Conclusie

Samenvattend kan worden gesteld dat er in het recente verleden al de nodige onderzoeken zijn uitgevoerd naar de kosteneffectiviteit van natuurbeleid, of waarin tenminste de bouwstenen voor een KEA zijn opgenomen. Een groot deel van deze onderzoeken heeft betrekking op macroniveau. Op het niveau van beheermaatregelen en terreintypen – het microniveau – zijn weliswaar ook verschillende onderzoeken uitgevoerd, maar ieder met een eigen insteek en opzet. Zo wordt in elk van deze studies de kosten van de onderzochte maatregelen bepaald, maar verschillen de effecten en doelen die daar tegenover staan. Hierdoor is het vrijwel onmogelijk een algemeen beeld te krijgen van de kosteneffectiviteit van beheermaatregelen en combinaties van beheermaatregelen. Dit geeft meteen een probleem aan, waarvoor in deze studie een oplossing moet worden gezocht: hoe kan de kosteneffectiviteit worden bepaald van verschillende beheermaatregelcombinaties, die veel verschillende effecten hebben.

3 Methodiek voor de bepaling van kosteneffectiviteit

Dit hoofdstuk beschrijft de methodiek voor het bepalen van de kosteneffectiviteit van maatregelpakketten. Het bepalen van de kosteneffectiviteit gebeurt in elf stappen:

- Stap 1: Keuze en afbakening terreintypen
- Stap 2: Vaststellen functies en functiedoelen
- Stap 3: Keuze kwaliteitsindicatoren
- Stap 4: Beschrijving uitgangssituaties en doelsituaties
- Stap 5: Vaststellen beheermaatregelen
- Stap 6: Keuze maatregelpakketten
- Stap 7: Keuze beheerperiode en terreingrootte
- Stap 8: Bepalen effecten op het niveau van kwaliteitsindicatoren
- Stap 9: Bepalen effecten op functiedoelniveau
- Stap 10: Bepalen kosten
- Stap 11: Bepalen kosteneffectiviteit

Elk van deze stappen wordt hierna in een eigen paragraaf beschreven. In de paragrafen wordt gebruik gemaakt van voorbeelden. Deze voorbeelden kunnen betrekking hebben op verschillende terreintypen, bijvoorbeeld droge heide, nat grasland of naaldbos op droge zandgronden.

3.1 Stap 1: Keuze en afbakening terreintypen

De bedoeling van dit project is te kijken naar de effecten en kosten van maatregelpakketten op het niveau van terreintypen. Een eerste stap in dat proces is te bepalen voor welk terreintype de kosteneffectiviteit van maatregelpakketten moet worden bepaald en dit terreintype af te bakenen.

Onder terreintype wordt hier verstaan een type natuur dat zich kenmerkt door het voorkomen van een bepaalde combinatie van natuurlijke omstandigheden met planten en dieren. In het algemeen gaat het hierbij om grotere eenheden (bijvoorbeeld bij heide om enkele honderden hectares).

Bij de invulling van de terreintypen wordt aangesloten bij de terreintypen die beheerders onderscheiden in hun beheer. Dit komt in hoofdzaak neer op de terreintypen (beheerspakketten) die worden genoemd in de Subsidieregeling natuurbeheer 2000 (SN2000) en de natuurdoeltypen die worden onderscheiden in het Handboek natuurdoeltypen.

Beheerspakketten Subsidieregeling natuurbeheer 2000

De subsidieregeling Natuurbeheer onderscheidt een groot aantal terreintypen waarvoor beheerssubsidies kunnen worden verkregen. Er zijn basis- en pluspakketten. De terreintypen die bij de basispakketten worden onderscheiden, zijn: plas

en ven, moeras, rietcultuur, (half) natuurlijk grasland, heide, struweel, hoogveen, akker, bos, natuurlijke eenheid zonder en met begrazing. De pluspakkettypen die worden genoemd, zijn: soortenrijke plas, soortenrijk ven, beek en duinrel, trilveen, overjarig rietland, veenmosrietland en moerasheide, nat soortenrijk grasland, droog soortenrijk grasland, soortenrijk stuifzand, soortenrijke heide, levend hoogveen, soortenrijk weidevogelgrasland, zeer soortenrijk weidevogelgrasland, wintergastenweide, bos met te verhogen natuurwaarden, bos met verhoogde natuurwaarden, natuurbos, hakhout en griend en middenbos (Laser, 2004).

Natuurdoeltypen

Een natuurdoeltype is een in het natuurbeleid nagestreefd type ecosysteem dat een bepaalde biodiversiteit en een bepaalde mate van natuurlijkheid als kwaliteitskenmerken heeft. Een natuurdoel bevat één of meerdere natuurdoeltypen. Het stelsel van natuurdoeltypen wordt gebruikt als 'taal' in het natuur- en milieubeleid. Voor het realiseren en duurzaam behouden van een natuurdoeltype zijn acties van verschillende actoren nodig: terreinbeheerders, gemeenten, waterschappen, provincies tot het Rijk. Met een gemeenschappelijke taal kan afstemming bereikt worden tussen deze actoren. De natuurdoeltypen vormen daarmee een belangrijk hulpmiddel voor de planvorming, het beheer, de inrichting en de evaluatie van de natuur, vooral binnen de EHS. Het stelsel van natuurdoeltypen beoogt tevens de schakel te vormen tussen internationale verdragen, EU-richtlijnen en nationaal natuurbeleid enerzijds en uitvoering daarvan anderzijds.

