

Kosteneffectiviteit van natuurgebieden op het land

Eerste verkenning met ruimtelijke optimalisatie biodiversiteit

D. Rudrum, J. Verboom, G. Kruseman, H. Leneman, R. Pouwels,
A. van Teeffelen en J. Clement

werkdocumenten



wot

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu



WAGENINGENUR
For quality of life

Kosteneffectiviteit van natuurgebieden op het land

De reeks 'Werkdocumenten' bevat tussenresultaten van het onderzoek van de uitvoerende instellingen voor de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu (WOT Natuur & Milieu). De reeks is een intern communicatiemedium en wordt niet buiten de context van de WOT Natuur & Milieu verspreid. De inhoud van dit document is vooral bedoeld als referentiemateriaal voor collega-onderzoekers die onderzoek uitvoeren in opdracht van de WOT Natuur & Milieu. Zodra eindresultaten zijn bereikt, worden deze ook buiten deze reeks gepubliceerd.

Dit werkdocument is gemaakt conform het Kwaliteitshandboek van de WOT Natuur & Milieu.

WOT-werkdocument **315** is het resultaat van een onderzoeksopdracht van het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), gefinancierd door het Ministerie van Economische Zaken (EZ). Dit onderzoeksrapport draagt bij aan de kennis die verwerkt wordt in meer beleidsgerichte publicaties zoals Balans van de Leefomgeving en Thematische Verkenningen.

Kosteneffectiviteit van natuurgebieden op het land

Eerste verkenning met ruimtelijke
optimalisatie biodiversiteit

D. Rudrum

J. Verboom

G. Kruseman

H. Leneman

R. Pouwels

A.J.A. van Teeffelen

J. Clement

Werkdocument 315

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Wageningen, december 2012

Referaat

Rudrum, D., J. Verboom, G. Kruseman, H. Leneman, R. Pouwels, A.J.A. van Teeffelen, J. Clement (2012). *Kosteneffectiviteit van natuurgebieden op het land; eerste verkenning met ruimtelijke optimalisatie biodiversiteit*. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-werkdocument 315. 66 blz. 4 fig.; 3 tab.; 50 ref.; 5 bijl.

Dit werkdocument beschrijft de uitbreiding van het kosteneffectiviteitsinstrumentarium waarmee op basis van de kosten en ruimtelijke interactie tussen gebieden een selectie van gebieden kan worden gemaakt. Hiermee kan de potentiële bijdrage van natuurgebieden, zoals de Ecologische Hoofdstructuur aan het duurzaam behoud van doelsoorten worden bepaald. Belangrijk bij deze uitbreiding is het gebruik van SERES (Selection of Reserve Sites), dat een ruimtelijke, economische optimalisatie uitvoert met uitkomsten van LARCH, een ruimtelijk verspreidingsmodel van soorten, en met uitkomsten van een eerder opgezette kostendatabase. De wetenschappelijke achtergronden en de opzet van SERES komen in dit werkdocument aan bod. Enkele voorbeeldberekeningen bieden zicht op de meerwaarde van de uitbreiding voor analyses over het natuurbeleid.

Trefwoorden: kosteneffectiviteit, natuurgebieden, ruimtelijke optimalisatie, duurzaam behoud, doelsoorten

Auteurs:

J. Verboom, Alterra Wageningen UR
R. Pouwels, Alterra Wageningen UR
J. Clement, Alterra Wageningen UR
G. Kruseman, LEI Wageningen UR
H. Leneman, LEI Wageningen UR
D. Rudrum, LEI Wageningen UR (tot medio 2010)
A.J.A. van Teeffelen, Leerstoelgroep Landgebruiksplanning, Wageningen UR

©2012 **Alterra Wageningen UR**

Postbus 47, 6700 AA Wageningen
Tel: (0317) 48 07 00; e-mail: info.alterra@wur.nl

LEI Wageningen UR

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

Leerstoelgroep Landgebruiksplanning, Wageningen UR

Postbus 47, 6700 AA Wageningen.
tel: (0317) 48 40 56; E-mail: office.lup@wur.nl

De reeks WOt-werkdocumenten is een uitgave van de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, onderdeel van Wageningen UR. Dit werkdocument is verkrijgbaar bij het secretariaat. **Het document is ook te downloaden via www.wotnatuurenmilieu.wur.nl.**

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

Tel: (0317) 48 54 71; e-mail: info.wnm@wur.nl; Internet: www.wageningenur.nl/wotnatuurenmilieu

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

Samenvatting	7
1 Inleiding	9
2 Achtergronden en opzet van SERES	11
2.1 Inleiding	11
2.2 Selectie van natuurgebieden	11
2.3 SERES (SElection of Reserve Sites)	13
2.3.1 Algemeen	13
2.3.2 Ecologische achtergronden	15
2.3.3 Economische achtergronden	16
2.4 SERES binnen het kosteneffectiviteitsinstrumentarium	18
2.4.1 Inleiding	18
2.4.2 Overzicht Kosteneffectiviteitsinstrumentarium	19
2.4.3 Optimalisatieprocedure SERES	20
3 Voorbeeldberekeningen	23
3.1 Inleiding	23
3.2 Enkele uitgangspunten voor de berekeningen	23
3.3 Resultaten	24
3.4 Enkele conclusies	29
4 Discussie, conclusie en aanbevelingen	31
4.1 Inleiding	31
4.2 Data en methoden	31
4.3 Resultaten	33
4.4 Conclusies	33
4.5 Enkele aanbevelingen	34
Literatuur	35
Bijlage 1 Verklarende woordenlijst	39
Bijlage 2 Habitat parameters and Spatial parameters	41
Bijlage 3 Detailresultaten SERES	45
Bijlage 4 Toelichting LARCH (Pouwels <i>et al.</i> , 2009)	57
Bijlage 5 Enkele technische achtergronden bij optimalisatie SERES	61

Samenvatting

De Ecologische Hoofdstructuur (EHS) is een netwerk van natuurgebieden, waarmee ook andere doelen (zoals recreatie) worden nagestreefd. Een kosteneffectief natuurbeleid vanuit het natuurdoel (biodiversiteit) betekent dat met een gegeven budget de EHS dusdanig wordt ingericht dat per gebied tenminste de beoogde natuurkwaliteit wordt bereikt en dat op landelijk niveau voor een maximaal aantal soorten condities voor duurzaam voortbestaan aanwezig zijn. Vanuit deze gedachte is in 2005 een methodiek Kosteneffectiviteit natuurbeleid gepresenteerd voor het natuurdoel 'Natte heide' (De Koeijer *et al.*, 2006). Deze methodiek, opgezet voor gebieden, is later uitgebreid naar alle natuurdoelen (De Koeijer *et al.*, 2008). In deze methode werd voor kosteneffectiviteitsanalyses gekeken wat de natuurkwaliteit van een natuurgebied is en kon worden na uitvoering van maatregelen voor natuurontwikkeling en/of -herstel. Deze natuurkwaliteit werd per gebied afgezet tegen de te maken kosten.

Het gezamenlijk ecologisch belang van de natuurgebieden voor duurzaam behoud van soorten werd in deze kosteneffectiviteitsberekeningen niet meegenomen. In dit werkdocument wordt daarom een ruimtelijk ecologisch criterium toegevoegd aan de bepaling van kosteneffectiviteit van natuurbeleid, te weten: de potentiële bijdrage van gebieden aan het duurzaam behoud van soorten.

Daarom is SERES (SElection of Reserve Sites) opgezet, een lineaire optimalisatiemodel. SERES gebruikt informatie uit LARCH, een verspreidingsmodel voor faunasoorten, en de kosten uit de Kosteneffectiviteitsdatabase voor ruimtelijke, ecologische en economische afwegingen. SERES gaat uit van een set te behouden soorten (Nederlandse doelsoorten), een ruimtelijk beeld van voor natuur bestemde gebieden (zoals de EHS) en een indeling van gebieden in verschillende categorieën, op basis van het belang van die gebieden voor duurzaam behoud van daarin voorkomende soorten. Zo worden leefgebieden onderscheiden van soorten die niet duurzaam zijn, naast leefgebieden voor duurzame soorten.

SERES bepaalt de kosteneffectieve gebieden voor behoud van biodiversiteit. De gebieden bestaan uit leefgebieden van niet duurzame soorten; deze gebieden behoren per definitie tot het kosteneffectieve deel van voor natuur bestemde gebieden. Het andere deel van deze kosteneffectieve gebieden komt uit de optimalisatie van de leefgebieden voor duurzame soorten. Voor deze soorten zijn immers niet alle potentiële leefgebieden nodig. De optimalisatie leidt tot zo tot kosteneffectieve en niet-kosteneffectieve gebieden voor duurzame soorten.

Met deze uitbreiding van het kosteneffectiviteitsinstrumentarium zijn we nu in staat natuurgebieden te prioriteren, met als doel om zoveel mogelijk soorten op nationaal niveau te beschermen, te onderhouden, gegeven beperkingen van kosten. Het inzicht in het belang van gebieden voor biodiversiteitsbehoud en kosten is vergroot. De uitbreiding van het instrumentarium kan keuzes voor gebieden ondersteunen waarin meer milieubeleidsmaatregelen nodig zijn en zo op consistente wijze bijdragen aan de afweging tussen kosten en het duurzaam voortbestaan van soorten in ons land.

De methode is gebaseerd op potentieel voorkomen van soorten in een gegeven set van gebieden. Binnen deze gebieden wordt via een optimaliseringsprocedure een kosteneffectieve prioritering gegeven. Buiten de gegeven set van gebieden zijn met deze methode geen uitspraken over kosteneffectiviteit mogelijk.

1 Inleiding

Achtergrond

Beleid is kosteneffectief wanneer met de laagste kosten een bepaald resultaat wordt behaald, of wanneer onder bepaalde kosten een maximaal resultaat kan worden bereikt. Bij de realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) spelen vragen die samenhangen met kosteneffectiviteit. De EHS is een netwerk van natuurgebieden, waarmee overigens ook andere doelen (zoals recreatie) kunnen worden nagestreefd. Bij een, vanuit biodiversiteit gezien, kosteneffectief natuurbeleid gaat het erom met een gegeven budget de EHS dusdanig in te richten dat per gebied minimaal de beoogde natuurkwaliteit wordt bereikt en dat op landelijk niveau voor een zo groot mogelijk aantal soorten condities voor duurzaam voortbestaan aanwezig zijn.

In 2005 is een methodiek Kosteneffectiviteit natuurbeleid ontwikkeld voor het natuurdoel 'Natte heide' (De Koeijer *et al.*, 2006). Deze methodiek is opgezet voor gebieden. In 2006 is deze methodiek opgeschaald naar alle natuurdoelen (De Koeijer *et al.*, 2008). Met de ontwikkelde methodiek kunnen kosten toegekend worden aan het instellen en in stand houden van natuur op de geplande plek. Kosten omvatten de jaarlijkse beheersmaatregelen, aankoop en inrichting van gebieden en milieugerelateerde maatregelen in het gebied of in de directe omgeving. Er wordt hierbij altijd uitgegaan van de discrepantie tussen de huidige of verwachte en de gewenste milieucondities (in termen van vermessing en verdroging), en de benodigde kosten om overal de gewenste milieucondities te bereiken.

Het ecologisch belang van de natuurgebieden dat voortkomt uit hun *onderlinge samenhang* is tot op heden niet meegenomen in de methodiek Kosteneffectiviteit. Tot nog toe ontbreekt een relatie tussen gebieden. Deze is van belang voor inschatting van de *potentiële* biodiversiteit. Indien bepaalde gebieden uit kosteneffectiviteitsoverwegingen zouden worden weggelaten, kan dat effect hebben op de biodiversiteit in de nabijgelegen natuurgebieden. Het effect treedt op omdat het leefgebied van bepaalde soorten te klein is geworden voor een duurzame instandhouding en/of omdat de afstand tot een naburig leefgebied te groot is geworden. Dit effect verdient een plaats in een kosteneffectiviteitsanalyse, omdat het weglaten ervan leidt tot een overschatting van de potentiële biodiversiteit in situaties, waarin varianten van de huidige locatie van de EHS en de natuurdoeltypenkaart worden doorgerekend. Via het model LARCH (bijvoorbeeld Pouwels *et al.*, 2008) is de onderlinge samenhang van natuurgebieden wel 'in beeld', maar kunnen de gebieden niet worden geprioriteerd.

Daarom wordt in dit werkdocument een ruimtelijk ecologisch criterium toegevoegd aan de bepaling van kosteneffectiviteit van natuurbeleid, te weten: de potentiële bijdrage van de geplande EHS aan het duurzaam behoud van doelsoorten, één van de doelstellingen van de EHS. De gebruikte methode om tot een selectie uit de totale set natuurgebieden te komen is het vervolg op onderzoek dat in 2006 is gestart (Groeneveld & Rudrum, 2008), en waaruit blijkt dat er nieuwe procedures en algoritmen ontwikkeld moeten worden om deze selectie technisch mogelijk te maken.

Doelstelling

Dit werkdocument beschrijft de uitbreiding van het kosteneffectiviteitsinstrumentarium voor het natuurbeleid (de EHS), zodat op basis van de kosten en ruimtelijke samenhang tussen gebieden een selectie van gebieden uitgevoerd kan worden. Dit instrumentarium analyseert de

EHS voor uiteenlopende milieuocondities en ruimtelijke configuraties. Het werkdocument geeft een beschrijving van:

1. Het verbinden van ruimtelijke ecologische data met de KE-database
2. De optimalisatieprocedure die op basis van de kosten en ruimtelijke samenhang tussen gebieden een selectie van gebieden kan maken.
3. Resultaten van de uitbreiding van het kosteneffectiviteitsinstrumentarium.

Afbakening

Deze studie beperkt zich tot de terrestrische EHS inclusief moeras en hoogveen, zoals in beeld gebracht met de landelijke natuurdoeltypenkaart. De soorten waarmee wordt gerekend zijn terrestrische faunasoorten die zijn aangewezen als doelsoorten van het natuurbeleid. Het gaat in deze studie alleen om soorten die in Nederland voorkomen.

De effectiviteit van de EHS wordt afgemeten aan één criterium: het duurzaam behoud van doelsoorten. Andere doelen van de EHS, zoals recreatief medegebruik, worden niet meegenomen. De mate van soortbehoud wordt bepaald door middel van sleutelgebiednormen ('keys', Verboom *et al.*, 2001). Dit zijn gebieden waar doelsoorten duurzame, stabiele populaties kunnen vormen. Interactie tussen populaties wordt niet meegenomen. Duurzaam behoud is afhankelijk van het bereiken van het benodigde aantal 'keys'.

Dit werkdocument richt zich op een kwalitatieve bespreking van het technische deel van de methode en op de gegenereerde resultaten eind 2009. De gedetailleerde beschrijving van de procedures zal in andere documenten gebeuren.

Leeswijzer

Dit werkdocument presenteert een aanvulling van het kosteneffectiviteitsinstrumentarium voor het natuurbeleid en bevat enkele nieuwe methodische onderdelen. Daarom gaat hoofdstuk 2 in op de theoretische concepten en de achtergronden van de gebruikte methoden. Ook komt in dit hoofdstuk de samenhang met andere delen van het instrumentarium aan de orde. In hoofdstuk 3 zijn als illustratie enkele voorbeeldberekeningen opgenomen, en worden de resultaten hiervan besproken. Hoofdstuk 4 bespreekt de bevindingen van de het onderzoek en geeft aanbevelingen voor het gebruik en voor vervolgonderzoek.

Omdat dit werkdocument zowel ecologisch als economisch 'jargon' bevat, is in bijlage 1 een verklarende woordenlijst opgenomen.

2 Achtergronden en opzet van SERES

2.1 Inleiding

Het ecologisch belang van de natuurgebieden dat voortkomt uit hun onderlinge samenhang is tot op heden niet meegenomen in de methodiek Kosteneffectiviteit. Om dit belang op de juiste wijze te kunnen opnemen zijn nieuwe procedures en algoritmen nodig (Groeneveld & Rudrum, 2008). Het gaat hierbij keuzes en om de verantwoording ervan bij de opzet van de methode om tot een selectie uit de totale set natuurgebieden ter komen. Die methode noemen we SERES (SElection of Reserve Sites). Dat vormt in een notendop het onderwerp van dit hoofdstuk.

We werken dit uit door eerst een beknopt overzicht van literatuur op het gebied van de selectie van natuurgebieden te geven (paragraaf 2.2) en daarna de uitwerking in SERES te beschrijven in paragraaf 2.3. De plaats van SERES binnen het kosteneffectiviteits-instrumentarium, de samenhang met de andere onderdelen hiervan en de optimalisatie-procedure komen in paragraaf 2.4 aan de orde.

2.2 Selectie van natuurgebieden

De selectie van natuurgebieden waarbij rekening wordt gehouden met de ruimtelijke component is een relatief complex probleem¹ (Groeneveld en Rudrum, 2008). Een eenvoudige formulering van dit probleem luidt:

‘Hoe kunnen we gebieden kiezen zodat het een samenhangend geheel vormt dat zo veel mogelijk soorten beschermt, gegeven een budget (of kosten) beperking’

Over de keuze van natuurgebieden voor het beschermen van biodiversiteit is vanaf het begin van de jaren tachtig van de vorige eeuw het nodige verschenen in de wetenschappelijke literatuur. De literatuur bespreken we in grote lijnen en gaan in op andere dan ecologische criteria, ecologische complexiteit, dynamische versus statische benaderingen, het soort algoritme en toepassingen voor populaties en gebieden.

Andere criteria naast ecologische

Naast ecologische worden ook andere criteria gebruikt. Deze andere criteria variëren van economie en met name de kosten van biodiversiteitsbescherming tot criteria rond alternatief gebruik van de ruimte voor recreatie, landbouw, etc. Juutinen & Mönkkönen (2007) gebruiken meerdere criteria inclusief economische efficiëntie om keuze te maken bij bescherming van bossen in Finland. Zij onderscheiden kosten naar type locatie en maat van de locatie (schaal afhankelijke kosten). Deze auteurs benaderen de ecologische aspecten relatief eenvoudig ('hoe meer exemplaren des te beter de biodiversiteit').

Ecologische complexiteit

Het tweede aspect uit de literatuur heeft te maken met de ecologische complexiteit die meegenomen wordt, te weten (i) de keuze van gebieden voor een enkele soort, (ii) de afweging tussen enkele verschillende soorten binnen een gebied afhankelijk van beheerstypen

¹In de Engelstalige literatuur wordt dit aangeduid met: "Reserve site selection problem".

en (iii) keuze vraagstukken waarbij heel veel soorten en tal van habitats meegenomen worden. Of juist het meenemen van zeer veel verschillende ecologische criteria. De afweging tussen grote of kleine natuurgebieden (het 'single large or several small (SLOSS) problem') wordt onder meer aangekaart door Groeneveld (2005).

Statisch versus dynamisch

Het is ook mogelijk om stochastische aspecten mee te nemen die invloed hebben op de biodiversiteit (zoals het optreden van ontbossing in Sabbadin *et al.* (2007)). Daarmee raken we aan het derde onderdeel: is er sprake van een dynamische of statische benadering van biodiversiteit. Hierbij komen we aan bij de dynamische modellen van natuurgebiedskeuze (Costello & Polasky, 2004) waarbij vooral heuristische modellen in trek zijn.