De natuurdoelen en onderliggende natuurdoeltypen zijn gegroepeerd in drie hoofdcategorieën:

1. Grootschalige natuurdoelen: nagenoeg- en begeleid-natuurlijke natuur, waarin grootschalige natuurlijke processen (al dan niet bijgestuurd door beheer) het resultaat bepalen.
2. Bijzondere (voorheen gevoelige) natuur: halfnatuurlijke natuur, waarbij de planning van het natuurbeheer kleinschalig plaatsvindt (al dan niet in grote gebieden).
3. Multifunctionele natuur: in hoofdzaak natuur met een afgeleide natuurkwaliteit als gevolg van medegebruiksfuncties zoals de visserij, landbouw, bosbouw en scheepvaart.

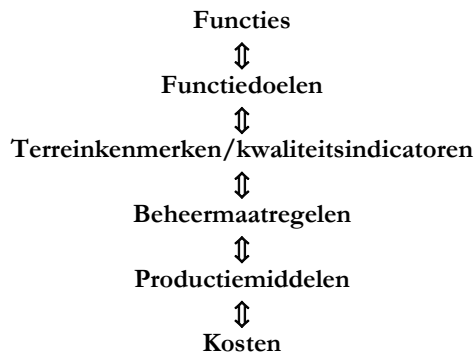
De focus op een ecosysteembenadering gaat uit van de gedachte dat bescherming van het leefgebied essentieel is voor het behoud van de totale biodiversiteit in Nederland. Om te kunnen beoordelen of aan de behoudsdoelstelling is voldaan wordt gefocust op doelsoorten. In de natuurdoeltypen is de mate van voorkomen van doelsoorten de belangrijkste indicator voor de natuurkwaliteit. Per natuurdoeltype worden de doelsoorten genoemd die daarvan voor hun voortbestaan afhankelijk zijn. De beleidsdoelstelling per natuurdoeltype is geformuleerd in de vorm van een percentage van het aantal soorten dat op een locatie aanwezig moet zijn. Landsdekkende monitoring ontbreekt echter vooralsnog (Bal et al., 2001).

3.2 Stap 2: Vaststellen functies en functiedoelen

De tweede stap bestaat uit het bepalen van de functies die relevant zijn voor het uit te werken terreintype. Zo kan bos worden beheerd met als doel zo hoog mogelijke natuurwaarden (functie natuur) te realiseren, maar ook om hout te produceren (functie houtproductie). Andere functies kunnen zijn: recreatie, waterwinning, oefenterrein defensie etc.

Om de effecten van beheer vast te kunnen stellen, moeten de functies wel duidelijk omschreven zijn, d.w.z. er moet worden aangegeven waar de beheerder op gaat sturen als hij over een functie praat. Voor natuur kan hij bijvoorbeeld sturen op de soorten die hij in zijn terrein wil nastreven. Doelsoorten voor heide zijn bijv. boomleeuwrik, draaihals, adder, zandhagedis etc. Bij recreatie zal het vooral gaan om de activiteitengroepen waarop het beheer zich richt (de soorten recreanten die welkom zijn). In een bos zijn dat bijv. wandelaars, fietsers, mountainbikers en ruiters. Bij houtproductie kan het gaan om de soorten (bijv. zaaghout) en de hoeveelheden te oogsten hout. De doelen van het beheer op functieniveau worden functiedoelen genoemd.

Het onderscheiden van deze functiedoelen is ook belangrijk om te kunnen bepalen welke kwaliteitsindicatoren van belang zijn (zie § 3.3).



Figuur 2. De relatie tussen functie, functiedoelen, terreindoelen/kwaliteitsindicatoren, beheermaatregelen en productiemiddelen (vrij naar Bos & Hekhuis, 1991).

3.3 Stap 3: Keuze kwaliteitsindicatoren

In stap 3 wordt vastgesteld welke kwaliteitsindicatoren relevant zijn. Kwaliteitsindicatoren zijn kenmerken van een terrein die gebruikt worden om het terrein te beschrijven. Hierbij kan gedacht worden aan de boomsoortensamenstelling, het voorkomen van dikke bomen, de pH van de bodem, het voorkomen van open plekken, het voorkomen van gras of andere vegetatie etc.

De keuze welke indicatoren gebruikt moeten worden, hangt samen met de te vervullen functies. Als natuurwaarden van belang zijn, dan kunnen indicatoren voor de natuurkwaliteit van terreinen worden vastgesteld op basis van de eisen die doelsoorten stellen aan het terrein. Een zandhagedis houdt bijvoorbeeld van kalige zandige plekken. Als de zandhagedis een doelsoort is, wordt het voorkomen van

zandige plekken dus een kwaliteitsindicator. Als de functie recreatie belangrijk is, dan moet gekeken worden wat recreanten aantrekkelijk vinden. Meer informatie is te vinden in De Boer & Van Raffe (2004). Die wensen hangen deels samen met de vorm van recreatie die gewenst is. Als de na te streven functie houtproductie is, dan zijn relevante kwaliteitsindicatoren bijvoorbeeld de boomsoortensamenstelling, de voorkomende diameterklassen en de houtkwaliteit.