Algoritme

De vierde dimensie is het soort algoritme dat gebruikt wordt om tot een keuze te komen. Hier zijn verschillende mogelijkheden in de literatuur beschreven. De eerste (vroegste) studies gebruikten 'maximal coverage problem' uit de operations research (Church & Reville, 1974). Branch-and-bound algorithms (discrete optimalisatie) wordt ook veelvuldig gebruikt om optimale oplossingen te vinden (Cocks & Baird, 1989; Saetersdal *et al.*, 1993; Church *et al.*, 1996; Kiestler *et al.*, 1996; Csuti *et al.*, 1997; Pressey *et al.*, 1997; Ando *et al.*, 1998; Snyder *et al.*, 1999; & Polasky *et al.*, 2001). Stralberg *et al.*, (2009) gebruiken discrete optimalisatie² (zie vorige aspect) om een afweging te maken tussen twee groepen vogelsoorten binnen een natuurgebied afhankelijk van beheer., waarbij alleen biologische criteria werden gebruikt. Het gebruik van deze methodiek kan zoals de auteurs aangeven ook goed gebruikt worden om economische aspecten mee te nemen. Kremen *et al.*, (2008) gebruiken algoritmes binnen een GIS-raamwerk om voor ruim tweeduizend soorten en tal van habitats in Madagascar een keuze te maken voor nieuw te beschermen gebieden. Zij gebruiken modellen voor de distributie van de meest gangbare soorten (vergelijkbaar met het systeem van potentieel voorkomen dat gebruikt wordt in onze studie) aangevuld met specifieke kennis over actueel voorkomen van een beperkt aantal zeer bedreigde soorten.

In een kosteneffectiviteitsanalyse is het uitgangspunt dat gegeven een bepaald budget het gewenste resultaat maximaal is, of andersom geredeneerd, dat gegeven een bepaalde effectiviteitsdoelstelling de kosten minimaal zijn. Vergelijkbare keuzeproblemen met betrekking tot de optimale selectie van natuurgebieden zijn beschreven in de literatuur (zie voor een overzicht Van Teeffelen, 2007). In veel gevallen wordt daarbij uitgegaan van de aanwezigheid van biodiversiteit terwijl informatie over het potentieel duurzaam voorkomen van een soort van groter belang is. Hiervoor is een ecologisch model nodig dat aangeeft hoe de gekozen uitkomst van de optimalisatie aansluit op de behoefte van een soort. Dit maakt optimalisatie moeilijker, omdat één van de randvoorwaarden (of de doelvariabele) tijdens de optimalisatie berekend moet worden.

Inmiddels wordt aan die aansluiting op de behoefte van soorten meer en meer aandacht besteed. Zo beschrijven Polasky *et al.* (2008) een methode om optimaal landgebruik te identificeren waarbij zowel de economische opbrengsten als ecologische effecten zo groot mogelijk zijn. Gegeven een bepaalde economische opbrengst berekenen ze een bijbehorend landgebruikspatroom met de optimale biodiversiteit. Door het werken met lineaire economische modellen en met een versimpelde versie van hun eenvoudige populatiemodel zijn zij in staat grondgebruik optimaal te verdelen in hun onderzoeksgebied. Dit doen zij voor een groot aantal verschillende economische situaties (varianten). Op deze manier kan een optimale grens waarlangs uitbreiding van het areaal natuur moet plaatsvinden worden gevonden.

² Mixed integer programming

Populaties en gebieden

In dit werkdocument gaat het om evalueren van de al geplande natuurgebieden. Haight & Travis (2008) beschrijven een probleem dat daar sterk op lijkt. Ook zij kijken naar de levensvatbaarheid van populaties en de interactie tussen gebieden om vervolgens gegeven een bepaald budget de optimale configuratie van natuurgebieden te selecteren. Zij hebben juist voor een zeer uitgebreid populatiemodel gekozen. Dit heeft echter tot gevolg dat de methode slechts toepasbaar is voor een enkele soort en een handvol gebieden, en zelfs dan moet de optimale oplossing benaderd worden. Daarnaast werken ze met uniforme kosten voor alle gebieden. Toepassen van hun methode op de gehele EHS en voor alle doelsoorten en met gedifferentieerde kosten zou ondoenlijk zijn.

Jiang *et al.* (2007) kijken juist naar de verbindingen tussen populaties tot metapopulaties. Deze proberen zij zo te maken dat de kans van uitsterven van de metapopulatie verwaarloosbaar wordt, zonder dat de kans van uitsterven van de individuele populaties wordt meegenomen. In Nederland willen we uitspraken doen over de invulling van de EHS. Op het niveau van de potentiële keuzes hierin zijn de meeste individuele natuurgebieden voor een groot aantal fauna-doelsoorten te klein om een populatie te herbergen. Dit betekent dat ook wij naar de samenhang tussen de gebieden moeten kijken, maar niet om metapopulaties te onderzoeken, maar juist om populaties te onderscheiden. Bij de interactie tussen populaties in een metapopulatie zijn alleen de directe interacties van belang, binnen een populatie wordt echter naar het totale oppervlak gekeken, zodat ook indirecte interacties via 'stepping stones' belangrijk zijn. Dit verschil maakt dat we de methode van Jiang *et al.* niet kunnen toepassen.

2.3 SERES (SElection of Reserve Sites)

Deze paragraaf maakt duidelijk wat SERES precies omvat. Hierbij wordt eerst het keuzeprobleem nader uitgewerkt. Daarna gaan we in deze paragraaf dieper in op methoden die in SERES worden gebruikt. De meer economische en ecologische achtergronden zijn in de paragrafen 2.3.2 en 2.3.3 uitgewerkt.

2.3.1 Algemeen

Voor het schetsen van de uitruil tussen de verschillende effecten moet allereerst de keuze gemaakt worden welke vragen precies te beantwoorden. Welke beleidsopties moeten onderzocht worden en welke beleidsdoelen worden daarbij gehanteerd? Op basis van de antwoorden op deze vragen worden de meetlatten gekozen om de effecten te meten. Binnen dit onderzoek is onderzocht welk deel van de geplande EHS het meest kosteneffectief is voor het behoud van soorten in Nederland afhankelijk van keuzes in het milieubeleid. Op dit moment wordt met een gegeven natuurdoel per locatie en een vast pakket van milieumaatregelen gewerkt. Wel kunnen verschillende 'vaste' pakketten worden onderscheiden.

Om de meest kosteneffectieve natuurgebieden binnen de EHS te vinden, moet elk gebied met zijn benodigde kosten en bijbehorende biodiversiteit worden afgewogen tegen de andere gebieden. Daarbij moet tegelijkertijd ook de ruimtelijke samenhang tussen de gebieden worden meegenomen omdat de biodiversiteit binnen een gebied wordt beïnvloed door de aanwezigheid van naburig gelegen gebieden. De keuze beperkt zich tot het vinden van de volledige groep van meest effectieve gebieden, en een groep met minder effectieve gebieden. Binnen deze groepen wordt verder geen rangorde aangebracht. Wel kan onderzocht worden hoe de groepen veranderen bij het aanpassen van de randvoorwaarden.

We willen uitspraken doen over de kosteneffectiviteit van individuele gebieden voor het behoud van de totale set doelsoorten. Omdat de samenhang tussen de gebieden voor elke doelsoort weer anders is, neemt het keuzeprobleem hierdoor exponentieel in omvang toe. Daarom hebben we het probleem op een andere manier benaderd. In plaats van de optimale selectie van natuurgebieden kiezen we de optimale selectie van duurzame populaties. Aan deze populaties zijn bijbehorende natuurgebieden gekoppeld, die bij selectie dus ook worden opgenomen in de oplossing. Het keuzeprobleem is hiermee verschoven van alle onderscheiden natuurgebiedjes binnen de EHS naar alle populaties per doelsoort binnen de EHS. Wel betekent dit dat onze methode niet per se de optimale gebiedjes selecteert. Indien het mogelijk is populaties te verkleinen zonder dat ze niet duurzaam worden is het mogelijk dat de optimale selectie op gebiedsniveau kleiner is (en misschien zelfs op andere locaties ligt) dan de gevonden oplossing.

Gegeven het aantal minimaal benodigde populaties per soort en gegeven de kosten per locatie kan vervolgens gezocht worden naar het behoud van de doelsoorten tegen minimale kosten. Omdat dit keuzeprobleem nog steeds omvangrijk is, is het belangrijk de informatie zo efficiënt mogelijk beschikbaar te maken voor analyse. Hiertoe zijn procedures ontwikkeld die gegevens van soorten combineren, zodat populaties die op exact dezelfde locatie voorkomen aan dezelfde keuzevariabele worden toegekend.

Eén van de randvoorwaarden is dat alle soorten duurzaam behouden moeten zijn binnen de EHS. Om deze randvoorwaarde zo goed mogelijk in te vullen worden allereerst die populaties in de oplossing opgenomen die sowieso moeten worden beschermd omdat er te weinig populaties voorkomen van deze soort. Met deze stap wordt een groot aantal gebieden geselecteerd, waardoor ook populaties voor andere doelsoorten worden behouden.

De volgende stap is dan nagaan hoeveel populaties van de overige doelsoorten nog geselecteerd moeten worden zodat deze duurzaam worden behouden. Voor deze doelsoorten wordt vervolgens de meest kosteneffectieve oplossing gezocht, dat wil zeggen behoud tegen minimale kosten.

Daarmee komen we op de optimalisatieprocedure. Gekozen is voor lineaire optimalisatie vanwege de doelstelling van de inzet van het instrumentarium. Er is een optimalisatiemodel nodig dat de belangrijkste ecologische overwegingen (zoals habitattypen, verbindingsmogelijkheden tussen gebieden) . Deze keuze is ook al door Groeneveld & Rudrum (2008) voorgesteld.

De keuze van de methode voor de selectie van natuurgebieden is eveneens door Groeneveld & Rudrum (2008) voorbereid. Ze hebben drie mogelijke modeltypen met elkaar vergeleken:

1. Het 'complete cluster model' (CCM): neemt de bestaande structuur van de habitatclusters uit LARCH (Pouwels *et al.*, 2002) als gegeven aan;
2. Het 'direct-vicinity model' (DVM): kan kleinere clusters construeren, maar alleen van geschikte locaties direct aansluitend (binnen de actieradius) op een centrale locatie;
3. Het 'area-within-all cluster model' (AWA): gaat uit van de LARCH-clusters en neemt aan dat daar uit willekeurige gebieden weggelaten kunnen worden zonder de ruimtelijke interactie te schaden. Met de afname in oppervlak wordt wel rekening gehouden.

Op basis van een theoretische analyse en proefberekeningen concluderen ze dat, mede met het oog op de te verwachten omvang van de optimalisatie voor de Nederlandse situatie, de keuze voor CCM het meest voor de hand ligt. Deze keuze is bij de verdere ontwikkeling van SERES gevolgd.

2.3.2 Ecologische achtergronden

Om de ecologische effecten te meten, is gekozen voor een meetlat die het aantal duurzaam behouden doelsoorten meet binnen de EHS. Het duurzaam behoud van doelsoorten staat centraal in het natuurbeleid voor de EHS. Deze meetlat wordt hier verder uitgewerkt.

Veel doelsoorten van het natuurbeleid zijn voor hun voortbestaan afhankelijk van natuurgebieden. Het type natuur, de kwaliteit, de grootte en de ligging van de natuurgebieden bepalen of een soort in Nederland wel of niet kan voorkomen en in welke aantallen. Soorten verschillen in hun behoeftes wat betreft voedsel, nestgelegenheid en oppervlakte en in hun vermogen en bereidheid om bij het vervullen van die behoeftes stukken niet-natuur over te steken. Over het algemeen geldt: hoe groter een populatie, hoe groter de duurzaamheid, met andere woorden hoe kleiner de kans op uitsterven. We veronderstellen een lineaire relatie tussen oppervlakte van natuur (bij gelijkblijvende kwaliteit) en populatiegrootte. We stellen dat een populatie levensvatbaar is als de kans op uitsterven kleiner is dan 5% in 100 jaar (Schaffer 1987).

Een MVP (Minimum Viable Population) is een populatie die zo groot is dat uitsterven door toeval vrijwel uitgesloten is (Soulé, 1987). In Nederland spreken we liever van een sleutelpopulatie (key population), gedefinieerd als een populatie die levensvatbaar is (gedefinieerd als: uitsterfkans < 5% in 100 jaar) onder de voorwaarde dat er minimaal één immigrant per generatie binnenkomt. Dit omdat in onze landschappen plekken vrijwel altijd in (ecologische) netwerken liggen en populaties dus deel uitmaken van een metapopulatie (Verboom *et al.*, 2001). Desondanks zijn grote populaties (sleutelpopulaties) en grote gebieden (sleutelgebieden) belangrijk voor het duurzaam voortbestaan van soorten in landschappen. Hoe groot een sleutelpopulatie moet zijn hangt onder andere af van de eigenschappen van de soort zoals levensduur. Van langlevende soorten heb je minder nodig dan van kortlevende voor de zelfde mate van duurzaamheid, maar daar staat tegenover dat kortlevende (kleine) soorten over het algemeen minder ruimte nodig hebben dan langlevende (grote).

Voor de grote leefgebieden, met daarin grote (deel)populaties, zijn dus belangrijk voor de overlevingskansen van een soort binnen een ecologisch netwerk. Voor het behoud en herstel van de biodiversiteit zal het beleid gericht moeten zijn op het vormen van grote (deel)populaties en beschermen van stabiele ecologische netwerken. Vanuit het oogpunt van risicospreiding is het raadzaam niet te streven naar één, maar naar een aantal sleutelgebieden verspreid over de EHS (Foppen *et al.*, 1998; Opdam, 2002). Voor gewervelde dieren (zoals vogels, zoogdieren, amfibieën, reptielen en vissen) is een kleiner aantal sleutelgebieden vereist dan voor ongewervelde dieren (libellen, vlinders, macrofauna) omdat ongewervelden over het algemeen gevoeliger zijn voor allerlei stochastische verstoringen als hittegolven, extreme neerslag, extreme droogte, strenge winters, enzovoort. Het aantal sleutelgebieden dat gerealiseerd wordt is dus een maat voor de duurzaamheid.

De werkwijze waarbij naar landschappen wordt gekeken door de ogen van (dier)soorten en scenario's worden geïnterpreteerd in termen van biodiversiteit en de kans op duurzaam voorkomen van soorten, op basis van oppervlakte, type, kwaliteit en configuratie van natuur, wordt beschreven in een aantal publicaties (Verboom *et al.*, 2001; Vos *et al.*, 2001; Opdam *et al.*, 2003).

2.3.3 Economische achtergronden

Om de economische effecten te meten, is gekozen voor het uitdrukken van de effecten in jaarlijkse kosten. Door te kiezen voor jaarlijkse kosten kunnen verschillende typen kosten zoals eenmalige investeringen en jaarlijks terugkerende kosten op één noemer worden gebracht. In deze paragraaf gaan we in op enkele achtergronden uit economische theorie, belangrijk voor het begrip van de werking van SERES. Deels zijn deze achtergronden al beschreven in vorige rapporten die over het kosteneffectiviteitsonderzoek en gerelateerde onderzoeken zijn opgesteld (De Koeijer *et al.*, 2008; De Koeijer *et al.*, 2006; Ligthart *et al.*, 2004; Jongeneel en Vader, 2006; Van Bommel *et al.*, 2004).

Kosteneffectiviteit

Een kosteneffectiviteitanalyse legt een relatie tussen de kosten gemaakt voor de realisatie van een beleidsdoelstelling (=realisatie van beoogde effecten) en de mate waarin deze doelstelling is bereikt. Dit betekent dat in een dergelijke analyse informatie over kosten gekoppeld wordt aan informatie over effecten. Een belangrijk doel van de opzet van het KE instrumentarium is het kunnen uitvoeren van een *ex-ante* analyse. Dit betekent dat de kosteneffectiviteitsanalyse gericht is op het in kaart brengen van de kosten die nu nog gemaakt moeten worden om de EHS (de beleidsdoelstelling) te realiseren. Centraal staat de vraag met welk beleidsalternatief in de toekomst de meest gunstige verhouding tussen kosten en effecten kan worden bereikt.

Het kosten begrip

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. In theorie zijn de kosten gelijk aan de totale waarde die de samenleving toekent aan alle goederen en diensten die ze moet opgeven om natuurkwaliteit te realiseren. Deze goederen en diensten zijn de naast beste alternatieve aanwendingsmogelijkheid (zie Markandya *et al.*, 2001; Jongeneel & Vader, 2006).

Als voorbeeld (ter verduidelijking) heeft een bosbeheerder twee uur beschikbaar en gebruikt deze tijd om anderhalf uur zijn bos te onderhouden en een half uur zijn administratie bij te werken. Als hij nu een half uur extra in zijn administratie wil steken, dient hij daarvoor een half uur bosonderhoud op te offeren. Een half uur extra administratie 'kost' een half uur bosonderhoud. Dit half uur bosonderhoud is de waarde van het opgeofferde alternatief.

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 KE-database wordt daarom gewerkt met een economisch kostenbegrip waarbij de monetaire waarde van middelen is gebaseerd op de werkelijke schaarste van de middelen (zie Sijm *et al.*, 2002). Dit betekent dat marktprijzen, wanneer deze de schaarsteverhoudingen vertekend weergeven, daarvoor in principe gecorrigeerd zouden moeten worden. Marktprijzen en werkelijke betalingen worden in dat geval gebruikt als benadering voor de economische kosten (Ligthart *et al.*, 2004).

Kosten en financiering

Uit bovenstaande volgt ook dat 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 om de uitgaven van het Ministerie van EZ, van andere overheden, en

kosten van private partijen. Betrokkenheid van partijen betekent dat ze activiteiten verrichten die direct bijdragen tot het doel. Kosten, die niet te maken hebben met de realisatie van de ecologische doelen van het natuurbeleid, maar met nevendoelen zoals recreatie (de secundaire kosten) zijn niet in de database opgenomen en dit geldt ook voor eventueel daaraan verbonden baten. Verder zijn kosten (en baten) die het gevolg zijn van doorwerking naar derden (niet rechtstreeks betrokken partijen, zoals recreatiebedrijven) niet meegenomen (de indirecte kosten) (zie ook Jongeneel & Vader, 2006). 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.

Bepaling jaarkosten

Investeringskosten worden door middel van afschrijvingen en vermogenskosten aan de desbetreffende jaren toegerekend. Het Centraal Planbureau (Eijgenraam *et al.*, 2000) rekent bij de OEI (Overzicht Effecten Infrastructuur) als jaarkosten 4% over het investeringsbedrag. Door 4% van de boekwaarde (aanschafwaarde minus afschrijvingen) als rentekosten in de berekening mee te nemen sluiten we aan bij deze methodiek.

Voor de inrichtingskosten gaan we uit van een gemiddelde levensduur van de inrichtingswerken van dertig jaar en dat deze daarna worden vervangen. Daarom worden de inrichtingskosten in dertig jaar afgeschreven. Dit leidt tot hogere jaarkosten, omdat naast de vermogenskosten ook afschrijvingskosten worden meegenomen. Een rentepercentage van 4% en een afschrijvingstermijn van dertig jaar zorgen samen voor 5,4% van de investering als vermogens- en afschrijvingskosten. Voor omvorming van terreinen (het gebied, of een deel er van, heeft al wel een natuurfunctie, maar het juiste natuurstype is nog niet in het gebied aanwezig) worden alleen vermogenskosten (4%) in rekening gebracht.

Van belang hierbij is ook te wijzen op het onderscheid tussen eenmalige en terugkerende maatregelen. Het regulier beheer bijvoorbeeld leidt tot jaarlijkse kosten, terwijl inrichting van natuurgebieden slechts eenmalig nodig is en gezien wordt als een investering, waarvan jaarkosten worden afgeleid.

Kosten in gehele periode even belangrijk

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. Reële kosten zijn kosten gecorrigeerd voor de inflatie, op een prijsniveau van één specifiek jaar. Door uit te gaan van constante prijzen wegen alle jaren even zwaar mee in de analyse; kosten in 2008 zijn even belangrijk als kosten in 2015.

Uitgegaan wordt van constante prijzen met als basisjaar 2004. De prijzen worden met een prijsindex voor prijsveranderingen gecorrigeerd. Wanneer de kosten niet voor 2004 beschikbaar zijn, worden deze met het indexcijfer voor grond-, water en wegenbouw (GWW) gecorrigeerd tot het niveau van 2004. De GWW wordt door het CBS bepaald. Voor de GWW is gekozen vanwege de goede vergelijkbaarheid van de activiteiten, die vallen onder het beheer en realisatie van natuur.