Voor het afleiden van de relevante kwaliteitsindicatoren is een schema zoals getoond in Tabel 1 handig. Het voorbeeld betreft doelsoorten, maar de tabel kan ook (in iets gewijzigde vorm (andere kwaliteitsindicatoren)) gebruikt worden om de kwaliteitsindicatoren voor recreatie, houtproductie, cultuurhistorie, waterberging etc. aan te geven.

Tabel 1. Relevante terreinkenmerken voor (een selectie van) doelsoorten van droge heide. D.m.v. X is aangegeven of een terreinkenmerk voor een soort belangrijk is.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Vogels																
Boomleeuwerik	X				X							X	X			
Draaihals		X			X	X						X	X			
Geelgors	X		X			X						X	X			
Reptielen																
Adder	X						X						X	X		
Zandhagedis					X						X	X	X	X		
Vlinders																
Bruine vuurvlinder			X										X			
Heivlinder			X		X	X							X			
Vaapantennen																
Dennenwolfsklauw							X	X		X						X
Duitse brem	X											X	X			
Mossen																
Bronsmos														X		
Korstmossen																
Rode heidelucifer		X				X				X				X		

Betekenis kolomnummers:

- | | |
|--|-------------------------|
| 1. solitaire en groepjes lage bomen, struweel(randen), rafelige bosranden, laaghangende takken | 9. verdichte bodem |
| 2. dode en minder vitale bomen, dood hout/stronken | 10. strooisel, humus |
| 3. schrale akkertjes/kruidenrijke delen; zuring op ruwe humus | 11. rust |
| 4. hopen rommel/stenen e.d. | 12. % jonge heide |
| 5. kale, zandige plekken | 13. % middeloude heide |
| 6. grazige plekken | 14. % oude heide |
| 7. vochtige plekken | 15. % gras |
| 8. opgewoelde bodem, geroerde grond | 16. % bomen en struiken |

Aan de hand van een dergelijk overzicht kan worden vastgesteld of er bepaalde terreinkenmerken te benoemen zijn, die voor meerdere doelsoorten van belang zijn. Een dergelijk overzicht kan worden samengesteld op basis van expert-judgement. Door verschillende experts te vragen (vaak is men gespecialiseerde in diersoorten,

plantensoorten, ecologische relaties e.d.) kan men een zo volledig mogelijk beeld van de vereiste terreinkenmerken verkrijgen.

Omdat een terrein meestal is opgebouwd uit verschillende lagen, kan er voor worden gekozen de verschillende lagen apart te beschrijven. Er komen dan dus indicatoren voor de boomlaag, struiklaag, kruidlaag, humus/strooisellaag, en bodem (eventueel ook nog voor grondwater/hydrologie). Uiteraard hoeft niet elke laag voor elk terreintype beschreven te worden. Het beschrijven zal alleen gebeuren als het relevant is.

De beschrijving van een terrein heeft doorgaans ook een ruimtelijke component. Dit betekent dat in veel gevallen voor een indicator niet alleen moet worden aangegeven hoe vaak het optreedt, maar ook hoe de verdeling is over het terrein. Als het voorkomen van zandplekken in de heide belangrijk wordt gevonden, dan is de oppervlakte aan zandplekken (oppervlakte-aandeel) een indicator, maar het is ook belangrijk hoe het zand over de totale oppervlakte is verspreid; Is het één grote zandvlakte of zijn het meerdere kleine zandplekken.

Naast de eisen die de doelsoorten stellen aan het terrein is het ook zinvol gebruik te maken van de indicatoren die het Programma Beheer noemt, omdat deze indicatoren worden gebruikt om te bepalen of er voor een terrein subsidie kan worden verkregen. Voor bijvoorbeeld droge heide is naast een bepaald percentage bedekking met heide en gras van belang.

3.4 Stap 4: Beschrijving uitgangssituaties en doelsituaties

Om de effecten van maatregelpakketten te kunnen vaststellen, is het nodig te weten wat de uitgangssituatie was. Meestal is het nodig verschillende uitgangssituaties te beschrijven omdat er in de praktijk ook veel verschillende situaties bestaan en een andere uitgangssituatie ander beheer vraagt. Zo zal sterk vergraste heide misschien geplagd moeten worden, terwijl structuurrijke heide vraagt om extensieve begrazing.

Naast de uitgangssituaties is het ook goed doelsituaties te beschrijven. Doelsituaties geven aan waar een beheerder naar toe wil. Doelsituaties zijn nuttig als referentie om de effecten van beheer te kunnen plaatsen. Bij het bepalen van de doelsituaties zijn de relevante functies een uitgangspunt. Als houtproductie een functie is, is een hoogproductief bos met snelgroeiende boomsoorten en/of boomsoorten met een gewenste houtkwaliteit een logische doelsituatie.

Het ligt voor de hand om bij het beschrijven van de uitgangssituaties en doelsituaties uit te gaan van de kwaliteitsindicatoren. Dit zijn immers de grootheden die van belang worden geacht om de effectiviteit van beheer in te meten. In het geval van een bos, is dat bijv. de boomsoortensamenstelling (een uitgangssituatie is bijv. een monocultuur grove den). In het geval van heide kan de uitgangssituatie bijv. worden beschreven door aan te geven in welke mate de heide is bedekt met gras (bijv. bedekking gras 40-75%).

Als bij een terreintype veel kwaliteitsindicatoren zijn onderscheiden, zullen deze allemaal beschreven moeten worden. Dit betekent dat de beschrijving van de uitgangssituatie soms complex kan zijn. Dit blijkt wel uit Tabel 2 waarin een aantal uitgangssituaties van droge heide zijn beschreven met behulp van de voor droge heide relevant geachte kwaliteitsindicatoren.

Tabel 2. Beschrijving van de verschillende uitgangssituaties van heide met behulp van kwaliteitsindicatoren.

	Verboste en vergraste heide	Geheel vergraste heide	Half vergraste heide	Niet vergraste heide structuurarm	Niet vergraste heide, enigszins structuurrijk
Boom- en struiklaag					
% bomen	> 25%	0-5%	0-5%	0-5%	0-5%
verspr. bomen	gelijkmatig	groep/solitair	groep/solitair	groep/solitair	groep/solitair
Kruidlaag+bodem					
% oude hei	< 20%	< 20%	20-30%	35-50%	25-40%
% m-oude hei	< 20%	< 20%	20-30%	35-50%	20-35%
% jonge hei	0%	0%	0-5%	0-5%	20-35%
% gras (hoog)	> 60%	> 60%	30-50%	0-10%	0-10%
% kruiden en laag gras	0%	0%	0%	0%	0-5%
Verspr. hei/gras/zand	> ha	> ha	> ha	> ha	> ha
% onbegroeide plekken	0%	0%	0%	0%	0-5
- waarvan kl. zandplekken	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	100%
- waarvan geroerde grond	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	<50%

* *Grote blokken.*

Er zijn naast het beheer ook externe factoren, die van invloed zijn op de ontwikkeling van terreinen. Gedacht moet worden aan processen zoals het klimaat, stikstofdepositie (die de laatste jaren afneemt) en waterkwaliteit en kwantiteit. De toestand (en/of het verloop in de tijd) van deze factoren dient ook beschreven te worden.

Kanttekening: *Het beschrijven van de ontwikkeling van een bepaald terreintype onder invloed van externe factoren kan ook gebeuren als onderdeel van Stap 1: Keuze en afbakening terreintypen.*

3.5 Stap 5: Vaststellen beheermaatregelen

Stap 5 is het bepalen van de beheermaatregelen die relevant zijn voor het beheer van het te beoordelen terreintype. Beheermaatregelen zijn bijv. plaggen, vellen van bomen, maaien, plaatsen van een raster, afzetten hakhout, branden etc.

Beheermaatregelen bepalen de ontwikkeling van het terrein, op korte en lange termijn. Een beheerder voert bepaalde maatregelen uit om bepaalde terreinkenmerken te verkrijgen. Deze terreinkenmerken zijn nodig voor het functioneren, zowel wat natuur- als recreatie- als productie-aspecten betreft.

In stap 5 gaat het om op zichzelf staande beheermaatregelen. Deze maatregelen worden in stap 6 gebundeld tot maatregelpakketten. Beheer bestaat immers meestal uit een combinatie van maatregelen die soms gelijktijdig, maar vaak ook in de loop van de tijd worden gecombineerd.

De kosteneffectiviteit wordt uiteindelijk bepaald voor die maatregelpakketten. Om in een later stadium de effectiviteit van de maatregelpakketten te kunnen vaststellen,

wordt in stap 5 bij elke maatregel aangegeven wat er bekend is over de effecten van die maatregel.

3.6 Stap 6: Keuze maatregelpakketten

Bij beheer van natuurterreinen gaat het vrijwel altijd om de uitvoering van verschillende beheermaatregelen over langere tijd. Dit samenstel van maatregelen, die qua soort en qua tijdstip en frequentie van uitvoeren kunnen verschillen, noemen we maatregelpakketten. In Tabel 3 staan een aantal mogelijke maatregelpakketten voor het beheer van droge heide.

Tabel 3. Verschillende maatregelpakketten voor het beheer van droge heide.

Beschrijving	Niets doen	Per 40jr plaggen + opslag verw.	Per 40jr plaggen + maaien + opslag verw.	Per 40jr plaggen + chopperen + opslag verw.	Per 40 jr. grootsch. plaggen + ext. grazen + opslag verw.
Maatregelen	Pakket 0	Pakket 1	Pakket 2	Pakket 3	Pakket 4
Plaggen, grootschalig, 1 ha		2,5% per jr	2,5% per jr	2,5% per jr	2,5% per jr
Plaggen, kleinschalig, 0,1 ha					
Maaien en afvoeren, 1 ha			5% per jr		
Chopperen, 1 ha				2,5% per jr	
Begrazen, intensief, 35 gve/100 ha					jaar 0 - 20
Begrazen, extensief, 5 gve/100 ha					
Branden, 100x100m					
Opslag verwijderen		20% per jr	20% per jr	20% per jr	20% per jr
Bekalken					
Vegen					

In stap 6 gaat het vooral om het bedenken van pakketten waarvoor het zinvol lijkt om er de kosteneffectiviteit van te bepalen. Het is onmogelijk alle opties door te rekenen. Bij het samenstellen kan worden gekeken naar wat er in de praktijk gebeurt. De uitgangstoestand van een terrein is ook bepalend voor de keuze van de pakketten. Net als het doel dat een beheerder met een terrein heeft. Als het onderzoek alleen betrekking heeft op totaal vergraste heide dat weer moet worden omgevormd tot structuurrijke heide, kan op voorhand al worden gezegd dat het niet zinvol is te kijken naar zeer extensieve begrazing. Hier is een kanttekening op zijn plaats dat zo'n pakket wel weer kan worden meegenomen als het in de praktijk toch veel wordt gebruikt, en met het kosteneffectiviteitsonderzoek kan worden aangetoond dat, dat pakket beter kan worden gemeden.