Grond voor natuur

Op grond wordt niet afgeschreven, omdat grond niet slijt (Van Bommel *et al.*, 2004). Omdat op grond niet wordt afgeschreven blijft de boekwaarde gelijk aan het investeringsbedrag bij de aankoop van grond voor natuur en wordt er 4% over de investering als vermogenskosten gerekend in de KE-database.

Kosten voor grond bij bestaande natuur?

Via areaaluitbreiding kan de kwaliteit van de natuur (grootte en ruimtelijke samenhang van leefgebieden) worden verbeterd, en hiermee gaan kosten voor grond gepaard (verwerving). Daarnaast omvat de EHS een grote hoeveelheid grond die wel wordt aangeduid als *bestaande natuur*. Deze grond heeft en houdt een natuurbestemming. Voor terrestrische natuur is deze grond een 'conditio sine qua non, zonder welke je niet eens kunt spreken over een natuurbeleid (Slangen *et al.*, 2004).

Bij andere beleidsterreinen worden in vergelijkbare situaties kosten aan grond toegerekend, omdat vermogen vast zit in de grond. Er is immers sprake van een alternatief. Dit is conform de regels van het Rijk voor de begroting (VBTB- Van beleidsbegroting tot beleidsverantwoording', Ministerie van Financiën, 1999).

In de database nemen we vooralsnog deze kosten niet mee, ze zijn van een andere orde. Het natuurbeleid zet nu niet in op aanpassingen van omvang en of plaats van de bestaande natuur. Bovendien betreft het kosten van grond die reeds verworven is. De kosten zijn dus reeds gemaakt.

Toerekening van kosten

Zoals ook voorgaande rapporten over het KE-instrumentarium al is aangegeven is de toerekening van kosten, met name die voor de reductie van de depositie moeten worden gemaakt, een belangrijke aanname. De kosten voor zowel de reductie van NO_x als die van NH₃ zijn relatief groot. Andere aannames betreffende toerekening dan wel mogelijke reducties zullen dan ook een groot effect hebben op de kosteneffectiviteitsanalyse

In deze studie nemen we alleen kosten mee voor de reductie van de emissie van ammoniak en deze kosten worden volledig aan natuur toegerekend. We weten dat deze kosten ook voor andere doelen worden gemaakt, zoals reductie van stank en fijn stof (luchtwasser). We maken deze keuze omdat het accent vooral op natuurbescherming ligt.

Dit instrumentarium bevat geen maatregelen (en bijbehorende kosten) die gemaakt moeten worden om de technisch haalbare reductie van NO_x te realiseren. Het betreft hier maatregelen in de industrie en het verkeer (Folkert, 2005). Deze kosten worden dus ook niet aan de natuur toegerekend. Indien dat wel zou worden gedaan, nemen de kosten met bijna een factor twee toe.

2.4 SERES binnen het kosteneffectiviteitsinstrumentarium

2.4.1 Inleiding

Dit werkdocument vormt het vervolg op eerdere onderzoeken, waarvan de resultaten in de Koeijer *et al.* (2006, 2008) zijn neergelegd. In deze onderzoeken is een groot deel van de data benodigd voor de optimalisatieprocedure verzameld. De nieuwe elementen in dit document zijn een procedure om de data te herstructureren en de optimalisatie. In deze paragraaf zullen deze nieuwe elementen worden besproken, nadat eerst een overzicht is gegeven van het gehele kosteneffectiviteitsinstrumentarium.

2.4.2 Overzicht Kosteneffectiviteitsinstrumentarium

De berekeningen met het kosteneffectiviteitsinstrumentarium beginnen met de bepaling van de ligging (ruimtelijk) van de natuur. Startpunt vormt de kaart met de geplande natuur, in dit geval de EHS. Daarvoor gebruiken wij de methode die de EHS weergeeft in natuurdoeltypen verdeeld over homogene gridcellen van 25 x 25 m, ook wel de Neergeschaalde Natuurdoeltypenkaart genoemd (Reijnen *et al.*, 2006). Deze verdeling van de natuurdoeltypen wordt als een gegeven beschouwd.

Deze kaart is in de vorm van een gridbestand beschikbaar en wordt tot een polygonenbestand omgevormd. De polygonen zijn homogeen zijn voor natuurdoeltype. Indien er met milieuscenario's gewerkt wordt, zijn de polygonen ook homogeen voor milieukwaliteit. Dit polygonenbestand, met informatie over de geplande natuur en over de milieucondities, is input voor zowel economische als ecologische berekeningen.

De economische berekeningen zijn die uit de KE-database en leiden naar de kosten per polygoon. Daarvoor moeten de polygonen eerst opgedeeld worden in stukken met gelijke kosten. Dat gebeurt op twee manieren, beide op basis van de 25 x 25 m elementen waaruit de polygoon is opgebouwd:

- De polygonen worden opgedeeld door een grid van 250 x 250 m.
- De polygonen worden opgedeeld door relevante grenzen zoals gemeentegrenzen.

De kosten van elk stukje polygoon worden vervolgens bepaald met behulp van de in eerder onderzoek samengestelde database. Na optellen van de stukjes per polygoon zijn de kosten per polygoon beschikbaar voor SERES.

De ecologische berekeningen, nodig om te kunnen optimaliseren in SERES, hebben hun basis in LARCH. De polygonen uit de Neergeschaalde Natuurdoeltypenkaart worden als invoer aan LARCH aangeboden. LARCH clustert de verschillende polygonen per doelsoort tot populaties. Dat zijn groepen polygonen waarvan de afstand van elke polygoon tot minstens één andere polygoon van de groep zo klein is dat een geregelde uitwisseling van individuen voor soorten mogelijk is. (Bijna) elke polygoon met een voor de soort geschikt habitat behoort tot een cluster. De minimale clustergrootte is één polygoon en 0.1 sleutel. De clusters worden per soort vanaf één genummerd. De specifieke uitgangspunten voor de werking van LARCH binnen dit instrumentarium zijn in bijlage 2 opgenomen en zijn gedocumenteerd door Pouwels *et al.* (2009). Voor een gedetailleerde beschrijving van de methode LARCH wordt ook verwezen naar Pouwels *et al.* (2008).

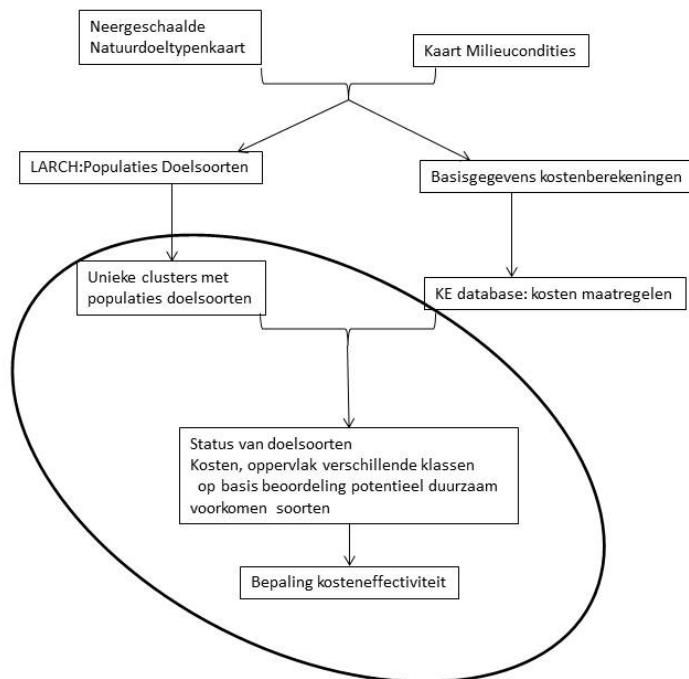
De volgende stap in de ecologische berekeningen is een databewerking. Hierbij wordt geen nieuwe informatie uit andere bronnen gebruikt, deze bewerking heeft tot doel de latere optimalisatie te vergemakkelijken. De clusters worden daartoe gegroepeerd per unieke combinatie van polygonen. Dit wordt in paragraaf 2.4.3. (onder kopje Databewerking voor optimalisatie) in meer detail beschreven.

Vervolgens komen de uitkomsten van de ecologische berekeningen en de economische berekeningen weer samen. Ook dit is een nieuw onderdeel. De totale kosten worden bepaald (Nationaal, per provincie of per natuurdoeltype) en de vraag wordt beantwoord in hoeverre het gehele natuurgebied (bijvoorbeeld de totale EHS) kan voldoen aan de doelstellingen voor het behoud van soorten.

Om de optimalisatie voor te bereiden, worden ook de polygonen in groepen opgedeeld aan de hand van hun beoordeling voor het potentieel duurzaam voor kunnen komen van soorten.

Ten slotte vindt de bepaling van de kosteneffectiviteit plaats aan de hand van de optimalisatieprocedure. Deze komt in paragraaf 2.4.3 nader aan bod.

Dit alles is samengevat in figuur 2.1. De ontwikkelde onderdelen voor de ruimtelijke optimalisatie zijn in de ovaal opgenomen.



Figuur 2.1. Overzicht kosteneffectiviteitsinstrumentarium

2.4.3 Optimalisatieprocedure SERES

Databewerking voor optimalisatie

Deze paragraaf gaat dieper in op de databewerking uit paragraaf 2.4.2. Deze databewerking vindt plaats voorafgaand aan de optimalisatieprocedure en heeft tot doel deze te vereenvoudigen. Deze vereenvoudiging zit met name in het verminderen van de benodigde opslagcapaciteit en geheugencapaciteit (in geval van berekeningen).

De optimalisatieprocedure kiest natuurgebieden uit op basis van de gebiedspecifieke kosten en de bijdrage die het gebied levert aan de ecologische kwaliteit van de totale set aan geselecteerde natuurgebieden. Kosten zijn in deze procedure additioneel en onderling onafhankelijk. De ruimtelijke samenhang is dus volledig afkomstig van de ecologische data. Deze samenhang bestaat uit natuurgebieden, die gegroepeerd zijn tot clusters die een populatie van een soort kunnen bevatten (zie paragraaf 2.3). De grootte van de potentiële populatie is aangegeven met de sleutelwaarde (keywaarde) van het cluster.

De databewerking houdt het volgende in. De data staan in twee tabellen. De eerste tabel heeft als kolommen “soort, clusternr, keywaarde”, de tweede tabel heeft als kolommen “soort, clusternr, gebiednr”; clusternr is hierbij uniek is binnen de soort, maar niet binnen de totale groep van clusters. Met andere woorden: iedere soort met een cluster heeft één cluster 1.

De tabellen worden omgezet naar de twee nieuwe tabellen: de eerste met “keyclus, soort, keywaarde”, de tweede met “keyclus, site” als kolommen. Een keyclus is unieke combinatie van polygonen (ruimtelijke eenheden); er komt geen ander cluster met dezelfde samenstelling (van polygonen) voor. Binnen een keyclus kunnen meerdere soorten een (potentiële) populatie hebben. De bewerking kan als volgt worden geïllustreerd. Waar eerst soort 1 cluster 5 de polygonen 12 en 13 bevatte, en soort 2 cluster 3 ook de polygonen 12 en 13, bevat ‘keyclus’ 3 nu polygonen 12 en 13 en vormt een potentiële populatie voor soorten 1 en 2 (en ...).

Als gevolg van deze bewerking zijn minder definities nodig dan het totale aantal clusters, omdat overeenkomstige clusters slechts één maal gedefinieerd worden. Bovendien zijn de gebieden gegroepeerd tot eenheden die onderscheiden worden in de ecologische methode (zie paragraaf 2.3). Als natuurgebieden altijd samen in de gedefinieerde clusters voorkomen is het gezien de toepassing (de optimalisatie) niet zinvol om ze als individuele gebieden te beschouwen. Dit leidt alleen maar tot meer rekentijd.

De gecombineerde samenvoeging van overeenkomstige clusters en ononderscheidbare gebieden geeft een grote winst in gebruikte opslagcapaciteit, en daarmee in geheugen-capaciteit als de gegevens gebruikt worden in berekeningen. De precies geboekte winst is sterk afhankelijk van de deelverzameling waarop de methode wordt toegepast. De standaard-uitvoer van LARCH geeft alle sleutelgebieden met een waarde groter dan 0.1. Op deze totale gebiedenset is de winst klein, slechts een factor twee à drie. Als echter alleen de sleutelgebieden met een waarde 0.5 of groter worden meegenomen stijgt dit tot een factor ruim boven de 10. De geboekte winst heeft alleen effect op verdere berekeningen. Om de informatie terug te kunnen koppelen moeten ook vertaaltabellen aangemaakt worden. De gebruikte opslagcapaciteit is inclusief vertaaltabellen ongeveer gelijk aan die van het originele format.

Optimalisatie

Voorafgaand aan de optimalisatie moeten de randvoorwaarden vastgesteld worden. Concreet betekent dit dat de doelsoorten die behouden moeten worden, gekozen worden. Limitering van het budget tot een maximum behoort nu niet tot de mogelijkheden.

De optimalisatie wordt uitgevoerd met een GAMS-procedure, zie bijlage 5 voor meer technische details.

SERES deelt zoals hiervoor al aangegeven de polygonen (ruimtelijke eenheden) in de volgende categorieën in:

- Polygonen die geen bijdrage leveren aan het behoud van soorten omdat geen enkele soort een sleutelgebied rond dit polygoon heeft.
- Polygonen die per definitie kosteneffectief zijn omdat niet duurzame soorten een sleutelgebied hebben waar dit polygoon in ligt.
- Polygonen die niet meer nodig zijn omdat de sleutelgebieden waar zij aan bijdragen zijn voor soorten die binnen het gebied van de niet duurzame soorten al genoeg sleutelgebieden hebben.
- Polygonen die een bijdrage leveren aan sleutelgebieden voor de soorten die nog gebied nodig hebben buiten het per definitie kosteneffectieve deel van de EHS.

De laatste categorie polygonen wordt doorgegeven aan de optimalisatie die deze splitst in een kosteneffectieve groep en een groep die niet kosteneffectief is. De kosteneffectieve EHS is dan een combinatie van de per definitie kosteneffectieve polygonen en de kosteneffectieve polygonen uit de optimalisatie.

Uitvoer

Op basis van de huidige, geplande EHS, kunnen soorten worden ingedeeld in vier groepen: Soorten waarvoor minder dan het vereiste aantal sleutelplekken (sleutelpleknorm) beschikbaar is (niet duurzame soorten) en soorten waarvoor de EHS voldoende sleutelplekken biedt om de norm te halen of te overschrijden en die daarom duurzaam kunnen voorkomen. De niet-duurzame soorten vallen uiteen in twee subgroepen:

- (i) soorten waarvoor geen volledige sleutelgebieden beschikbaar zijn en
- (ii) soorten waar wel volledige sleutelgebieden voor zijn, maar minder dan de vereiste hoeveelheid voor duurzaam voortbestaan.

De groep van duurzame soorten kan onderverdeeld worden in twee groepen:

- soorten die in voldoende mate beschermd worden indien de niet duurzame soorten beschermd worden,
- soorten die nog niet of in onvoldoende mate beschermd worden als de niet duurzame soorten beschermd worden.

Deze laatste is de te optimaliseren groep.

Bij de presentatie van de resultaten maken we onderscheid tussen de bovengenoemde subgroepen. Alle clusters met sleutelgebieden voor de niet duurzame soorten worden opgenomen in het areaal aan geselecteerde gebieden. Deze gebieden liggen dus bij voorbaat vast in de set van geselecteerde gebieden. De optimalisatieprocedure voegt vervolgens extra gebieden toe aan de set van reeds geselecteerde gebieden. De keuze valt daarbij op gebieden die sleutelgebieden bevatten voor de duurzame soorten waarvoor nog niet aan de sleutelgebiednorm is voldaan, met minimalisatie van de kosten.

3 Voorbeeldberekeningen

3.1 Inleiding

In de vorige hoofdstukken hebben we een overzicht gegeven van wetenschappelijke achtergronden van het KE-instrumentarium, hebben we de gebruikte gegevensbronnen besproken en de verbanden tussen de verschillende onderdelen van het instrumentarium verduidelijkt. Met name is dit document bedoeld om de uitbreiding van het kosteneffectiviteitsinstrumentarium voor het natuurbeleid te beschrijven. Deze uitbreiding maakt een selectie van natuurgebieden op basis van de kosten en ruimtelijke samenhang tussen gebieden. In dit hoofdstuk staat dan ook deze uitbreiding centraal en dan gaat het vooral om de koppeling tussen LARCH en SERES en de Kostendatabase en SERES. Wat levert deze uitbreiding aan extra informatie op? We beantwoorden deze vraag aan de hand van enkele voorbeeldberekeningen. In dit hoofdstuk leggen we eerst enkele uitgangspunten van de berekeningen uit (par. 3.2), gevolg door de resultaten (par. 3.3). We sluiten af met enkele conclusies ten aanzien van de extra informatie die de uitbreiding van het instrumentarium op kan leveren (par. 3.4)

3.2 Enkele uitgangspunten voor de berekeningen

De berekeningen zijn uitgevoerd met het gehele instrumentarium, zoals dat in het voorjaar van 2009 beschikbaar was. De voorbeeldberekeningen (met als eindejaar 2020?) bestaan uit twee onderdelen, die met name verschillen als het gaat om de uitgangspunten voor de milieuocondities voor de soorten. Dit past in de voornemens van het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) met betrekking tot het werken met zogenaamde 'ambitiekaarten' in het kader van de komende Natuurverkenningen.

De eerste berekening gaat uit van optimale milieuocondities, dat wil zeggen dat de voor de natuur meest gunstige condities verondersteld worden. De depositieproblematiek is opgelost, en dat geldt ook voor de verdroging. De uitgangspunten zijn vergelijkbaar met die van de berekeningen die uitgevoerd zijn voor studies van De Koeijer *et al.* (2006) en De Koeijer *et al.* (2008).

De tweede berekening gaat uit van zgn. 'suboptimale' milieuocondities. Hierbij is de inspanning op milieugebied veel geringer. Slechts een klein deel van de verdroogde gebieden wordt aangepast en het beleid ter reductie van de ammoniakemissie is veel minder ambitieus. Wel wordt de EHS in zijn bedoelde omvang gerealiseerd (aankoop, inrichting) en beheerd.

Om een vergelijk te maken tussen optimale milieuocondities en suboptimale milieuocondities wordt er met een deelverzameling van de terrestrische fauna gerekend, namelijk de vogels en vlinders (132 soorten). Van vogels en vlinders is bekend hoe ze reageren op verschillende milieuocondities.

Voor de vergelijkbaarheid van resultaten is ook, onder optimale milieuocondities, voor een beperkte set vogels en vlinders een berekening uitgevoerd; de soorten die geen sleutelgebieden hebben onder suboptimale milieuocondities zijn buiten de analyse gehouden. Zo ontstaan twee in aantallen soorten gelijke uitkomsten, wat een vergelijking voor areaal en kosten mogelijk maakt.

Dit betekent dat er in de volgende paragraaf steeds drie 'varianten' worden toegelicht: een met optimale milieuecondities, een met suboptimale milieuecondities en een met optimale milieuecondities voor alleen die vogel- en vlindersoorten, die sleutelplekken hebben onder suboptimale milieuecondities. In alle gevallen betreft het resultaten voor vogels en vinders, een 'subset' van alle terrestrische faunasoorten (in totaal 406 stuks) uit het instrumentarium. Overige ecologische en economische uitgangspunten van de berekeningen zijn al in de voorafgaande hoofdstukken toegelicht.

3.3 Resultaten

We laten in deze paragraaf enkele resultaten zien van de analyse van de beschikbare sleutelgebieden, samen met uitkomsten van de ruimtelijk economische optimalisatie. De resultaten zijn in detail in bijlage 3 opgenomen.