In het geval dat cultuurhistorie een na te streven functie is, kunnen ook pakketten worden onderscheiden die passen bij een bepaald cultuurhistorisch beheer dat men in stand wenst te houden.

Niets doen is ook beheer en Niets doen is vaak een interessante referentie om de kosteneffectiviteit van maatregelpakketten te kunnen beoordelen.

3.7 Stap 7: Keuze beheerperiode en terreingrootte

In Stap 7 wordt bepaald voor welke beheerperiode en welke terreingrootte de kosteneffectiviteit bepaald moet worden.

Beheerperiode

De effecten en de kosten van beheer hangen sterk samen met de lengte van de beheerperiode die wordt bekeken. Over die lengte moet een keuze worden gemaakt. Hierbij is het belangrijke dat de studie een goed beeld geeft van alle effecten en kosten die optreden onder invloed van een bepaalde beheerstrategie (maatregel-pakket). Als bijvoorbeeld heide wordt afgeplagd, zal het effect het eerste jaar na het plaggen een kale bodem zijn, maar dat is niet het eindresultaat. Na tien jaar is de grond weer begroeid met vooral heide. Ook deze wat langere-termijneffecten moeten in beeld worden gebracht. Een probleem is wel dat in het algemeen geldt dat de onzekerheid wat betreft de optredende effecten toeneemt naarmate de termijn langer wordt en ook dat over een wat langere termijn de invloed van het beheer afneemt terwijl andere factoren een belangrijkere rol gaan spelen. Te ver vooruit kijken is dus ook niet zinvol.

Bij de keuze van de door te rekenen beheerperiode is het ook belangrijk te beseffen dat bij kosteneffectiviteitsstudies verschillende maatregel-pakketten naast elkaar worden gezet. De vergelijkbaarheid van de pakketten moet worden gegarandeerd.

De optimale beheerperiode zal niet voor alle terreintypen hetzelfde zijn. Voor droge heide kan bijvoorbeeld over een termijn van 20 jaar al veel worden gezegd over de effecten van maatregelen, terwijl voor een multifunctioneel bos deze periode veel te kort is en over een termijn van 100 jaar of langer gekeken moet worden.

Terreingrootte

Naast de beheertermijn heeft ook de grootte van het terrein een belangrijke invloed op de te verwachten kosteneffectiviteit van een maatregel-pakket. Dit heeft voor een deel te maken met de invloed van de omgeving. In een klein natuurterrein van een bepaald type (bijv. een heideterrein) is die invloed groter dan in groot natuurterrein, waardoor de effecten van beheer anders kunnen zijn. Ook krijgen de indicatoren door de schaal van het terrein andere dimensies. In een heideveldje van 30x30 m hoeven geen solitaire bomen en boomgroepen te staan om voor afwisseling te zorgen, terwijl dat in een heideterrein van 200 ha wel belangrijk is.

De terreingrootte zegt niets over de schaal waarop de maatregelen worden uitgevoerd. Deze schaal is uiteraard wel zeer belangrijk voor zowel de effectiviteit als de kosten, maar wordt ingevuld bij het samenstellen van de maatregel-pakketten.

Kanttekening: *Stap zeven wordt doorgaans gecombineerd met stap 6.*

3.8 Stap 8: Bepalen effecten op het niveau van kwaliteitsindicatoren

Een belangrijke stap van een kosteneffectiviteitsstudie is het vaststellen van de effecten die het beheer heeft op het terrein. Het betreft de effecten aan het einde van de beheerperiode. Om verschuivingen te laten zien, kan het ook interessant zijn tussentijdse effecten in beeld te brengen.

Om een kosteneffectiviteitsanalyse zo duidelijk mogelijk uit te kunnen voeren is het belangrijk de effecten zo veel mogelijk uit te drukken in concrete waarden voor de kwaliteitsindicatoren. Als er onzekerheid bestaat over de waarde van een kwaliteitsindicator kan ook met een bandbreedte worden gewerkt. Wanneer ook dat niet mogelijk is, kan worden aangegeven in welke richting de kwaliteitsindicator zich beweegt in de loop van de tijd (er komt meer of minder gras, de gemiddelde diameter neemt toe).

De effecten van maatregelpakketten kunnen op verschillende wijzen worden bepaald. Methoden hiervoor zijn:

- literatuurstudie
- experimenten
- veldmetingen
- modellen
- expert-judgement.

In Van Raffe et al. (2004) zijn de voor- en nadelen van de methoden op een rij gezet. Een belangrijke conclusie was dat een combinatie van methoden doorgaans het beste werkt. Afhankelijk van het terreintype moet worden bepaald welke methoden beschikbaar zijn.

De meeste informatie zal beschikbaar zijn op het niveau van enkelvoudige maatregelen en niet op het niveau van maatregelpakketten. Voor maatregelpakketten zullen effecten moeten worden gecombineerd. Hierbij zal in veel gevallen minimaal expert-judgement nodig zijn. In sommige gevallen is wellicht aanvullend veldonderzoek nodig.

3.9 Stap 9: Bepalen effecten op functiedoelniveau

Maatregelen worden uitgevoerd om de omstandigheden in het terrein te veranderen teneinde bepaalde functiedoelen te realiseren, zoals bepaalde natuurdoelen (het voorkomen van bepaalde soorten), recreatieve doelen (het geschikt maken van het terrein voor bepaalde activiteitengroepen), houtproductiedoelen (het realiseren van een bepaalde bijgroei/oogst).

Omdat er een relatie bestaat tussen de kwaliteitsindicatoren en de functievervulling (de kwaliteitsindicatoren zijn terreinkenmerken, die gekozen zijn omdat ze een relatie hebben met de functies die het terrein moet vervullen - zie § 3.3), is het in theorie mogelijk om op basis van de effecten op het niveau van indicatoren een terugvertaling te maken naar de functievervulling. In de praktijk blijkt het echter vaak niet zo eenvoudig, zeker als een combinatie van verschillende indicatoren de waarde van een functiedoel bepalen (bijv. het voorkomen van zand, de mate van rust, en de verhouding jonge, middeloude en oude hei bepalen in welke mate de zandhagedis kan voorkomen). Vaak moet dan worden volstaan met een inschatting of het terrein zich positief of negatief ontwikkelt voor wat betreft de functievervulling. In het voorbeeld van de zandhagedis kan bijv. worden geconstateerd dat als er meer zandplekjes komen en de verhouding jonge, middeloude en oude hei meer in

evenwicht komt, het waarschijnlijk is dat de habitat voor de zandhagedis beter wordt en er dus waarschijnlijk meer zandhagedissen kunnen leven.

3.10 Stap 10: Bepalen kosten

Van de maatregelpakketten moeten, naast de effectiviteit, ook de kosten en opbrengsten van de uitvoering worden bepaald.

De kosten van de maatregelpakketten kunnen worden berekend aan de hand van kostennormen van de afzonderlijke maatregelen. met behulp van de normen uit de Databank Kostennormen Natuur, Bos en Landschap. Als er geen kostennormen zijn voor bepaalde maatregelen, kunnen de kosten worden achterhaald door bij beheerders aanvullende informatie te verzamelen. Hetzelfde geldt voor eventuele opbrengsten.

De kosten en opbrengsten moeten worden bepaald voor alle maatregelen die in de beheerperiode worden uitgevoerd (zie § 3.6). Het financiële resultaat wordt uitgedrukt in gemiddelde jaarlijkse beheerskosten (of opbrengsten), in euro's per hectare.

Als de beheerperiode langer dan 1 jaar is, dan moet er rekening mee worden gehouden dat het financieel gunstiger is om kosten zo laat mogelijk in een beheerperiode te maken (en opbrengsten zo vroeg mogelijk). De 'investering' hoeft dan minder lang door de beheerder te worden voorgefinancierd (de beheerde kan de verkregen opbrengsten eerder aanwenden voor andere beleggingen). Dit betekent dat bij het bepalen van de financiële resultaten van de maatregelpakketten met rente moet worden gerekend.

Meer over het bepalen van de financiële resultaten van beheer is te vinden in Van Raffe et al. (2004).

3.11 Stap 11: Bepalen kosteneffectiviteit

In hoofdstuk 0 van dit rapport werd al gesteld dat de kosteneffectiviteit op verschillende manieren bepaald kan worden. Hieronder is een voorbeeld uitgewerkt voor het bepalen van het beste maatregelpakket op basis van kostenminimalisatie, effectmaximalisatie en m.b.v. multicriteria-analyse.

Theoretisch voorbeeld

a. Kostenminimalisatie

Hieronder is in Tabel 4 voor een 'matige' uitgangssituatie aangegeven hoe de drie kwaliteitsindicatoren veranderen onder invloed van de onderscheiden beheerpakketten (A, B en C). Tevens is aangegeven wat de kosten zijn. De verschillende maatregelpakketten leiden tot dezelfde effecten (alle indicatoren worden hoger) en het beste pakket is daarom A, omdat dit pakket de minste kosten met zich meebrengt.

Tabel 4. Kostenminimalisatie kan worden gebruikt om het beste pakket uit drie opties te selecteren (A, B en C).

Uitgangssituatie	Indicatoren bij aanvang*)			Beheer- pakket	Kosten (€/ha/jr)	Indicatoren resultaat*)		
	1	2	3			1	2	3
Matig	30	4	8	A	100	50	7	12
				B	200	50	7	12
				C	300	50	7	12

b. effectmaximalisatie

Tabel 5 toont een situatie waarin de kosten gelijk zijn, maar duidelijk is dat pakket B het gunstigst is omdat bij dat pakket de meest positieve effecten kunnen worden verwacht.

Tabel 5. Effectmaximalisatie kan worden gebruikt om het beste pakket uit drie opties te selecteren (A, B en C).