Tabel 3.1 geeft voor de drie onderscheiden varianten de resultaten van de analyse van de beschikbare sleutelgebieden.

Tabel 3.1. Overzicht van de analyse van de beschikbare sleutelgebieden voor vogels en vlinders voor drie varianten.

Variant	Vogels en Vlinders, Optimale milieuecondities	Vogels en Vlinders, suboptimale milieuecondities	Vogels en Vlinders, optimale milieuecondities, Soorten die sleutelplekken hebben onder suboptimale milieuecondities
Soorten			
Totaal aantal soorten	132	132	119
Zonder sleutelgebied	8	13	0
Met onvoldoende sleutelgebieden (niet duurzame soorten)	54	68	49
Met precies voldoende sleutelgebieden	1	1	1
Beschermd via bescherming van niet duurzame soorten	67	48	67
Deels beschermd via niet duurzame soorten	2	2	2

De analyse van de beschikbare sleutelgebieden levert het volgende beeld op. Onder optimale milieuecondities zijn er acht vogelsoorten die helemaal geen sleutelgebied hebben binnen de EHS, met deze soorten wordt verder geen rekening gehouden. Uitgangspunt bij de huidige analyse is dat een gebied minimaal een volledig sleutelgebied moet vormen om voor de soort zinvol te zijn in de EHS. Er zijn 35 vogel- en 19 vlindersoorten die wel wat, doch onvoldoende sleutelgebied hebben om duurzaam voort te bestaan (54 niet duurzame soorten). Er is één vogelsoort die precies voldoende sleutelgebieden heeft om duurzaam voort te bestaan. Van de soorten die voldoende sleutelgebied hebben zijn er een aantal die voldoende worden beschermd als de niet duurzame soorten worden beschermd binnen de EHS. Het gaat om 40 soorten vogels en 27 soorten vlinders. Twee soorten vlinders hebben in principe voldoende sleutelgebieden binnen de EHS maar worden nog niet volledig beschermd als alleen de niet duurzame soorten worden beschermd.

Wanneer we uitgaan van de huidige, suboptimale condities, heeft dit tot gevolg dat er voor soorten die gevoelig zijn voor de milieuecondities minder sleutelplekken beschikbaar zijn. Dit

volgt uit de aanname dat een gebied met suboptimale condities minder draagkracht heeft dan een gebied met optimale condities. Voor 13 vogel- en vlindersoorten is geen enkele sleutelplek aanwezig en 68 vogel- en vlindersoorten hebben onvoldoende sleutelgebied om duurzaam voort te bestaan. Het aantal niet duurzame soorten stijgt dus als de milieuecondities voor natuur verslechteren. Het aantal soorten dat voldoende wordt beschermd als alleen de niet duurzame soorten worden beschermd neemt juist af. Twee soorten vlinders hebben in principe voldoende sleutelgebieden binnen de EHS, maar worden nog niet volledig beschermd als alleen de niet duurzame soorten worden beschermd.

De uitkomsten van de ruimtelijk economische optimalisatie staan in Tabel 3.2 voor de drie varianten samengevat.

Tabel 3.2. Overzicht omvang gebieden (ha) en kosten per jaar (miljoen euro) bij verschillende varianten, voor vogels en vlinders.

	Vogels en Vlinders, Optimale milieuecondities	Vogels en Vlinders, suboptimale milieuecondities	Vogels en Vlinders, optimale milieuecondities, Soorten die sleutelplekken hebben onder suboptimale milieuecondities
Gebieden noodzakelijk voor die soorten, die niet volledig duurzaam kunnen worden behouden	Omvang 482.847 ha Kosten/jr 334 Meuro	Omvang 454.521 ha Kosten/jr 74 Meuro	Omvang 479.527 ha Kosten/jr 332 Meuro
Gebieden zonder potentie soorten duurzaam te behouden	Omvang 81.455 ha Kosten/jr 110 Meuro	Omvang 141.606 ha Kosten/jr 47 Meuro	Omvang 81.455 ha Kosten/jr 110 Meuro
Gebieden met potentie voor nog niet duurzaam behouden soorten.	Omvang 9.479 ha Kosten/jr 10 Meuro	Omvang 2.665 ha Kosten/jr 0,3 Meuro	Omvang 9.639 ha Kosten/jr 10 Meuro
Gebieden alleen voor al duurzaam behouden soorten.	Omvang 223.770 ha Kosten/jr 203 Meuro	Omvang 198.760 ha Kosten/jr 41 Meuro	Omvang 226.930 ha Kosten/jr 204 Meuro

Onder optimale en suboptimale milieuecondities zijn er gebieden binnen de EHS die geen onderdeel vormen van een sleutelgebied voor vogels en/of vlinders. Het gaat om een areaal van ruim 81.000 ha en 141.000 ha. Slechtere milieuecondities betekenen dat er minder areaal overblijft voor de duurzame instandhouding van vogels en vlinders. Tegelijkertijd betekent het dat de kosten voor deze gebieden (ze maken immers wel deel uit van de EHS) onder de suboptimale milieuecondities veel lager zijn vanwege de geringe inzet van milieumaatregelen (47 mln. euro ten opzichte van 110 miljoen euro/jaar).

De EHS noodzakelijk om de niet duurzame soorten te beschermen onder optimale milieuecondities omvat ruim 482.000 hectare waarvoor jaarkosten ter waarde van 334 Miljoen Euro gemaakt moeten worden. Onder suboptimale milieuecondities is dit areaal bijna 30.000 hectare minder groot, terwijl er meer soorten als niet duurzaam zijn bestempeld. Er zijn, vanwege de slechtere milieumstandigheden, minder gebieden geschikt voor vogels en vlinders om duurzaam te kunnen voortbestaan.

Daarnaast zijn er gebieden die wel sleutelgebieden vormen voor bepaalde soorten vogels en/of vlinders, maar deze soorten zijn al in voldoende mate beschermd binnen de gekozen EHS. Het gaat om een areaal van ongeveer 223.000 ha onder optimale en bijna 200.000 ha onder suboptimale milieuocondities. Het deel van de EHS dat meegenomen wordt in de optimalisaties omvat bijna 9.500 ha onder optimale en ruim 2.600 ha onder suboptimale milieuocondities.

Tabel 3.3 geeft een verbijzondering van de resultaten van de variant met de optimale milieuocondities. De tabel laat zien welke natuurtypen en in welke omvang voor het duurzaam voortbestaan van de niet duurzame soorten vogels en vlinders tenminste nodig zijn. Het geeft zo in meer detail de samenstelling van de ruim 482.000 ha (uit Tabel 3.2). Een vergelijkbaar overzicht is ook voor natuurdoeltypen beschikbaar.

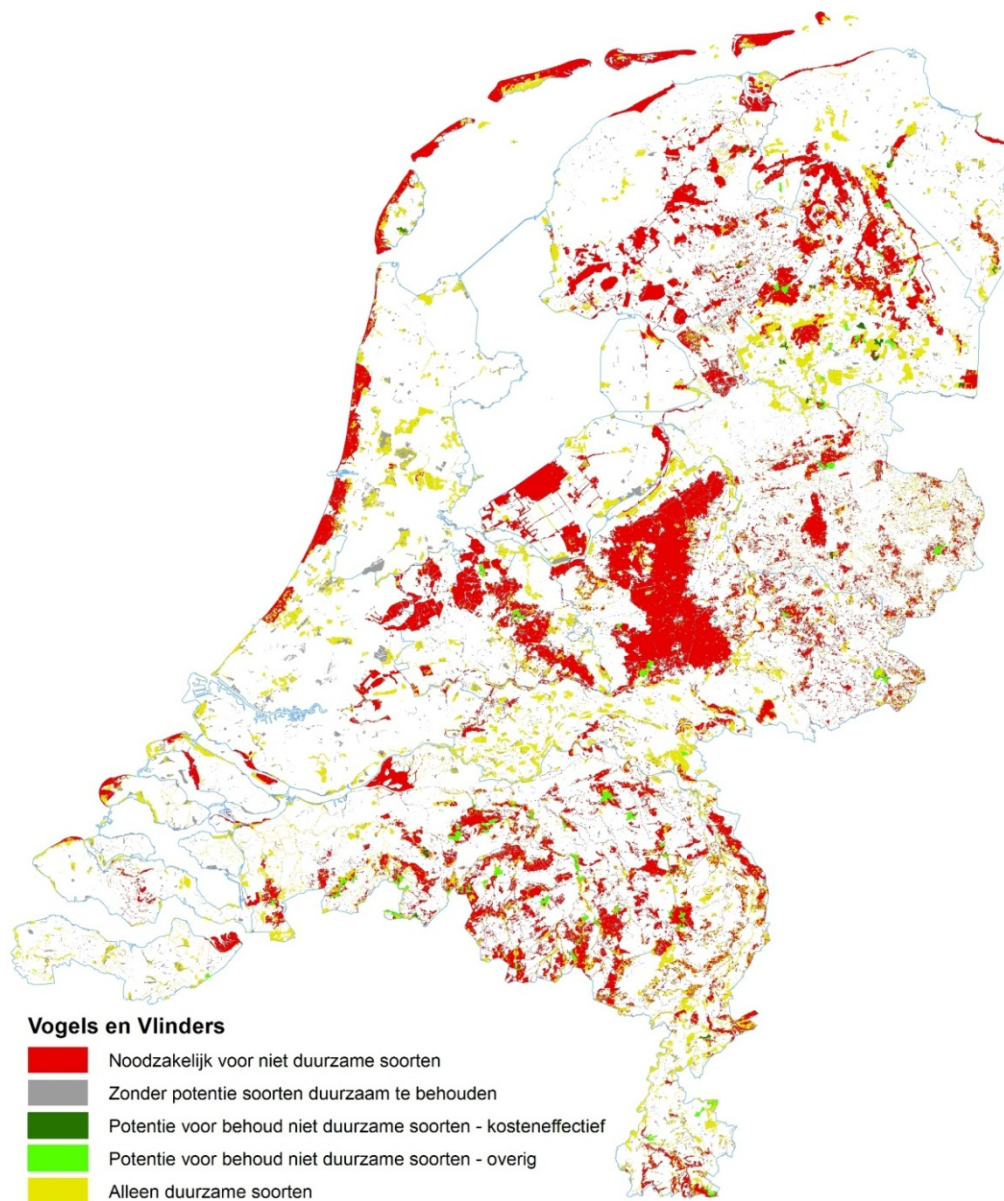
Tabel 3.3. Omvang van de gebieden nodig voor niet duurzame soorten en omvang van de gebieden met potentie voor de bescherming van nog niet duurzame soorten vogels en vlinders, per natuurtype (de variant met optimale milieuocondities.)

Natuurtype	Potentie voor nog niet duurzaam soorten	Nodig voor niet-duurzame soorten
Kwelders en schorren	0	10773.88
Open duinen	0	33176.88
Droge heiden	0	33662.13
Voedselarme venen en vochtige heiden	0	13675.06
Moerassen	0	25336.69
Stilstaande wateren	0	27543.44
Beken en bronnen	0	6936.69
Rivieren	0	991.13
Landschapselementen	0	2885.94
Cultuurhistorische bossen	0	993.63
Multifunctionele bossen	0	117581.50
Droge natuurbossen	0	94341.56
Vochtige natuurbossen	0	43482.63
Vogelgraslanden	238.25	20337.63
Voedselrijke graslanden en akkers	5601.19	17482.88
Droge schraalgraslanden	3639.63	5003.56
Vochtige schraalgraslanden	0	28642.06

Tabel 3.3 geeft ook meer inzicht in de optimalisatie die in SERES plaats vindt. In deze variant is, zoals hiervoor al opgemerkt, 9.500 ha beschikbaar voor de optimalisatie. Dit is in dit voorbeeld voor vogels en vlinders slechts een beperkt deel van de benodigde ruimte.

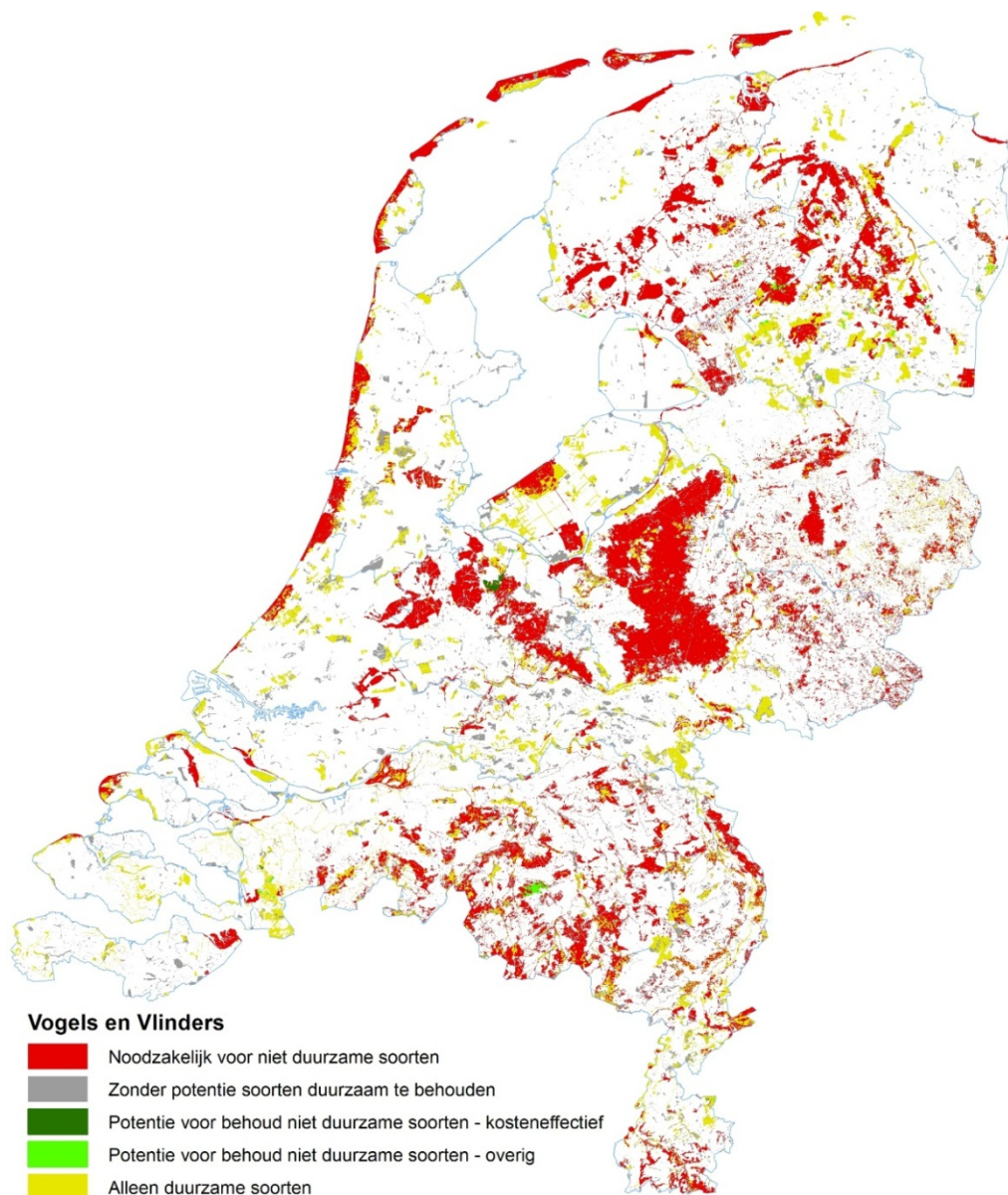
Het gaat bij de optimalisatie om drie natuurtypen: vogelgraslanden, voedselrijke graslanden en akkers en droge schraalgraslanden en twee soorten, bruin dikkopje en klaverblauwtje (zie Bijlage 4). Een zelfde analyse op basis van de suboptimale variant (Bijlage 4) leert dat het areaal voor optimalisatie afneemt, wat in lijn is met de totale afname van het voor vogels en vlinders geschikte areaal. Twee natuurtypen dragen bij aan de mogelijkheden voor optimalisatie: droge schraalgraslanden en droge heiden, als gebieden geschikt voor twee soorten: kneu en tweekleurig hooibeestje. Deze soorten zijn onder optimale milieuocondities niet kritisch. Het bruin dikkopje en klaverblauwtje, de twee 'keuzesoorten' onder optimale milieuocondities, zijn onder suboptimale milieuocondities een niet duurzame soort.

Onder invloed van veranderende milieumcondities verschuiven in de methode dus soorten en bijbehorende natuurtypen. Dit heeft ook ruimtelijk effecten. Deze worden voor optimale en suboptimale milieumcondities op kaart gepresenteerd (Figuur 3.1 en 3.2).



Figuur 3.1. Resultaten voor vogels en vlinders bij optimale milieumcondities

De rode gebieden zijn sleutelgebieden van soorten die minder dan de minimale hoeveelheid sleutelgebieden hebben om duurzaam voort te bestaan. Dit omvat ook de sleutelgebieden van soorten die voldoende sleutelgebied hebben 'onder de paraplu' van deze niet duurzame soorten. De groene gebieden zijn sleutelgebieden van soorten die nog niet of onvoldoende zijn beschermd door de voor niet duurzame soorten benodigde gebieden. De donkergroene gebieden zijn de meest kosteneffectieve keuzes binnen deze gebieden om de biodiversiteit te waarborgen. De gele gebieden zijn sleutelgebieden van soorten die al voldoende beschermd worden door de paraplu van gebieden voor niet duurzame soorten (de rode gebieden). De grijze gebieden zijn gebieden die minder dan 1 sleutelgebied vormen voor de vogels en vlinders.



Figuur 3.2. Resultaten voor vogels en vlinders bij suboptimale milieu condities

De figuren 3.1 en 3.2 geven via de lichtgroene en de dondergroene gebieden ook ruimtelijk inzicht in de resultaten van de optimalisatie. Slechts een deel van de gebieden, die in tabel 3.3 zijn aangeduid als gebieden met potentie om nog niet volledig duurzaam behouden soorten vogels en vlinders te beschermen zijn ook daadwerkelijk nodig om dit doel te bereiken.

De kosten in tabel 3.2 gaan nog uit van een volledig gebruik van deze gebieden. Voor optimalisatie bedragen de kosten voor de te optimaliseren gebieden bij optimale milieucondities 11 miljoen euro, na optimalisatie bedragen ze nog slechts 0,4 miljoen euro.

3.4 Enkele conclusies

In dit hoofdstuk hebben we enkele voorbeelden laten zien van resultaten van het Kosteneffectiviteitsinstrumentarium. We hebben ons daarbij vooral gericht op resultaten die 'nieuw' zijn en dus samenhangen met de uitbreiding met gegevens van LARCH en de ruimtelijke ecologische en economische optimalisatie die met SERES wordt uitgevoerd. Wat levert deze uitbreiding aan extra inzichten op? Dat is de centrale vraag in dit hoofdstuk.

Het kosteneffectiviteitsinstrumentarium zonder de uitbreiding kan inzicht geven in welke kosteneffectief zijn om te behouden en welke relatief duur zijn. Hierbij is met name een vergelijking tussen natuurgebieden met hetzelfde natuurdoeltype relevant, aangezien voor andere natuurdoeltypen andere eisen met betrekking tot milieuocondities en dus ook kosten gelden. analyse geeft daarmee vooral inzicht in de relatieve kosten van de verschillende gebieden met hetzelfde natuurdoeltype ten opzichte van elkaar (De Koeijer *et al.*, 2008). Naast de relatieve kosten tussen de verschillende natuurgebieden verschaft de methode ook inzicht in het relatieve belang van de verschillende kostenposten. Ook informatie over relatieve kosteneffectiviteit van gebieden per provincie kan worden verschaft.

De uitbreiding van het instrumentarium heeft de volgende achtergronden:

1. Tot nog toe waren het voor alle natuurgebieden 'separate' analyses;
2. Tot nu toe was het niet mogelijk uitspraken te doen over de duurzaamheid van doelsoorten op nationaal niveau.

In dit werkdocument is er een analyse uitgevoerd om het landelijke belang van gebieden in relatie tot duurzaam behoud van soorten in beeld te brengen. Door de uitbreiding van het instrumentarium zijn we nu in staat de te prioriteren binnen een geheel van aangewezen gebieden, met als doel om zoveel mogelijk soorten landelijke duurzaam te behouden te onderbouwen, gegeven beperkingen van kosten. We kunnen dit uitvoeren onder verschillende milieuocondities (stikstofdepositie en verdroging), voor alle terrestrische natuur, met uitzondering van flora.

De uitbreiding biedt meer inzicht in de ruimtelijke samenhang tussen natuurgebieden en in het belang op nationale schaal die natuurgebieden, als het gaat om behoud van biodiversiteit. Keuzes voor bescherming van niet duurzame soorten in bepaalde gebieden komt in dezelfde gebieden ook ten goede aan andere soorten, zo blijkt uit de resultaten. Welke gebieden in de begrensde EHS zijn voor soorten cruciaal, en welke gebieden zijn dit niet? Waar is een uitbreiding of een inkrimping van de gebieden in de EHS het kosteneffectiefst, gegeven behoud van biodiversiteit? Dit laatste wel alleen over de die gebieden die in de analyse worden betrokken.

In de voorbeeldberekeningen zijn de effecten van het ruimtelijk optimaliseren relatief gering. Dit geeft aan dat veel van de EHS gebieden nodig zijn voor duurzaam behoud en dat veel soorten nog knelpunten ondervinden in ruimtelijke samenhang (ook na realisatie van de EHS). Wel biedt het instrumentarium zicht op de te behalen lagere kosten bij dezelfde behaalde resultaten in termen van biodiversiteit.

De gevoeligheid van soorten voor milieudruk verschilt en milieudruk verschilt tussen gebieden. De uitbreiding van het instrumentarium kan keuzes voor gebieden ondersteunen waarin meerdere milieubeleidsmaatregelen nodig zijn (denk aan de analogie van de 'TOP'-lijst, die alleen voor verdroging is opgesteld). Hierbij kan ze tegelijkertijd rekening houden met gevoeligheid van soorten voor verschillende milieuocondities (stikstof, water, ruimte) en regionale verschillen in depositie van stikstof, water- en ruimtecondities en kosten. Daarmee

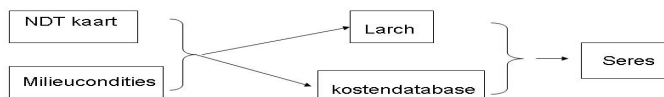
kan op consistente wijze een beeld ontstaan van de afwegingen tussen kosten en het duurzaam voortbestaan van soorten op nationale schaal.

SERES werkt alleen aan de hand van ruimtelijke gegevens ('kaarten') en leidt dus op zich niet tot een van biodiversiteit geoptimaliseerde Ecologische Hoofdstructuur.

4 Discussie, conclusie en aanbevelingen

4.1 Inleiding

Dit werkdocument kan beschouwd worden als een vervolg op enkele andere rapporten met als onderwerp de kosteneffectiviteit van de terrestrische Ecologische Hoofdstructuur. Het geeft inzicht in de mogelijke meerwaarde bij dit onderwerp van ruimtelijke optimalisaties van biodiversiteit. Het instrumentarium kan nu globaal als volgt worden gezien (Figuur 4.1):



Figuur 4.1. Overzicht Kosteneffectiviteitsinstrumentarium

Tot nu toe werden kaarten over natuur en bijbehorende milieucondities gebruikt als invoer voor zowel LARCH als de kostendatabase. Dit onderzoek heeft de natuurdoelenkaart, LARCH en de kosteneffectiviteitsdatabase (KE-database) met elkaar verbonden. Deze verbinding is via een Optimalisatieprocedure (SERES) gelegd.

Het werkdocument richt zich op achtergronden, uitvoering en enkele resultaten van het verbinden van ruimtelijke ecologische data met de kostendatabase, van de optimalisatieprocedure die op basis van de kosten en ruimtelijke samenhang tussen gebieden een prioritering van gebieden kan maken.

In dit hoofdstuk bespreken we in grote lijnen de gebruikte data en methoden (paragraaf 4.2), waarbij we ook aandacht geven aan consistentie in het instrumentarium. We richten ons hierbij niet op de totstandkoming van de NDT-kaart en op de totstandkoming van de milieuconditiegegevens, tenzij hierbij vanuit het instrumentarium opmerkingen moeten worden geplaatst. Vervolgens richten we ons op een bespreking van de resultaten (paragraaf 4.3). Hierbij gaat het enerzijds om enkele algemene punten naar aanleiding van de voorbeeldberekeningen uit hoofdstuk 3. Anderzijds maken we ook enkele opmerkingen over de zeggingskracht van de resultaten. We sluiten af met enkele aanbevelingen, waarbij we ook de toegevoegde waarde van SERES benoemen (paragraaf 4.4)

4.2 Data en methoden

We gaan in deze paragraaf met name in op de wijze waarop LARCH wordt ingezet, op de kostenberekening en op de optimalisatieprocedure. Voorafgaand hieraan plaatsen we nog enkele opmerkingen over de gebruikte natuurdoelenkaart en de kaart voor de milieucondities.

Tijdens de analyses met het instrumentarium waren de herkomst van de aannames, uitgangspunten en rekenregels voor het opstellen van de natuurdoelenkaart niet altijd duidelijk; een inhoudelijke documentatie ontbrak. Er was overigens wel een technische documentatie ('script'). Het is niet direct duidelijk of dit risico's inhoudt voor de consistentie van berekeningen die van deze kaart gebruik maken.

De gegevens voor de milieuecondities kampen met een zelfde gebrek aan inhoudelijke documentatie. Hier is wel een inconsistentierisico te duiden. De milieugegevens voor 2020 gaan uit van het verder doorwerken van beleid om bijvoorbeeld ammoniakemissies te reduceren. Maatregelen, die dit kunnen bewerkstelligen, zijn echter niet concreet gemaakt. Daarmee is het in principe mogelijk dat er dubbeltellingen optreden, omdat dezelfde maatregelen tweemaal worden 'ingeboekt'.

In deze methode Kosteneffectiviteit is gebruik gemaakt van LARCH. Met LARCH is gekeken naar individuele plekken, waarbij deze een sleutelgebiedenscore kregen toegekend. Dit houdt in dat de verbindende functie van de EHS, de EHS als netwerk, buiten beschouwing is gelaten. Bij het bepalen van de duurzaamheid van soorten wordt uitgegaan van het potentieel aantal sleutelgebieden dat gerealiseerd kan worden in de EHS. Verboom *et al.* (2001) geeft aan dat deze sleutelgebieden in een netwerk met een bepaalde omvang moet liggen, wil een soort duurzaam kunnen voorkomen. Bij de analyses wordt echter niet nagegaan in hoeverre de sleutelgebieden in aaneengesloten netwerken liggen. De aanname is dat ze voldoende verbonden zijn met elkaar en met de overige delen van de EHS. Ook wordt geen rekening gehouden met infrastructuur (infrastructurele barrières als de Betuwelijn of de HSL). Het toevoegen van infrastructuur en ecologische netwerken zal tot een realistischer beeld van het aantal sleutelgebieden in duurzame netwerken leiden. De verwachting is dat bijna 10% van de soorten van duurzaamheidsklasse verandert door het toevoegen van beide aspecten (Pouwels *et al.* 2007).

Een andere vereenvoudigende aanname is dat in de analyse alleen is gekeken naar de terrestrische fauna, dus alleen dieren (geen planten) en geen aquatische organismen. Een deel van de analyses heeft zich beperkt tot alleen vogels en vlinders. Ook deze aannames kunnen verregaande consequenties hebben voor de resultaten. LARCH werkt met potentiële leefgebieden (in 2020) en houdt het geen rekening met de feitelijke, actuele verspreiding van soorten. LARCH is ontwikkeld voor evaluaties van toekomstige scenario's. Actuele verspreidingsgegevens en kennis over actuele ecologische condities worden vertaald in rekenregels. Hierdoor is LARCH minder geschikt om de actuele populatieomvang van soorten te bepalen, maar meer om potentiële leefgebieden weer te geven.

Bovenvermelde aannames moeten een rol spelen bij het interpreteren van de resultaten. Bijvoorbeeld kan het voorkomen dat niet-geselecteerde delen van de EHS verbindend werken tussen sleutelgebieden. Deze verbindingen kunnen erg belangrijk zijn voor het duurzaam voorkomen van soorten in de sleutelgebieden. Gebieden die nu als te klein worden aangeduid voor een sleutelgebied kunnen dus wel degelijk een ecologische waarde hebben.

Zoals al opgemerkt is van belang dat aannames in de bepaling van het milieuecondities in de toekomst meegenomen worden in de kostenberekening zodat niet twee keer dezelfde maatregel doorberekend wordt, en het effect van maatregelen juist wordt ingeschat. Ook moeten voor de berekening noodzakelijke gegevens uit onderling consistente bronnen komen. Bijvoorbeeld de bepaling van de gemeente waarin natuur ligt moet overeenkomen met de gemeentegrenzen in het jaar van de landbouwtelling die gebruikt wordt om de ammoniakemissie per gemeente te bepalen.

In dit onderzoek is grotendeels uitgegaan van de kostendatabase, zoals in De Koeijer *et al.* (2008) beschreven. Dit betekent een uitgangsjaar van (ca.) 2005 en een zichtjaar gelijk aan realisatie van de EHS (2018-2020). Bedacht moeten worden, dat structurele ontwikkelingen in de land- en tuinbouw (ontwikkeling van de veestapel) ook meegenomen moeten worden, zeker gezien het grote belang van kosten voor (reductie van) ammoniakdepositie.

De interactie tussen milieuscenario's en de kosten was complexer dan verwacht. Bij het gebruiken van de database voor nieuwe scenario's met suboptimale milieukwaliteit bleek dat er meer informatie over de gebruikte data bekend moet zijn (herkomst, eenheden, schaal). Ook de toerekening van kosten aan doelstellingen en de berekening van totale kosten gegeven een scenario moesten nader bekeken worden. Zeker het suboptimale? scenario geeft problemen omdat er geen kosten in de database staan voor het kostenvrije scenario. Deze zouden met het scenario meegeleverd moeten worden. Kosten voor de scenario's zijn belangrijk omdat ze anders onderling niet of slecht vergeleken kunnen worden.

Volgens plan verlopen zijn het gebruik van LARCH voor scenario's waarbij de milieukwaliteit varieert en het combineren van de LARCH-gegevens en de KE-database tot een op de PC oplosbaar optimalisatieprobleem. De procedure voor LARCH was al aanwezig, de verwerking van de gegevens is nieuw ontwikkeld in dit onderzoek. Hierbij wordt de informatie zonder verlies herschikt, zodat deze ruim 10x minder geheugenruimte inneemt, en een in eerste instantie ontstaan probleem van te grote datasets is opgelost. Bovendien is de informatie dan zo geordend dat de optimalisatieprocedures minder berekeningen vergen.

4.3 Resultaten

Met het instrumentarium kan berekend worden wat de minimale kosten zijn om de EHS op het niveau van een gekozen milieuscenario te brengen. Hierbij kan men kiezen voor een bedrag dat deels bestaat uit kosten voor generieke maatregelen en deels uit locatie specifieke kosten die zijn toegerekend aan natuurgebieden, of voor een bedrag dat in zijn geheel aan natuurgebieden wordt toegerekend op basis van de benodigde verandering in milieucondities. LARCH kan op basis van de natuurdoelencarta en het gekozen milieuscenario aangeven in welke delen van de EHS welke soorten duurzaam behouden kunnen worden. Daarmee is bekend wat men aan behouden soorten krijgt voor de kosten van de totale EHS.

In het kader van dit onderzoek wordt dus gekeken met welk deel van de EHS men hetzelfde modelresultaat kan bereiken als met de gehele EHS. (Sleutel)gebieden vallen buiten de geselecteerde gebieden, als de soorten die er potentieel kunnen voorkomen in de geselecteerde EHS reeds voldoende sleutelgebieden hebben. Bij de optimalisatie worden de toegerekende kosten aan de benodigde natuur geminimaliseerd. Op basis van de ontwikkelde methode kunnen we stellen dat in de geselecteerde gebieden soortbehoud relatief goedkoop is (veel waar voor je geld) en daarom in de geselecteerde gebieden prioriteit zou moeten hebben, terwijl voldoen aan de doelstelling voor behoud van biodiversiteit niet mogelijk is voor minder dan het berekende bedrag.

De hier gebruikte methoden richten zich op het belang van grote eenheden natuur en de kosten voor aankoop, inrichting en beheer vanuit de gedachte dat sleutelgebieden van zoveel mogelijk doelsoorten dienen te worden behouden. Gebieden die weinig toevoegen aan dit zuiver ecologische doel vallen buiten de boot.

4.4 Conclusies

Door de uitbreiding van het instrumentarium voor kosteneffectiviteit zijn we nu in staat de prioritering van gebieden in het natuurbeleid, met als doel om zoveel mogelijk soorten te beschermen, te onderbouwen, gegeven beperkingen van kosten.

De uitbreiding van het instrumentarium vergroot het inzicht in de betekenis van gebieden voor het duurzaam behoud van soorten op nationale schaal.

De uitbreiding van het instrumentarium kan keuzes voor gebieden ondersteunen waarin meerdere milieubeleidsmaatregelen nodig zijn en zo op consistente wijze bijdragen aan de afweging tussen kosten en het duurzaam behoud van soorten.

Het instrumentarium bestaat uit verschillende componenten. De onderlinge consistentie van de achterliggende aannames dient gewaarborgd te zijn.

4.5 Enkele aanbevelingen

De toegevoegde waarde van SERES komt met name tot uiting bij vragen op regionaal niveau. SERES kan natuurgebieden prioriteren vanuit kostenoverwegingen, waarbij de te behouden soorten voorop blijven staan. Bij de prioritering kunnen verschillende maatregelen en bijbehorende kosten een rol spelen, bijvoorbeeld de afweging tussen investeren in milieukwaliteit of inzetten op beheer van gebieden. Als er een kaart beschikbaar is, die een visie over de toekomst bevat, kun je met dit instrument ruimtelijke keuzes ondersteunen. Waar neem je wel en waar neem je geen maatregelen? Dit alles wel gegeven de ecologische methode uit LARCH.

In deze studie is terrestrische fauna gebruikt en de voorbeeldresultaten zijn gebaseerd op vogels en vlinders. LARCH is in huidige vorm niet geschikt voor planten. In 2008 en 2009 is gewerkt aan een procedure om ook planten mee te kunnen nemen met LARCH. De resultaten van het instrumentarium zouden aan waarde winnen indien ook planten deel uit zouden maken van de analyses. Andere fauna soorten dan vogels en vlinders kunnen in de analyse worden meegenomen wanneer er gegevens voor de effecten van verdroging en stikstofdepositie op deze soortgroepen zouden zijn vastgelegd. Daarnaast zou ook gedacht kunnen worden aan het analyseren van alleen Europese soorten: soorten die beschermd worden via de Vogel- en Habitatrichtlijnen.

LARCH onderscheidt patches(plekken) en ecologische netwerken van plekken die zo dicht bij elkaar liggen dat uitwisseling tussen de plekken mogelijk is. Plekken kunnen een functie hebben als sleutelgebied of als onderdeel van het netwerk, waaronder plekken die als stapstenen dienen tussen netwerken. LARCH kent een key (sleutelgebied) waarde toe aan plekken maar ook een duurzaamheidswaarde aan netwerken. Met dat laatste wordt nu niets gedaan in de procedure, maar het is mogelijk de procedure zo aan te passen dat ook duurzaamheid van netwerken, en het belang van (kleine) plekken voor de duurzaamheid van netwerken en/of het verbinden van sleutelgebieden, in beschouwing wordt genomen. Dit is alleen mogelijk voor de vogels en vlinders waar ook gegevens bekend zijn over de dispersiecapaciteit. Om na te gaan in hoeverre kleine plekken belangrijk zijn als verbinding in een netwerk zou LARCH uitgebreid moeten worden met modellen die gebaseerd zijn op de grafentheorie.

In principe biedt de opgezette methode ook de mogelijkheid andere beleidskeuzes te ondersteunen. Vragen die in aanmerking zouden komen zijn bijvoorbeeld: “welke milieumaatregelen zijn het meest kosteneffectief?”, “welke locatie van natuur binnen Nederland (dus buiten of anders ingevuld dan in de EHS) is het meest kosteneffectief?” Dit zou in een volgende fase van het onderzoek kunnen worden opgepakt. Dit betekent overigens wel dat de beleidskeuzes op kaart gezet moeten zijn, en dat ook de andere onderdelen van het Kosteneffectiviteitsinstrumentarium (LARCH, KE-database) hun werk moeten uitvoeren.

De onderlinge consistentie van de achterliggende aannames binnen verschillende onderdelen van het instrumentarium dient gewaarborgd te zijn en daarbij zijn stappen nuttig om de kwaliteit van het instrumentarium te borgen.

Literatuur

- Ando, A., Camm, J., Polasky, S. en Solow, A., (1998). Species distribution, land values, and efficient conservation. *Science* 279, 2126–2128.
- Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoozeveer, S.R.J. Jansen en P.J. van der Reest, (1995). Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Rapport IKC Natuurbeheer nr. 11. IKC Natuurbeheer, Wageningen.
- Bal, D., H. M. Beije, M. Fellingner, R. Haveman, A. J. F. M. Van Opstal, en F. J. Van Zadelhoff, (2001). Handboek Natuurdoeltypen. Expertisecentrum LNV. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Wageningen.
- Bink, F.A. (1992) Ecologische Atlas van de Dagvlinders van Noordwest-Europa. Schuyt & Co, Haarlem.
- Bommel, K.H.M. van, J.A. Boone, K. Oltmer en M.N. van Wijk, (2004). Natuurkosten; Deel 1. Definities en de berekeningsmethodiek vanuit bedrijfseconomisch perspectief. Den Haag, LEI, Rapport 3.04.11.
- Church, R. en Reville, C., (1974). The maximal covering location problem. *Papers of the Regional Science Association* 32, 101–118.
- Church, R., Stoms, D. en Davis, F., (1996). Reserve site selection as a maximal coverage location problem. *Biological Conservation* 76, 105–112.
- Cocks, K. en Baird, I., (1989). Using mathematical programming to address the multiple reserve site selection problem: an example from the Eyre Peninsula, South Australia. *Biological Conservation* 49, 113–130.
- Costello, C. en S. Polasky, (2004). Dynamic reserve site selection. *Resource and Energy Economics* 26, 157–174
- Csuti, B., S. Polasky, P. H. Williams, C. R. U. Pressey, J.D. Camm, M. Kershaw, A. Ross Kiestler, B. Downs, R. Hamilton, M. Huso & K. Sahr, 1997. Comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon *Biological Conservation* 80, 83-97
- Eijgenraam, C.J.J., C.C. Koopmans, P.J.G. Tang en A.C.P. Verster, (2000). Evaluatie van infrastructuurprojecten, leidraad voor kosten-batenanalyse, Centraal Planbureau, Den Haag
- Folkert, R.J.M. (ed.), (2005). Consequences for the Netherlands of the EU thematic strategy on air pollution. Publicatienummer 500034002, Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven.
- Foppen, R., J. Graveland, M. de Jong en A. Beintema, (1998). Naar levensvatbare populaties moerasvogels. IBN-rapport 393, IBN-DLO, Wageningen.
- Groeneveld, R., (2005). Economic considerations in the optimal size and number of reserve sites. *Ecological Economics* 52, 219– 228
- Groeneveld, R.A. en D.P. Rudrum, (2008). Habitat Allocation to Maximize Biodiversity, A technical description of the HAMBO model. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu. Werkdocument 116.
- Haight, R.G. en Travis, L.E., (2008). Reserve design to maximize species persistence. *Environmental Modeling & Assessment*. 13: 243-253.
- Jiang Y, Swallow S.K. en Paton P.W.C., (2007). Designing a spatially explicit nature reserve network based on ecological functions: an integer programming approach. *Biological Conservation*, 140, 236–249.