Uitgangssituatie	Indicatoren bij aanvang*)			Beheer- pakket	Kosten (€/ha/jr)	Indicatoren resultaat*)		
	1	2	3			1	2	3
Matig	30	4	8	A	200	35	4	9
				B	200	50	7	12
				C	200	25	7	8

c. multicriteria-analyse

In Tabel 6 blijkt dat zowel de kosten als effecten van de verschillende pakketten anders zijn. Het is hierdoor niet mogelijk te werken met een kostenminimalisatie of effectmaximalisatie. Om toch aan te kunnen geven welk maatregelpakket het beste is, kan gebruikt gemaakt worden van bijv. een multicriteria-analyse. Effecten (en kosten) worden min of meer vergelijkbaar gemaakt. Dit kan door ze om te zetten in een waarde op een bepaalde schaal. In het voorbeeld loopt de schaal van 0-100 en is bij de effecten gesteld dat de hoogste waarde die gehaald wordt 100 is. Bij de kosten is 100 het meest gunstig en is deze waarde op 100 gezet en is 300 op 0 gezet omdat dit in het voorbeeld vanuit kosten oogpunt de ongunstigste waarde is. Vervolgens moet worden aangegeven wat het belang is van de effecten in de besluitvorming. Hiertoe worden gewichten aangegeven. Door de gegevens te aggregeren ontstaat één eindresultaat.

Tabel 6. Door de diversiteit in effecten is een multicriteria-analyse of vergelijkbare methode nodig om te kunnen bepalen welk pakket het beste is: A, B of C.

Uitgangssituatie	Indicatoren bij aanvang*)			Beheer- pakket	Kosten (€/ha/jr)	Indicatoren resultaat*)		
	1	2	3			1	2	3
Matig	30	4	8	A	100	35	9	9
				B	200	50	7	12
				C	300	65	3	8
Waarden				A	100	54	100	75
				B	50	77	78	100
				C	0	100	33	67
Gewichten					0,50	0,25	0,60	0,10
Uitkomsten				A	50	13,5	60	7,5
				B	25	19,25	46,8	10
				C	0	25	19,8	6,7

Welke methode gebruiken?

Voor de KEA-methoden (kostenminimalisatie en effectmaximalisatie) geldt dat ze meestal niet toepasbaar zijn omdat het maar zelden voorkomt dat verschillende beheerpakketten of hetzelfde kosten of hetzelfde effect realiseren. Multicriteria-analyses hebben dan de voorkeur.

Multicriteria-analyses hebben echter ook een aantal nadelen:

- Het is vaak lastig te zien hoe de uitkomsten tot stand zijn gekomen. Beheerders en beleidsmedewerkers hebben dan ook eigenlijk niet zo veel aan dit soort studies, maar veel meer aan studies die inzicht geven in de kosten en de te verwachten effecten van verschillend beheeropties.
- Dit soort studies vereist dat aan de effecten en kosten gewichten worden toegekend die aangeven hoe belangrijk het effect is van een bepaald effect. (bijv. hoeveel belangrijk is de zandhagedis t.o.v. dan tevreden mountainbikers). Dit is sowieso niet eenvoudig, maar bovendien alleen te doen door de gebruikers van de uitkomsten (beheerders, beleidsmedewerkers) en niet door onderzoekers. Dit betekent dat onderzoekers ook moeten vaststellen welke gewichten ze zullen moeten gebruiken (door navraag bij de gebruiker) of dat de gebruiker zelf de multicriteria-analyse moet uitvoeren.

Literatuur

- Ando, A., J. Camm, S. Polasky & A. Solow, 1998. Species distributions, land values, and efficient conservation. *Science*, vol. 279 (5359), pp. 2126-2128.
- Bal, D., H.M. Beije, M. Fellingier, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhoff, 2001. *Handboek Natuurdoeltypen*. Wageningen, Expertisecentrum LNV.
- Berger, E.P., J. Luijt & M.J. Voskuilen, 2003. *Bedrijfsuitkomsten in de Nederlandse particuliere bosbouw over 2002*. Den Haag, LEI, Rapport 1.03.07.
- Berger, E.P., J. Luijt & M.J. Voskuilen, 2004. *Bedrijfsuitkomsten in de Nederlandse particuliere bosbouw over 2003*. Den Haag, LEI, Rapport 1.04.06.
- Blitterswijk, H. & M. van Wijk, 2003. *Overzicht van kosteneffectiviteitsstudies*. Interne notitie.
- Boer, T.A. de & J.K. van Raffe, 2004. *Recreatieplanning en -monitoring in bos en natuur*. Alterra, Wageningen. Alterra-rapport 1050.
- Bommel, K.H.M. van, J.A. Boone, K. Oltmer & M.N. van Wijk, 2004. *Natuurkosten Deel I. Definities en de berekeningsmethodiek vanuit bedrijfseconomisch perspectief*. Rapport 3.04.11, LEI, Den Haag.
- Boone, J.A., K.H.M. van Bommel, E.J. Bos & M.N. van Wijk, 2003. *Natuurkostenmethodologie. Inventarisatie van discussiepunten*. Rapport 3.03.01, LEI, Den Haag.
- Drechsler, M. & F. Wätzold, 2001. The importance of economic costs in the development of guidelines for spatial conservation management. *Biological Conservation*, vol. 97, pp. 51-59.
- Ebregt, J., C.J.J. Eijgenraam & H.J.J. Stolwijk, 2005. *Kosteneffectiviteit van Maatregelen en Pakketten; Kosten-batenanalyse voor Ruimte voor de Rivier, deel 2*. Den Haag, Centraal Planbureau, CPB Document , no 83.
- ECN, 2005. *Optiedocument voor emissiereductie van broeikasgassen (ECN Energy-use.info)*.
- Egmond, P.M. van & T.J. de Koeijer, 2005. *Van aankoop naar beheer; verkenning kansrijkheid omslag natuurbeleid I*. Bilthoven, Milieu- en Natuurplanbureau, Rapport nr. 408767001.

- Gaaff, A., E.J. Bos, L. Jans, J.J. de Jong & B. Koole, 2003. Kosteneffectiviteit; case studies voor de Natuurbalans 2003. Bilthoven/Wageningen/Den Haag, MNP, Werkdocument 2003/XX.
- Gatto, M., A. Caizzi, L. Rizzi & G. A. De Leo, 2002. The Kyoto Protocol is cost-effective. *Conservation Ecology* 6(1): 11.
- Heide, C.M. van der, 2005. *An Economic Analysis of Nature Policy*. Amsterdam, Vrije Universiteit, Tinbergen Institute Research Series no. 356, Ph.D. thesis.
- Heide, M. van der, E.C. van Ierland & J.C.J.M. van den Bergh, 2005. Economische aspecten van natuurbeleid. Position paper geschreven in het kader van het NWO-programma Milieu en Economie: 'Incentives structures and optimal management of nature and landscape'.
- Janssen, R. & G. Munda, 1999. Multi-criteria methods for quantitative, qualitative and fuzzy evaluation problems. pp. 837-852. In: J.C.J.M. van den Bergh (ed.). *Handbook of Environmental and Resource Economics*. Cheltenham, UK and Northampton, USA, Edward Elgar.
- Jong J.J. de & J.K. van Raffe, 2006. Databank kostennormen. In voorbereiding.
- Jorritsma, I.T.M., J.J. de Jong, J.K. van Raffe & A.F.M. Olsthoorn, 2001. Opkomst of ondergang van de beuk; Een modelstudie naar de effecten van beheer op bosontwikkeling en functievervulling. Alterra, Wageningen. Alterra-rapport 273.
- Laser, 2004. Subsidieregeling natuurbeheer 2000. Aanvraagperiode 2005.
- Ligthart, S.S.H. & T. van Rheenen, 2003. Kosteneffectiviteit Natuurbeleid; Integrale Tussenrapportage 2003. Wageningen / Den Haag, Natuurplanbureau en LEI, Werkdocument 2003/35.
- Montgomery, C.A., 1995. Economic analysis of the spatial dimensions of species preservation: the distribution of northern spotted owl habitat. *Forest Science*, vol. 41 (1), pp. 67-83.
- Montgomery, C.A., G.M. Brown & D.M. Adams, 1994. The marginal cost of species preservation: the northern spotted owl. *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 26 (2), pp. 111-128.
- Olsthoorn, A.F.M., C.A. van den Berg, K. Kramer, A. Oosterbaan & J.K. van Raffe, 2005. Effecten van variabele dunning. Een beschouwing aan de hand van literatuur, modelresultaten, praktijkvoorbeelden en expertjudgement. Alterra-rapport 1318. Wageningen. 63 p.

- Polasky, S.J.D. Camm & B. Garber-Yonts, 2001. Selecting biological reserves cost-effectively: an application to terrestrial vertebrate conservation in Oregon. *Land Economics*, vol. 77 (1), pp. 68-78.
- Raffe J.K. van, K. Kramer, A.F.M. Olsthoorn & A. Oosterbaan 2004. Onderzoeksmethoden geïntegreerd bosbeheer. Methoden voor het bepalen van de consequenties van beheersbeslissingen. Alterra-rapport 1106. Wageningen. 51 p.
- Raffe, J.K. van, F.T.J. Hoksbergen, A.A.J.M. Leenaars, A.H. Schaafsma & C.M. van Schagen, 1998. Houtoogst bij kleinschalig bosbeheer. IBN-rapport 349. DLO-instituut voor Bos- en natuuronderzoek, Wageningen.
- Stolwijk, H., 2004. *Kunnen Natuur- en Landschapswaarden zinvol in Euro's worden uitgedrukt?* Den Haag, CPB, CPB Memorandum, 5/2004/04.
- Verdouw, C.N. & D. Boels, 2003. Van meten naar weten; een inventarisatie van informatiebronnen voor natuur en milieu. Den Haag, LEI, Rapport 3.03.03.
- Wamelink, G.W.W. en H.F. van Dobben 2004. Effectiviteit van natuurbeheerscenario's in het veenweidegebied; een modelsimulatie met SMART2 – SUMO2 – MOVE2. Wageningen, Natuurplanbureau – vestiging Wageningen, Planbureaurapporten 1.
- Weitzman, M.L., 1998. The Noah's ark problem. *Econometrica*, vol. 66 (6), pp. 1279-1298.
- Wieman, E.A.P. & H. Hekhuis, 1996. Bedrijfseconomische consequenties en functie-ervulling van kleinschalig bosbeheer. Modelberekeningen en praktijksituaties. Wageningen, DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, IBN-rapport 205 (2 delen).
- Wieman E.A.P. & H. Hekhuis, 1997. Bedrijfseconomische consequenties kleinschalig bosbeheer. Wageningen, DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, IBN-rapport.
- Wu, J. & W.G. Boggess, 1999. The optimal allocation of conservation funds. *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 38; 3, pp. 302-321.

<http://www.minfin.nl>