- Jongeneel, R. en J. Vader (eds), (2006). De effecten van natuurprojecten op de economie: financiële en economische analyse van kosten en baten, Wageningen UR
- Juutinen, A. en M. Mönkkönen, (2007). Alternative targets and economic efficiency of selecting protected areas for biodiversity conservation in boreal forest. *Environ Resource Economics* 37:713–732
- Kalkhoven, J. en R. Reijnen, (2001). Arealindicaties natuurdoeltype. Alterra, Wageningen.
- Kiester, A., Scott, J., Csuti, B., Noss, R., Butterfield, B., Sahr, K. en White, D., (1996). Conservation prioritization using GAP data. *Conservation Biology* 10 (5), 1332–1342.
- Koeijer, T.J. de, K.H.M. van Bommel, M.L.P. van Esbroek, R.A. Groeneveld, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen en M.N. van Wijk, (2006). Methodiekontwikkeling kosteneffectiviteit van het natuurbeleid; de realisatie van het natuurdoel 'Natte heide'. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOT-rapport 20. 70 blz.
- Koeijer, T.J. de, K.H.M. van Bommel, J. Clement, R.A. Groeneveld, J.J. de Jong, K. Oltmer, M.J.S.M. Reijnen en M.N. van Wijk, (2008). Kosteneffectiviteit terrestrische Ecologische Hoofdstructuur; Een eerste verkenning van mogelijke toepassingen. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOT-rapport 73. 86 blz.
- Kremen, C., A. Cameron, A. Moilanen, S. J. Phillips, C. D. Thomas, H. Beentje, J. Dransfield, B. L. Fisher, F. Glaw, T. C. Good, G. J. Harper, R. J. Hijmans, D. C. Lees, E. Louis Jr., R. A. Nussbaum, C. J. Raxworthy, A. Razafimpahanana, G. E. Schatz, M. Vences, D. R. Vieites, P. C. Wright en M. L. Zjhra, (2008). Aligning Conservation Priorities Across Taxa in Madagascar with High-Resolution Planning Tools, *Science* 320, 222-226
- 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 en J. Latour, (2004). Kosteneffectiviteit natuurbeleid: methodiekontwikkeling. Tussenrapportage 2004. Wageningen, Natuurplanbureau – vestiging Wageningen, Planbureau rapporten 23. 103 blz. 22. fig.; 11 tab.; 45 ref.; 6 bijl.
- 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.
- Opdam, P.F.M., (2002). Natuurbeleid, Biodiversiteit en de EHS: doen we het wel goed? Werkdocument 2002/04, Milieu- en Natuurplanbureau-RIVM/Alterra, Bilthoven/Wageningen.
- Opdam, P., Verboom, J. en Pouwels, R., (2003). Landscape cohesion: An index for the conservation potential of landscapes for biodiversity. *Landscape Ecology*, 18 (2), pp. 113-126.
- Polasky, S., Camm, J. en Garber-Yonts, B., (2001). Selecting biological reserves cost effectively. *Land Economics* 77 (1), 68–78.
- Polasky, S. E. Nelson, J. Camm, B. Csuti, P. Fackler, E. Lonsdorf, C. Montgomery, D. White, J. Arthur, B. Garber-Yonts, R. Haight, J. Kagan, A. Starfield, C. Tobalske (2008), Where to put things? Spatial land management to sustain biodiversity and economic returns *B i o l o g i c a l c o n s e r v a t i o n* 1 4 1, 1 5 0 5 –1 5 2 4
- Pouwels, R., R. Jochem, M. J. S. M. Reijnen, S. R. Hensen and J. G. M. van der Grefte (2002.) LARCH voor ruimtelijk ecologische beoordelingen van landschappen. Alterra-rapport 492, Wageningen: Alterra.
- Pouwels, R., M.J.S.M. Reijnen, M.H.C. van Adrichem en H. Kuipers, (2007). Ruimtelijke condities voor VHR-soorten. WOT-werkdocument 57. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen.

- Pouwels, R., J.G.M. van der Gref, M.H.C. van Adrichem, H. Kuipers, R. Jochem en M.J.S.M. Reijnen, (2008). LARCH Status A. WOT-werkdocument 107. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen.
- Pouwels, R., R. Reijnen, M. Wallis de Vries, A. van Kleunen, H. Kuipers en J. van der Gref, (2009). Water-, milieu en ruimtecondities fauna: implementatie in LARCH. WOT-rapport 98. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen
- Pressey, R., Possingham, H., en Day, J., (1997). Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying minimum requirements for conservation reserves. *Biological Conservation* 80, 207–219.
- Reijnen M.J.S.M., H. Kuipers en R. Pouwels, (2006). Optimalisatie samenhang Ecologische Hoofdstructuur. Alterra-rapport 1296. Alterra, Wageningen.
- Reijnen, M. J. S. M., R. Pouwels and H. Kuipers. 2007. Optimalisatie samenhang Ecologische Hoofdstructuur: Ruimtecondities voor duurzaam behoud biodiversiteit diersoorten. Alterra rapport 1296 Wageningen: Alterra.
- Sabbadin, R., D. Spring en C-E Rabier, (2007). Dynamic reserve site selection under contagion risk of deforestation. *Ecological Modelling* 201 : 75–81
- Saetersdal, M., Line, J., en Birks, H., (1993). How to maximize biological diversity in nature reserve selection: vascular plants and breeding birds in deciduous woodlands, Western Norway. *Biological Conservation* 66, 131–138.
- Schaffer, M.L. (1987). Minimum Viable Populations: coping with uncertainty. In: M.E. Soulé (ed.). *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. p. 69-83.
- Schotman. A.G.M., 2002. Onderbouwing en uitbreiding van het kennissysteem LARCH, dispersievermogen, locale populatie afstand en duurzaamheid van locale populaties. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 213
- 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.
- Slangen, L.H.G., R.A. Jongeneel, H. Stolwijk en A.J. Oskam, (2004). Kosten van grond bij gebruik voor alternatieve toepassingen; Het omzetten van landbouwgronden in natuur. *Tijdschrift voor Sociaal Wetenschappelijk Onderzoek van de Landbouw (TSL)*, Vol.19, nr.4: 224 – 227
- Snyder, S., Tyrell, L. en Haight, R., (1999). An optimization approach to selecting research natural areas in national forests. *Forest Science* 45 (3), 458–469.
- Soulé, M. (1987). *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Stralberg, D., D. L. Applegate, S.J. Phillips, M. P. Herzog, N. Nur and N. Warnock, (2009). Optimizing wetland restoration and management for avian communities using a mixed integer programming approach. *Biological Conservation* 142 : 94 –109
- Teeffelen, A.J.A. van, (2007). Where and how to conserve: Extending the scope of spatial reserve network design. PhD-thesis. University of Helsinki, Department of Biological and Environmental Sciences. ISBN: 978-952-10-3955-3
- Van Dijk, A.J. 2004. Handleiding Broedvogelmonitoring project (broedvogelinventarisatie in proefvlakken) SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen
- Verboom, J., R. Foppen, J.P. Chardon, P.F.M. Opdam en P.C. Luttikhuis, (2001). Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds. *Biological Conservation*. Vol 100 (1). pp. 89-100.
- Vos, C.C., Verboom, J., Opdam, P.F.M. en Ter Braak, C.J.F, (2001). Toward ecologically scaled landscape indices. *American Naturalist*, 157 (1), pp. 24-41.

Bijlage 1 Verklarende woordenlijst

Begrip	Omschrijving
Afschrijving	De waarde (van een goed) wordt volgens een vooraf vastgesteld schema verspreid over de waarschijnlijke economische levensduur (van het goed).
Afschrijvingskosten	De waardevermindering van machines, gebouwen, vervoermiddelen, software en andere duurzame productiemiddelen door normale technische slijtage en economische veroudering
Beheerkosten	Kosten voor het beheer van natuurterreinen
Boekwaarde	Waarde waarvoor eigendommen in de boeken van een onderneming vermeld staan.
Cluster	Groep natuurgebieden die een populatie van een soort kunnen bevatten
Doelsoort	Een doelsoort (de mate van voorkomen) is een indicator voor de natuurkwaliteit in de natuurdoeltypen. 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.
Directe kosten	Kosten gemaakt door rechtstreeks bij natuurbeheer betrokken actoren/partijen.
Duurzame populatie	Een populatie van een soort wordt aangenomen duurzaam te zijn wanneer de kans op uitsterven van die populatie kleiner is dan 5% in 100 jaar.
Duurzaam voortbestaan van een soort	Een soort waarvoor het aantal sleutelgebieden (in dit rapport: binnen de EHS) gelijk is aan, of groter is dan, het vastgestelde aantal sleutelgebieden dat nodig is om een dergelijke soort duurzaam te behouden.
Economische levensduur	De tijdsperiode dat een product of een productiemiddel productief ingezet kan worden.
EHS	Ecologische Hoofdstructuur; een nationaal netwerk van natuurgebieden en verbindingzones voor het behoud van biodiversiteit in Nederland.
GAMS	General Algebraic Modeling System, programmeersysteem (taal) speciaal voor het modelleren van lineaire, niet lineaire of 'mixed integer' optimalisatievraagstukken.
Indirecte kosten	Kosten die het gevolg zijn van doorwerking naar niet rechtstreeks bij natuurbeheer betrokken partijen, zoals recreatiebedrijven
Inrichtingskosten	Kosten voor het inrichten van natuurterreinen
Investeringskosten	Kosten voor investeringen
Jaarkosten	Kosten toegerekend aan een jaar, waarin ze tot een economische last leiden.
KE database	Database met kosten van diverse maatregelen nodig om de duurzame instandhouding van een natuurdoel te realiseren.
Keyclus	Een uniek cluster binnen de set van clusters: er is geen ander cluster met dezelfde configuratie.
Kosten	Bouma (1988): de waarde van de inputs die in een transformatieproces nodig zijn voor de verkrijging van de outputs. Kosten ontstaan door uitgaven (aan natuur) aan een bepaalde periode toe te rekenen (door middel van afschrijving en dergelijke) en door 'opportunity costs' in rekening te

Begrip	Omschrijving
	brengen.
Kosteneffectiviteit	Het maximaliseren van de gewenste effecten voor een bepaald budget, of het minimaliseren van de kosten voor een bepaalde effectiviteitsdoelstelling.
Kritische depositiewaarde	De hoeveelheid stikstofdepositie die een ecosysteem nog kan verdragen zonder schade te ondervinden
LARCH	Landscape ecological Analysis and Rules for the Configuration of Habitat
Lasten	Netto kosten + overdrachten om niet van overheden (belastingen minus subsidies), particulieren (giften, donateurs/leden) en bedrijven (sponsoring, giften).
Lokale Fusieafstand	Soortspecifieke maat voor de afstand die een individu van die soort op dagelijkse basis overbrugt.
Natuurdoel	Geeft aan welke natuur wordt nagestreefd in het natuurbeleid. Een natuurdoel bevat één of meerdere natuurdoeltypen.
Natuurdoeltype	Een natuurdoeltype is een in het natuurbeleid nagestreefd type ecosysteem dat een bepaalde biodiversiteit en een bepaalde mate van natuurlijkheid als kwaliteitskenmerken heeft.
Milieucondities	In dit rapport worden onder milieucondities de mate van vermessing verstaan
Opportunity costs	Gemiste baten door het aanwenden van financiële middelen of productiefactoren voor de realisatie van het doel (in dit geval het natuurbeleid). Deze middelen of productiefactoren kunnen niet ingezet worden voor de realisatie van andere doelen.
Reële kosten	Kosten gecorrigeerd voor de inflatie, op een prijsniveau van één specifiek jaar
Rente	Vergoeding voor het uitlenen van geld (vermogen); de prijs van geld
SERES	SElection of Reserve Sites
Sleutelgebiednorm oppervlaktebehoefte	De minimaal benodigde oppervlakte aan optimaal habitat om een duurzame populatie van een bepaalde soort te herbergen. Dit begrip is gelijk aan het begrip "Key" uit Verboom <i>et al.</i> (2001). Sleutelgebiednormen zijn soortspecifiek.
Sleutelgebied	Een gebied dat aan de sleutelgebiednorm voor een bepaalde soort voldoet.
Sleutelwaarde / Keywaarde	Grootte van de potentiële populatie
Verwervingskosten / Aankoopkosten	Kosten voor de aankoop van natuurgebieden
Vermogenskosten	Kosten die zich voordoen omdat vermogen op een andere manier aangewend had kunnen worden
Watercondities	De mate van verdroging verstaan

Bijlage 2 Habitat parameters and Spatial parameters

Bron: gedocumenteerd door Pouwels et al. (2009).

For this study the input map was based on the spatial distribution of the planned 'natuurdoeltypen' (Ndt) in the Netherlands (Tweede Kamer, december 2003; Bal *et al.*, 2001). This input map was converted to the typology used by Bal *et al.* (1995). The method for this conversion is described in chapter 2 in Reijnen *et al.* (2007). The application used one components of LARCH; ClustDist 4.5.0.0. The assigning of habitat patches, the evaluation of key patches and the evaluation of the viability on a national scale have been done with an Access database. The queries used in this database are described in Reijnen *et al.* (2007).

Habitat parameters

For each species the suitability of the Ndt's is determined in 5 steps.

1. For each target species Bal *et al.* (2001) determined the importance of a specific Ndt as habitat for the species. They used two classes 'high importance' and 'low importance'. In this study we only used 406 (in the Netherlands reproducing) fauna target species and the Ndt's that had the classification 'high importance' were considered as optimal habitat (suitability = 1.0) and Ndt's that had the classification 'low importance' were considered as suboptimal habitat (suitability = 0.5).
2. In the map multifunctional-nature is distinguished from other nature types. The suitability of habitats in multifunctional-nature is multiplied by 0.5, so suitability is 0.5 or 0.25 depending on the importance of the Ndt. For a few species habitats in multifunctional grasslands or multifunctional forests are as suitable as habitats in other nature types. For these species the suitability will not be multiplied by 0.5 (Table B2.1).

Table B2.1 Exceptions for which species and Ndt combination multifunctional nature is as suitable as other nature types.

species name	Ndt-code	importance	suitability
Ortolan Bunting	3.51	high	1
Ortolan Bunting	3.52	high	1
Ortolan Bunting	3.50	low	0.5
Ortolan Bunting	3.56	low	0.5
Ortolan Bunting	3.38	high	1
Ortolan Bunting	3.33	low	0.5
Pine Marten	3.65	high	1
Pine Marten	3.64	low	0.5
Pine Marten	3.67	low	0.5
Pine Marten	3.68	low	0.5
Pine Marten	3.69	low	0.5
Badger	3.52	high	1
Badger	3.53	high	1
Badger	3.56	high	1
Badger	3.65	high	1
Badger	3.58	low	0.5
Badger	3.60	low	0.5
Badger	3.64	low	0.5
Badger	3.68	low	0.5
Black-tailed Godwit	3.32	high	1
Black-tailed Godwit	3.38	high	1
Black-tailed Godwit	3.39	high	1
Black-tailed Godwit	3.30	low	0.5
Black-tailed Godwit	3.31	low	0.5
Goshawk	3.64	high	1
Goshawk	3.65	high	1
Goshawk	3.60	low	0.5
Goshawk	3.61	low	0.5
Goshawk	3.62	low	0.5
Goshawk	3.66	low	0.5
Goshawk	3.67	low	0.5
Goshawk	3.68	low	0.5
Goshawk	3.69	low	0.5

Table B2.2 Suitability of Ndt's for Common Buzzard, Grayling, Small Red Damselfly and Sand Lizard. Suitability of multifunctional Ndt's are always half of the suitability of the 'natural' Ndt for these species.

ndt	Common Buzzard	Grayling	Small Red Damselfly	Sand Lizard
az-3.7	1.00			
az-3.7 (multifunctional)	0.50			
az-3.8	0.75			
az-3.8 (multifunctional)	0.38			
du-3.10				0.50
du-3.10 (multifunctional)				0.25
du-3.11	0.33			
du-3.12	1.00			
du-3.12 (multifunctional)	0.50			
du-3.13	1.00			
du-3.13 (multifunctional)	0.50			
du-3.14	0.88			
du-3.14 (multifunctional)	0.44			
du-3.16	0.50			
du-3.7		0.73		0.95
du-3.8		0.50		1.00
hl-3.10	0.75			
hl-3.10 (multifunctional)	0.38			
hl-3.11	0.50			
hl-3.11 (multifunctional)	0.25			
hl-3.12	0.25			
hl-3.5		0.45		
hl-3.9	0.25			
hz-3.1			0.05	
hz-3.1 (multifunctional)			0.03	
hz-3.10		0.23	0.50	
hz-3.12	0.33			
hz-3.12 (multifunctional)	0.17			
hz-3.13	1.00			
hz-3.13 (multifunctional)	0.50			
hz-3.14	0.75			
hz-3.15	0.50			
hz-3.15 (multifunctional)	0.25			
hz-3.16	0.50			
hz-3.16 (multifunctional)	0.25			
hz-3.17	0.33			
hz-3.18	1.00			
hz-3.18 (multifunctional)	0.50			
hz-3.19	1.00			
hz-3.4			1.00	
hz-3.4 (multifunctional)			0.50	
hz-3.5		1.00		
hz-3.8		0.50		
hz-3.9		1.00		1.00
lv-3.10	1.00			
lv-3.10 (multifunctional)	0.50			
lv-3.8	0.25			
lv-3.8 (multifunctional)	0.13			
lv-3.9	1.00			
lv-3.9 (multifunctional)	0.50			
ri-3.10	0.83			
ri-3.10 (multifunctional)	0.42			
ri-3.11	0.40			
ri-3.12	0.50			
ri-3.12 (multifunctional)	0.25			
ri-3.8	0.25			
ri-3.8 (multifunctional)	0.13			
ri-3.9	0.75			
zk-3.10	0.75			
zk-3.11	1.00			
zk-3.11 (multifunctional)	0.50			
zk-3.12	0.50			
zk-3.13	0.50			
zk-3.13 (multifunctional)	0.25			
zk-3.9	0.25			
zk-3.9 (multifunctional)	0.13			

3. Because the suitability of the Ndt's for a species is based on the typology from 2001 and the map uses the typology from 1995 a conversion table between both typologies has been made. This conversion table is based on information from Bal *et al.* (1995, 2001). The conversion table is described in Appendix 1 from Reijnen *et al.* (2007).
4. The typology from 1995 distinguishes Ndt's in several regions (FGR's). Because of the conversion some Ndt's might become suitable as habitat in one of the regions, while the species doesn't occur there. For most species this is corrected by species experts (Reijnen *et al.*, 2006).
5. When the suitability of a Ndt for a species is less than 0.1, the suitability is set to 0.

In Table B2.2 the parameters for Common Buzzard, Grayling, Small Red Damselfly and Sand Lizard are given as an example of the habitat parameters.

Spatial parameters

In the application two spatial parameters were used; *Local population Distance* (m) and *Key Patch* (ha) (Chapter 3.3). For 406 species both parameters were determined using the ecoprofile approach with available data. For *Key Patch*, species data was used from Bal *et al.* (2001). For 30 bird species and one mammal the values for *Key Patch* were changed during calibration (Table B2.3). For eleven species the area requirements increased and for 20 species the area requirements decreased.

Table B2.3 New values for Key Patch after calibration of LARCH.

Species name	Key Patch (ha) old	Key Patch (ha) new
Lesser Black-backed Gull (spp. Graellsii)	5	500
Lesser Black-backed Gull (spp. intermedius)	5	500
Common Tern	50	300
Mediterranean Gull	50	300
Little Tern	100	300
Blacknecked grebe	100	300
Sandwich Tern	100	5
Arctic tern	100	50
Sand martin	100	50
Common Buzzard	300	750
Curlew	300	750
Red-backed Shrike	300	750
Spoonbill	300	500
Bittern	750	300
Black Woodpecker	750	1500
Common hamster	750	300
Corncrake	750	300
Kwartelkoning	750	300
Night Heron	750	500
Purple Heron	750	500
Garganey	1500	750
Avocet	3000	300
Black Grouse	3000	750
Goldfinch	3000	750
Kingfisher	3000	1500
Little Egret	3000	500
Nightjar	3000	1500
Ortolan Bunting	3000	1500
Whinchat	3000	1500
Great Egret	10000	500
Hoopoe	25000	10000

For *Local population Distance* data was used if available. For butterflies data from Bink *et al.* (1992) was used. For birds data from SOVON was used (Van Dijk 2004). Based on research for the Nuthatch (Schotman, 2002) data from SOVON was divided by 3. For colony birds and birds that forage outside their breeding habitats data from SOVON was multiplied by 5/6. For all other

species the *Local population Distance* was determined based on species groups. For some mammals data was available to classify at the species level instead of the species group level. This resulted in the following classes (m):

- 0 all water bound species, slugs and ants
- 20 grasshoppers, crickets, amphibians
- 50 small mammals (mice and voles), reptiles, moths, small dragonflies
- 100 large dragonflies, large beetles, Squirrel
- 200 Common hamster
- 500 bats, Pine Marten, Beaver and Otter
- 1000 Badger

All 406 species were classified over 47 cells in a matrix (Figure B2.1).

		Local population Distance (m)																	
		0	20	50	67	100	167	200	208	333	417	500	667	833	1000	1042	2083		
Key Patch (ha)	5	177	20	35		20												1	
	50	6	11	23	2	6												3	
	300		1	2	5	13	6	1			5							6	
	500										4							1	
	750				2	4	6				2	6	10		2			1	
	1500				1	2		1						1					
	3000								3		1	3	1		1				
	10000								2			1	1	3		1	1		
	25000																		1

Figure B2.1 Matrix of spatial parameters. 406 species were classified over 47 cells.

Bijlage 3 Detailresultaten SERES

We geven in deze bijlage gedetailleerde tabellen afkomstig uit de SERES analyses. Het gaat om de resultaten van drie varianten

- A. Vogels en Vlinders Optimale milieuecondities- totaal
- B. Vogels en Vlinders Suboptimale milieuecondities
- C. Vogels en Vlinders, Optimale milieuecondities, alleen de soorten die sleutelplekken hebben onder suboptimale milieuecondities

Per variant laten we de resultaten van de analyse van de beschikbare sleutelgebieden zien, gevolgd door uitkomsten van de ruimtelijk economische optimalisatie en de verdeling van de uitkomsten over Natuurtypen.

A. Vogels en vlinders optimale milieuecondities

Analyse sleutelgebieden

De analyse van de beschikbare sleutelgebieden levert het volgende beeld op:

Soorten zonder sleutelgebieden binnen de EHS

Soort	Benodigde sleutelgebieden
Roodkopklauwier	20.00
Ortolaan	20.00
Blauwe kiekendief	20.00
Duinpieper	20.00
Grauwe gors	20.00
Steenuil	20.00
Griël	20.00
Grauwe kiekendief	20.00

Soorten met onvoldoende sleutelgebieden binnen de EHS

Soort	aantal populaties	aantal sleutelgebieden	sleutelgebiednorm
Geoorde fuut	1.00	1.00	20.00
Dwergstern	10.00	15.00	20.00
Zwartkopmeeuw	17.00	19.00	20.00
Blauwborst	7.00	15.00	20.00
Snor	4.00	7.00	20.00
Sprinkhaanzanger	12.00	17.00	20.00
Europese kanarie	4.00	4.00	20.00
Grote karekiet	4.00	5.00	20.00
Porseleinhoen	10.00	12.00	20.00
Dodaars	13.00	15.00	20.00
Kuifleeuwerik	5.00	6.00	20.00
Baardman	5.00	6.00	20.00
Kwartelkoning	11.00	12.00	20.00
Krooneend	8.00	12.00	20.00
Roerdomp	7.00	9.00	20.00
Purperreiger	5.00	5.00	20.00
Grote zilverreiger	10.00	15.00	20.00
Zwarte stern	6.00	9.00	20.00
Kemphaan	7.00	7.00	20.00
Brandgans	7.00	7.00	20.00
Putter	10.00	14.00	20.00
Grauwe klauwier	16.00	19.00	20.00
Grote gele kwikstaart	1.00	1.00	20.00
Patrijs	11.00	11.00	20.00
Woudaap	3.00	3.00	20.00
Watersnip	17.00	19.00	20.00
Paapje	5.00	5.00	20.00
IJsvogel	6.00	8.00	20.00

Pijlstaart	1.00	1.00	20.00
Velduil	2.00	2.00	20.00
Hop	2.00	3.00	20.00
Rode wouw	4.00	5.00	20.00
Draaihals	1.00	2.00	20.00
Klapekster	1.00	1.00	20.00
Raaf	4.00	6.00	20.00
Veenbesparelmoervlinder	30.00	54.00	80.00
Dwergblauwtje	40.00	68.00	80.00
Dwergdikkopje	40.00	68.00	80.00
Iepenpage	8.00	10.00	80.00
Moerasparelmoervlinder	30.00	35.00	80.00
Kleine heivlinder	34.00	70.00	80.00
Duinparelmoervlinder	22.00	55.00	80.00
Kalkgraslanddikkopje	40.00	68.00	80.00
Grote ijsvogelvlinder	9.00	12.00	80.00
Kleine ijsvogelvlinder	54.00	73.00	80.00
Rode vuurvlinder	41.00	59.00	80.00
Sleedoornpage	12.00	13.00	80.00
Zilvervlek	11.00	12.00	80.00
Grote weerschijnvlinder	30.00	42.00	80.00
Grote vuurvlinder	32.00	40.00	80.00
Groot geaderd witje	10.00	14.00	80.00
Koninginnenpage	10.00	11.00	80.00
Grote vos	1.00	1.00	80.00
Rouwmantel	16.00	30.00	80.00

Soorten met precies voldoende sleutelgebieden

<i>Soort</i>	<i>Nodig</i>		<i>Beschikbaar</i>		<i>sleutelgebiednorm</i>
	<i>Populaties gebieden</i>		<i>populaties gebieden</i>		
Lepelaar	14.00	20.00	14.00	20.00	20.00

Soorten die beschermd worden doordat ze het zelfde sleutelgebied hebben als Niet duurzame soorten.

<i>Soort</i>	<i>Nodig</i>		<i>Beschikbaar</i>		<i>sleutelgebiednorm</i>
	<i>Populaties gebieden</i>		<i>populaties gebieden</i>		
Grote stern	21.00	359.00	50.00	442.00	20.00
Grutto	117.00	540.00	349.00	987.00	20.00
Grasmus	106.00	337.00	135.00	368.00	20.00
Rietzanger	79.00	145.00	95.00	165.00	20.00
Boomklever	217.00	916.00	268.00	989.00	20.00
Noordse stern	20.00	120.00	28.00	131.00	20.00
Oeverzwaluw	30.00	86.00	76.00	146.00	20.00
Visdief	51.00	89.00	60.00	98.00	20.00
Bruine kiekendief	18.00	28.00	18.00	28.00	20.00
Scholekster	52.00	107.00	79.00	134.00	20.00
Tureluur	37.00	63.00	50.00	76.00	20.00
Eider	17.00	45.00	17.00	45.00	20.00
Bonte vliegenvanger	66.00	200.00	72.00	207.00	20.00
Vuurgoudhaan	41.00	106.00	45.00	110.00	20.00
Geelgors	86.00	325.00	91.00	331.00	20.00
Glanskop	46.00	121.00	52.00	127.00	20.00
Veldleeuwerik	93.00	161.00	118.00	186.00	20.00
Zanglijster	79.00	196.00	87.00	204.00	20.00
Kneu	15.00	21.00	15.00	21.00	20.00
Midden-Europese goudvink	72.00	260.00	80.00	269.00	20.00
Strandplevier	11.00	22.00	11.00	22.00	20.00
Kluut	10.00	20.00	12.00	22.00	20.00
Eng. kleine mantelmeeuw	17.00	36.00	17.00	36.00	20.00
Kleine mantelmeeuw	17.00	36.00	17.00	36.00	20.00
Kleine zilverreiger	20.00	30.00	20.00	30.00	20.00
Kwak	10.00	29.00	10.00	29.00	20.00
Korhoen	12.00	21.00	12.00	21.00	20.00
Buizerd	27.00	115.00	31.00	119.00	20.00
Wulp	34.00	46.00	35.00	47.00	20.00
Zomertaling	17.00	33.00	20.00	36.00	20.00
Roodborsttapuit	32.00	45.00	32.00	45.00	20.00
Tapuit	17.00	26.00	17.00	26.00	20.00
Boomleeuwerik	18.00	40.00	18.00	40.00	20.00
Kleine barmsijs	18.00	37.00	18.00	37.00	20.00

Groene specht	28.00	102.00	32.00	106.00	20.00
Nachtzwaluw	11.00	24.00	11.00	24.00	20.00
Zwarte specht	20.00	39.00	20.00	39.00	20.00
Torenvalk	12.00	23.00	12.00	23.00	20.00
Havik	15.00	29.00	15.00	29.00	20.00
Wespendief	7.00	34.00	7.00	34.00	20.00
Kommavlinder	71.00	302.00	120.00	358.00	80.00
Donker pimpernelblauwtje	58.00	89.00	90.00	123.00	80.00
Gentiaanblauwtje	324.00	1494.00	686.00	2092.00	80.00
Pimpernelblauwtje	58.00	89.00	90.00	123.00	80.00
Purperstreepparelmoervl.	107.00	307.00	264.00	486.00	80.00
Spiegeldikkopje	206.00	2432.00	742.00	3538.00	80.00
Tijmblauwtje	93.00	223.00	461.00	864.00	80.00
Veenbesblauwtje	95.00	598.00	283.00	873.00	80.00
Veenhooibeestje	162.00	1166.00	509.00	1771.00	80.00
Woudparelmoervlinder	332.00	740.00	463.00	892.00	80.00
Zilverstreephooibeestje	450.00	1083.00	542.00	1201.00	80.00
Bont dikkopje	131.00	261.00	137.00	267.00	80.00
Bruin blauwtje	30.00	156.00	63.00	191.00	80.00
Bosparelmoervlinder	625.00	4607.00	777.00	4976.00	80.00
Geelsprietdikkopje	1129.00	13717.00	1690.00	14958.00	80.00
Heideblauwtje	291.00	2729.00	769.00	3670.00	80.00
Kleine parelmoervlinder	111.00	2681.00	305.00	3149.00	80.00
Tweekleurig hooibeestje	243.00	597.00	765.00	1634.00	80.00
Vals heideblauwtje	297.00	2480.00	755.00	3373.00	80.00
Zilveren maan	256.00	863.00	492.00	1153.00	80.00
Aardbeivlinder	135.00	516.00	202.00	592.00	80.00
Bruine eikenpage	113.00	416.00	132.00	438.00	80.00
Bruine vuurvlinder	166.00	531.00	279.00	681.00	80.00
Grote parelmoervlinder	86.00	251.00	154.00	330.00	80.00
Veldparelmoervlinder	44.00	172.00	117.00	256.00	80.00
Heivlinder	84.00	524.00	174.00	635.00	80.00
Keizersmantel	58.00	82.00	63.00	87.00	80.00

Soorten met wat vrijheidsgraden wat betreft sleutelgebied die meegenomen worden in de optimalisaties. Deels beschermd via de niet duurzame soorten.

<i>Soort</i>	<i>Nodig Populaties gebieden</i>	<i>Beschikbaar populaties gebieden</i>	<i>sleutelgebiednorm</i>
Bruin dikkopje	46.00	60.00	125.00
Klaverblauwtje	32.00	66.00	87.00

Uitkomsten van de ruimtelijk economische optimalisatie

	Oppervlak (km ²)	Kosten (milj €)
Gebieden noodzakelijk voor die soorten, die niet volledig duurzaam kunnen worden behouden	4828.47	333.62
Gebieden zonder potentie soorten duurzaam te behouden	814.55	110.18
Gebieden met potentie voor nog niet duurzaam behouden soorten.	94.79	10.39
Gebieden alleen voor al duurzaam behouden soorten.	2237.70	202.72

Uitkomsten naar Natuurtype

Deze uitkomsten worden gepresenteerd verdeeld in 4 categorieën gebieden

- I Gebieden zonder potentie soorten duurzaam te behouden
- II Gebieden alleen voor al duurzaam behouden soorten
- III Gebieden met potentie voor nog niet duurzaam behouden soorten.
- IV Gebieden noodzakelijk voor die soorten, die niet volledig duurzaam kunnen worden behouden

Weergegeven worden oppervlakte (hectare) en kosten (in 1000 euro) per natuurtype

	I	II	III	IV	
Kwelders en schorren	138.56	1956.44	0.00	10773.88	hectare
	16.90	140.22	0.00	570.72	kEuro
Open duinen	1266.31	3490.56	0.00	33176.88	hectare
	419.49	1181.01	0.00	4143.57	kEuro
Droge heiden	2127.50	17209.44	0.00	33662.13	hectare
	2067.76	10350.33	0.00	10241.62	kEuro
Voedselarme venen en vochtige heiden	6074.19	8103.13	0.00	13675.06	hectare
	12005.79	12548.96	0.00	9345.18	kEuro
Moerassen	3524.38	10474.63	0.00	25336.69	hectare
	8507.72	21367.10	0.00	34463.14	kEuro
Stilstaande wateren	12889.69	10157.25	0.00	27543.44	hectare
	0.00	0.00	0.00	0.00	kEuro
Beken en bronnen	1730.31	2251.81	0.00	6936.69	hectare
	0.00	0.00	0.00	0.00	kEuro
Rivieren	597.19	1674.56	0.00	991.13	hectare
	0.00	0.00	0.00	0.00	kEuro
Landschapselementen	1607.56	318.44	0.00	2885.94	hectare
	0.00	0.00	0.00	0.00	kEuro
Cultuurhistorische bossen	2291.88	4460.06	0.00	993.63	hectare
	3499.22	3514.90	0.00	424.58	kEuro
Multifunctionele bossen	15164.19	16156.56	0.00	117581.50	hectare
	55232.21	23013.11	0.00	175956.00	kEuro
Droge natuurbossen	2090.50	14600.94	0.00	94341.56	hectare
	557.22	2600.10	0.00	10631.11	kEuro
Vochtige natuurbossen	13910.44	15011.06	0.00	43482.63	hectare
	10490.63	10804.33	0.00	15776.94	kEuro
Vogelgraslanden	6235.63	44412.63	238.25	20337.63	hectare
	5086.74	29046.18	252.01	12799.83	kEuro
Voedselrijke graslanden en akkers	8686.31	33538.00	5601.19	17482.88	hectare
	5947.38	23631.44	6041.37	10918.92	kEuro
Droge schraalgraslanden	1046.44	14040.38	3639.63	5003.56	hectare
	1742.13	16801.30	4100.04	5379.40	kEuro
Vochtige schraalgraslanden	2073.50	25914.13	0.00	28642.06	hectare
	4608.37	47720.36	0.00	42972.81	kEuro

B. Vogels en vlinders suboptimale milieu condities

Analyse sleutelgebieden

De analyse van de beschikbare sleutelgebieden levert het volgende beeld op:

Soorten zonder sleutelgebieden binnen de EHS

Soort	Sleutelgebiednorm
Roodkopklauwier	20.00
Paapje	20.00
Ortolaan	20.00
Blauwe kiekendief	20.00
Duinpieper	20.00
Grauwe gors	20.00
Steenuil	20.00
Hop	20.00
Draaihals	20.00
Klapekster	20.00
Griel	20.00
Grauwe kiekendief	20.00
Iepenpage	80.00

Soorten met onvoldoende sleutelgebieden binnen de EHS

Soort	aantal populaties	aantal sleutelgebieden	sleutelgebied norm
Geoorde fuut	1.00	1.00	20.00
Dwergstern	10.00	15.00	20.00
Zwartkopmeeuw	17.00	19.00	20.00
Blauwborst	5.00	9.00	20.00
Snor	3.00	5.00	20.00
Sprinkhaanzanger	6.00	9.00	20.00
Europese kanarie	3.00	3.00	20.00
Grote karekiet	2.00	3.00	20.00
Porseleinhoen	6.00	6.00	20.00
Dodaars	13.00	15.00	20.00
Kuifleeuwerik	5.00	6.00	20.00
Baardman	5.00	5.00	20.00
Kwartelkoning	9.00	10.00	20.00
Krooneend	8.00	10.00	20.00
Roerdomp	5.00	5.00	20.00
Kluut	8.00	18.00	20.00
Purperreiger	3.00	3.00	20.00
Kleine zilverreiger	12.00	15.00	20.00
Grote zilverreiger	7.00	8.00	20.00
Kwak	7.00	13.00	20.00
Zwarte stern	5.00	6.00	20.00
Korhoen	3.00	4.00	20.00
Kemphaan	4.00	4.00	20.00
Zomertaling	10.00	19.00	20.00
Brandgans	7.00	7.00	20.00
Tapuit	7.00	7.00	20.00
Putter	1.00	1.00	20.00
Grauwe klauwier	2.00	2.00	20.00
Grote gele kwikstaart	1.00	1.00	20.00
Patrijs	11.00	11.00	20.00
Woudaap	2.00	2.00	20.00
Watersnip	10.00	10.00	20.00
Nachtzwaluw	5.00	13.00	20.00
IJsvogel	6.00	8.00	20.00
Pijlstaart	1.00	1.00	20.00
Velduil	2.00	2.00	20.00
Wespendief	6.00	19.00	20.00
Rode wouw	4.00	5.00	20.00
Raaf	4.00	6.00	20.00
Veenbesparelmoervlinder	2.00	2.00	80.00
Donker pimperlblauwtje	14.00	20.00	80.00
Dwergblauwtje	20.00	28.00	80.00
Dwergdikkopje	37.00	65.00	80.00
Moerasparelmoervlinder	17.00	21.00	80.00
Pimperlblauwtje	14.00	20.00	80.00

Tijmblauwtje	20.00	23.00	80.00
Zilverstreephooibeestje	3.00	3.00	80.00
Bont dikkopje	15.00	32.00	80.00
Bruin blauwtje	17.00	31.00	80.00
Kleine heivlinder	3.00	4.00	80.00
Duinparelmoervlinder	17.00	32.00	80.00
Kalkgraslanddikkopje	20.00	28.00	80.00
Grote ijsvogelvlinder	9.00	12.00	80.00
Bruin dikkopje	17.00	19.00	80.00
Grote parelmoervlinder	21.00	46.00	80.00
Kleine ijsvogelvlinder	6.00	6.00	80.00
Rode vuurvlinder	6.00	9.00	80.00
Sleedoornpage	12.00	13.00	80.00
Veldparelmoervlinder	13.00	15.00	80.00
Zilvervlek	5.00	6.00	80.00
Grote weerschijnvlinder	8.00	10.00	80.00
Grote vuurvlinder	22.00	29.00	80.00
Klaverblauwtje	37.00	65.00	80.00
Keizersmantel	29.00	43.00	80.00
Groot geaderd witje	10.00	14.00	80.00
Koninginnenpage	4.00	5.00	80.00
Grote vos	1.00	1.00	80.00
Rouwmantel	4.00	8.00	80.00

Soorten met precies voldoende sleutelgebieden

Soort	Nodig		Beschikbaar		sleutelgebiednorm
	Populaties gebieden		populaties gebieden		
Lepelaar	14.00	20.00	14.00	20.00	20.00

Soorten die beschermd worden doordat ze het zelfde sleutelgebied hebben als Niet duurzame soorten.

Soort	Nodig		Beschikbaar		sleutelgebiednorm
	Populaties gebieden		populaties gebieden		
Grote stern	21.00	359.00	50.00	442.00	20.00
Grutto	69.00	260.00	159.00	427.00	20.00
Grasmus	58.00	142.00	77.00	165.00	20.00
Rietzanger	48.00	76.00	55.00	84.00	20.00
Boomklever	210.00	888.00	267.00	990.00	20.00
Noordse stern	19.00	118.00	28.00	131.00	20.00
Oeverwaluw	24.00	74.00	76.00	146.00	20.00
Visdief	51.00	88.00	60.00	98.00	20.00
Bruine kiekendief	15.00	21.00	15.00	21.00	20.00
Scholekster	42.00	67.00	54.00	79.00	20.00
Tureluur	20.00	34.00	25.00	39.00	20.00
Eider	15.00	31.00	16.00	32.00	20.00
Bonte vliegenvanger	64.00	195.00	72.00	207.00	20.00
Vuurgoudhaan	39.00	104.00	45.00	110.00	20.00
Geelgors	71.00	282.00	79.00	297.00	20.00
Glanskop	42.00	115.00	52.00	127.00	20.00
Veldleeuwerik	46.00	75.00	70.00	99.00	20.00
Zanglijster	38.00	87.00	42.00	91.00	20.00
Midden-Europese goudvink	70.00	254.00	80.00	269.00	20.00
Strandplevier	11.00	22.00	11.00	22.00	20.00
Engelse kleine mantelmeeuw	16.00	35.00	17.00	36.00	20.00
Kleine mantelmeeuw	15.00	24.00	16.00	25.00	20.00
Buizerd	23.00	111.00	31.00	119.00	20.00
Wulp	18.00	23.00	18.00	23.00	20.00
Roodborsttapuit	16.00	23.00	16.00	23.00	20.00
Boomleeuwerik	15.00	37.00	15.00	37.00	20.00
Kleine barmstijns	17.00	36.00	18.00	37.00	20.00
Groene specht	25.00	99.00	32.00	106.00	20.00
Zwarte specht	18.00	37.00	20.00	39.00	20.00
Torenvalk	12.00	23.00	12.00	23.00	20.00
Havik	15.00	29.00	15.00	29.00	20.00
Kommavlinder	40.00	85.00	45.00	94.00	80.00
Gentiaanblauwtje	71.00	283.00	101.00	321.00	80.00
Purperstreepparelmoervlinder	47.00	110.00	121.00	221.00	80.00
Spiegeldikkopje	29.00	388.00	92.00	495.00	80.00
Veenbesblauwtje	22.00	113.00	56.00	154.00	80.00

Veenhooibeestje	12.00	116.00	16.00	123.00	80.00
Woudparelmoervlinder	64.00	122.00	83.00	142.00	80.00
Bosparelmoervlinder	65.00	123.00	90.00	172.00	80.00
Geelsprietdikkopje	513.00	1565.00	793.00	2030.00	80.00
Heideblauwtje	94.00	524.00	171.00	654.00	80.00
Kleine parelmoervlinder	72.00	728.00	150.00	877.00	80.00
Vals heideblauwtje	83.00	443.00	138.00	547.00	80.00
Zilveren maan	169.00	409.00	209.00	473.00	80.00
Aardbeivlinder	68.00	187.00	85.00	207.00	80.00
Bruine eikenpage	28.00	81.00	37.00	94.00	80.00
Bruine vuurvlinder	79.00	182.00	120.00	229.00	80.00
Heivlinder	46.00	144.00	52.00	154.00	80.00

Soorten met wat vrijheidsgraden wat betreft sleutelgebied die meegenomen worden in de optimalisaties. Deels beschermd via de niet duurzame soorten.

<i>Soort</i>	<i>Nodig Populaties gebieden</i>	<i>Beschikbaar populaties gebieden</i>	<i>sleutelgebiednorm</i>		
Kneu	13.00	19.00	15.00	21.00	20.00
Tweekleurig hooibeestje	49.00	73.00	102.00	135.00	80.00

Uitkomsten van de ruimtelijk economische optimalisatie

	Oppervlak (km ²)	Kosten (milj Euro)
Gebieden noodzakelijk voor die soorten, die niet volledig duurzaam kunnen worden behouden	4545.21	73.75
Gebieden zonder potentie soorten duurzaam te behouden	1416.06	47.19
Gebieden met potentie voor nog niet duurzaam behouden soorten.	26.65	0.31
Gebieden alleen voor al duurzaam behouden soorten.	1987.60	41.30

Uitkomsten naar Natuurtype

Deze uitkomsten worden gepresenteerd verdeeld in 4 categorieën gebieden

- I Gebieden zonder potentie soorten duurzaam te behouden
- II Gebieden alleen voor al duurzaam behouden soorten
- III Gebieden met potentie voor nog niet duurzaam behouden soorten.
- IV Gebieden noodzakelijk voor die soorten, die niet volledig duurzaam kunnen worden behouden

Weergegeven worden oppervlakte (hectare) en kosten (in 1000 euro) per natuurtype

	I	II	III	IV	
Kwelders en schorren	157.88	1937.00	0.00	10774.00	hectare
	155.33	174.79	0.00	672.98	kEuro
Open duinen	1578.44	3958.56	0.00	32396.75	hectare
	167.93	741.45	0.00	2232.57	kEuro
Droge heiden	5456.63	15589.44	1531.44	30418.44	hectare
	2989.88	4508.02	164.75	3579.34	kEuro
Voedselarme venen en vochtige heiden	9278.75	10141.00	0.00	8432.63	hectare
	4183.25	2118.26	0.00	1294.25	kEuro
Moerassen	8576.63	6606.81	0.00	24152.25	hectare
	3765.40	1484.79	0.00	4774.41	kEuro
Stilstaande wateren	12154.38	8530.69	0.00	28392.25	hectare
	2508.16	1461.20	0.00	3255.37	kEuro
Beken en bronnen	1677.94	2251.81	0.00	6936.69	hectare
	883.36	1608.26	0.00	3626.70	kEuro
Rivieren					

	597.19	1674.56	0.00	991.13	hectare
	271.10	582.16	0.00	641.07	kEuro
Landschapselementen					
	1645.94	283.81	0.00	2882.19	hectare
	615.24	182.31	0.00	1271.14	kEuro
Cultuurhistorische bossen					
	2508.75	4419.88	0.00	816.94	hectare
	1149.48	2997.92	0.00	324.87	kEuro
Multifunctionele bossen					
	17868.75	22950.63	0.00	108082.88	hectare
	5444.93	3777.97	0.00	21487.20	kEuro
Droge natuurbossen					
	3966.88	16714.94	0.00	90351.19	hectare
	1251.81	2325.31	0.00	11588.98	kEuro
Vochtige natuurbossen					
	15833.19	13099.63	0.00	43471.31	hectare
	4904.93	4755.73	0.00	11162.15	kEuro
Vogelgraslanden					
	18283.88	30867.25	0.00	22073.00	hectare
	5041.88	2982.41	0.00	1950.49	kEuro
Voedselrijke graslanden en akkers					
	21658.81	29587.75	0.00	14061.81	hectare
	8299.15	5952.76	0.00	1895.59	kEuro
Droge schraalgraslanden					
	7724.88	8537.56	1133.19	6334.38	hectare
	2351.90	2887.68	143.30	1329.14	kEuro
Vochtige schraalgraslanden					
	11068.44	21608.50	0.00	23952.75	hectare
	2929.57	2760.05	0.00	2665.54	kEuro

C. Vogels en vlinders optimale milieu condities met soorten die sleutelplekken hebben onder suboptimale milieu condities

Analyse sleutelgebieden

De analyse van de beschikbare sleutelgebieden levert het volgende beeld op:

Soorten zonder sleutelgebieden binnen de EHS

Soort **sleutelgebiednorm**

- -

Soorten met onvoldoende sleutelgebieden binnen de EHS

Soort **aantal populaties** **aantal sleutelgebieden** **sleutelgebiednorm**

Geoorde fuut	1.00	1.00	20.00
Dwergstern	10.00	15.00	20.00
Zwartkopmeeuw	17.00	19.00	20.00
Blauwborst	7.00	15.00	20.00
Snor	4.00	7.00	20.00
Sprinkhaanzanger	12.00	17.00	20.00
Europese kanarie	4.00	4.00	20.00
Grote karekiet	4.00	5.00	20.00
Porseleinhoen	10.00	12.00	20.00
Dodaars	13.00	15.00	20.00
Kuifleeuwerik	5.00	6.00	20.00
Baardman	5.00	6.00	20.00
Kwartelkoning	11.00	12.00	20.00
Krooneend	8.00	12.00	20.00
Roerdomp	7.00	9.00	20.00
Purperreiger	5.00	5.00	20.00
Grote zilverreiger	10.00	15.00	20.00
Zwarte stern	6.00	9.00	20.00
Kemphaan	7.00	7.00	20.00
Brandgans	7.00	7.00	20.00
Putter	10.00	14.00	20.00
Grauwe klauwier	16.00	19.00	20.00
Grote gele kwikstaart	1.00	1.00	20.00
Patrijs	11.00	11.00	20.00
Woudaap	3.00	3.00	20.00
Watersnip	17.00	19.00	20.00
IJsvogel	6.00	8.00	20.00

Pijlstaart	1.00	1.00	20.00
Velduil	2.00	2.00	20.00
Rode wouw	4.00	5.00	20.00
Raaf	4.00	6.00	20.00
Veenbesparelmoervlinder	30.00	54.00	80.00
Dwergblauwtje	40.00	68.00	80.00
Dwergdikkopje	40.00	68.00	80.00
Moerasparelmoervlinder	30.00	35.00	80.00
Kleine heivlinder	34.00	70.00	80.00
Duinparelmoervlinder	22.00	55.00	80.00
Kalkgraslanddikkopje	40.00	68.00	80.00
Grote ijsvogelvlinder	9.00	12.00	80.00
Kleine ijsvogelvlinder	54.00	73.00	80.00
Rode vuurvlinder	41.00	59.00	80.00
Sleedoornpage	12.00	13.00	80.00
Zilvervlek	11.00	12.00	80.00
Grote weerschijnvlinder	30.00	42.00	80.00
Grote vuurvlinder	32.00	40.00	80.00
Groot geaderd witje	10.00	14.00	80.00
Koninginnenpage	10.00	11.00	80.00
Grote vos	1.00	1.00	80.00
Rouwmantel	16.00	30.00	80.00

Soorten met precies voldoende sleutelgebieden

<i>Soort</i>	<i>Nodig</i>		<i>Beschikbaar sleutelgebiednorm</i>		
	<i>Populaties gebieden</i>		<i>populaties gebieden</i>		
Lepelaar	14.00	20.00	14.00	20.00	20.00

Soorten die beschermd worden doordat ze het zelfde sleutelgebied hebben als Niet duurzame soorten.

<i>Soort</i>	<i>Nodig</i>		<i>Beschikbaar sleutelgebiednorm</i>		
	<i>Populaties gebieden</i>		<i>populaties gebieden</i>		
Grote stern	21.00	359.00	50.00	442.00	20.00
Grutto	116.00	539.00	349.00	987.00	20.00
Grasmus	106.00	337.00	135.00	368.00	20.00
Rietzanger	79.00	145.00	95.00	165.00	20.00
Boomklever	217.00	916.00	268.00	989.00	20.00
Noordse stern	20.00	120.00	28.00	131.00	20.00
Oeverzwaluw	30.00	86.00	76.00	146.00	20.00
Visdief	51.00	89.00	60.00	98.00	20.00
Bruine kiekendief	18.00	28.00	18.00	28.00	20.00
Scholekster	52.00	107.00	79.00	134.00	20.00
Tureluur	37.00	63.00	50.00	76.00	20.00
Eider	17.00	45.00	17.00	45.00	20.00
Bonte vliegenvanger	66.00	200.00	72.00	207.00	20.00
Vuurgoudhaan	41.00	106.00	45.00	110.00	20.00
Geelgors	86.00	325.00	91.00	331.00	20.00
Glanskop	46.00	121.00	52.00	127.00	20.00
Veldleeuwerik	92.00	160.00	118.00	186.00	20.00
Zanglijster	79.00	196.00	87.00	204.00	20.00
Kneu	15.00	21.00	15.00	21.00	20.00
Midden-Europese goudvink	72.00	260.00	80.00	269.00	20.00
Strandplevier	11.00	22.00	11.00	22.00	20.00
Kluut	10.00	20.00	12.00	22.00	20.00
Eng. kleine mantelmeeuw	17.00	36.00	17.00	36.00	20.00
Kleine mantelmeeuw	17.00	36.00	17.00	36.00	20.00
Kleine zilverreiger	20.00	30.00	20.00	30.00	20.00
Kwak	10.00	29.00	10.00	29.00	20.00
Korhoen	12.00	21.00	12.00	21.00	20.00
Buizerd	27.00	115.00	31.00	119.00	20.00
Wulp	34.00	46.00	35.00	47.00	20.00
Zomertaling	17.00	33.00	20.00	36.00	20.00
Roodborsttapuit	32.00	45.00	32.00	45.00	20.00
Tapuit	17.00	26.00	17.00	26.00	20.00
Boomleeuwerik	18.00	40.00	18.00	40.00	20.00
Kleine barmsijs	18.00	37.00	18.00	37.00	20.00
Groene specht	28.00	102.00	32.00	106.00	20.00
Nachtzwaluw	11.00	24.00	11.00	24.00	20.00

Zwarte specht	20.00	39.00	20.00	39.00	20.00
Torenvalk	12.00	23.00	12.00	23.00	20.00
Havik	15.00	29.00	15.00	29.00	20.00
Wespendief	7.00	34.00	7.00	34.00	20.00
Kommavlinder	62.00	290.00	120.00	358.00	80.00
Donker pimpernelblauwtje	57.00	88.00	90.00	123.00	80.00
Gentiaanblauwtje	318.00	1485.00	686.00	2092.00	80.00
Pimpernelblauwtje	57.00	88.00	90.00	123.00	80.00
Purperstreepparelmoervl.	105.00	305.00	264.00	486.00	80.00
Spiegeldikkopje	145.00	2320.00	742.00	3538.00	80.00
Tijmblauwtje	93.00	223.00	461.00	864.00	80.00
Veenbesblauwtje	93.00	594.00	283.00	873.00	80.00
Veenhooibeestje	157.00	1157.00	509.00	1771.00	80.00
Woudparelmoervlinder	330.00	738.00	463.00	892.00	80.00
Zilverstreephooibeestje	448.00	1081.00	542.00	1201.00	80.00
Bont dikkopje	131.00	261.00	137.00	267.00	80.00
Bruin blauwtje	30.00	156.00	63.00	191.00	80.00
Bosparelmoervlinder	625.00	4607.00	777.00	4976.00	80.00
Geelsprietdikkopje	1125.00	13698.00	1690.00	14958.00	80.00
Heideblauwtje	227.00	2616.00	769.00	3670.00	80.00
Kleine parelmoervlinder	111.00	2681.00	305.00	3149.00	80.00
Tweekleurig hooibeestje	242.00	595.00	765.00	1634.00	80.00
Vals heideblauwtje	190.00	2256.00	755.00	3373.00	80.00
Zilveren maan	254.00	860.00	492.00	1153.00	80.00
Aardbeivlinder	125.00	503.00	202.00	592.00	80.00
Bruine eikenpage	113.00	416.00	132.00	438.00	80.00
Bruine vuurvlinder	156.00	515.00	279.00	681.00	80.00
Grote parelmoervlinder	81.00	243.00	154.00	330.00	80.00
Veldparelmoervlinder	43.00	171.00	117.00	256.00	80.00
Heivlinder	72.00	506.00	174.00	635.00	80.00
Keizersmantel	58.00	82.00	63.00	87.00	80.00

Soorten met wat vrijheidsgraden wat betreft sleutelgebied die meegenomen worden in de optimalisaties. Deels beschermd via de niet duurzame soorten.

<i>Soort</i>	<i>Nodig Populaties gebieden</i>	<i>Beschikbaar populaties gebieden</i>	<i>sleutelgebiednorm</i>
Bruin dikkopje	45.00	59.00	125.00
Klaverblauwtje	30.00	64.00	87.00

Uitkomsten van de ruimtelijk economische optimalisatie

	Oppervlak (km ²)	Kosten (milj Euro)
Gebieden noodzakelijk voor die soorten, die niet volledig duurzaam kunnen worden behouden	4795.27	331.99
Gebieden zonder potentie soorten duurzaam te behouden	814.55	110.18
Gebieden met potentie voor nog niet duurzaam behouden soorten.	96.39	10.46
Gebieden alleen voor al duurzaam behouden soorten.	2269.30	204.28

Uitkomsten naar Natuurtype

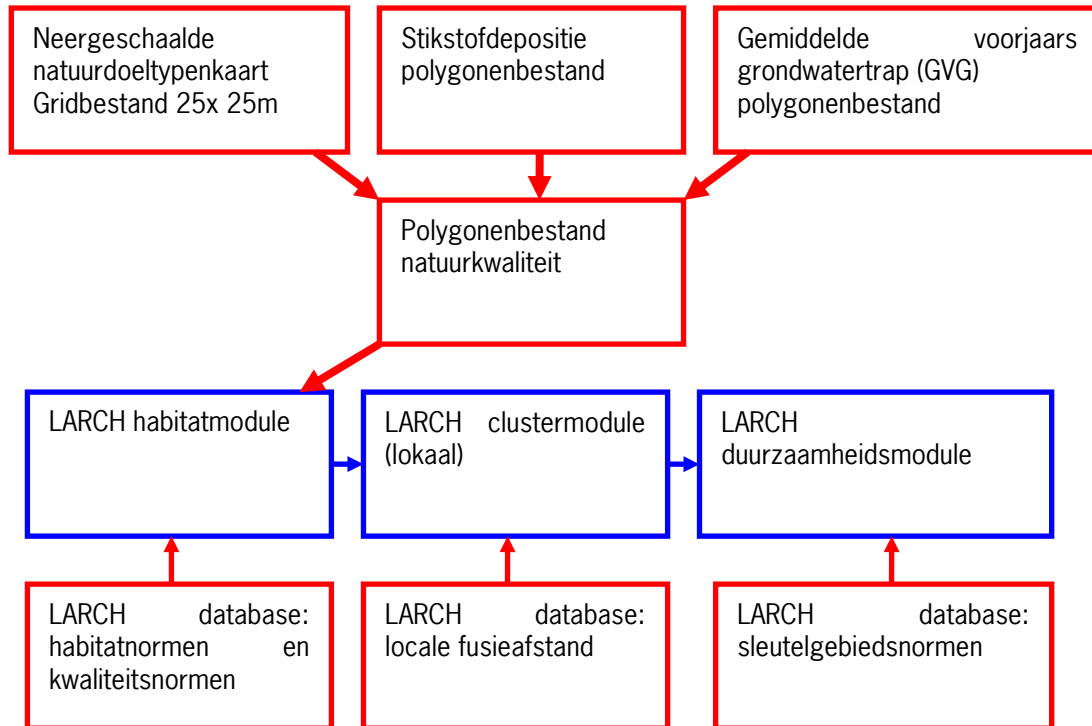
Deze uitkomsten worden gepresenteerd verdeeld in 4 categorieën gebieden

- I Gebieden zonder potentie soorten duurzaam te behouden
- II Gebieden alleen voor al duurzaam behouden soorten
- III Gebieden met potentie voor nog niet duurzaam behouden soorten.
- IV Gebieden noodzakelijk voor die soorten, die niet volledig duurzaam kunnen worden behouden

Weergegeven worden oppervlakte (hectare) en kosten (in 1000 euro) per natuurtype.

	I	II	III	IV	
Kwelders en schorren	138.56	1956.44	0.00	10773.88	hectare
	16.90	140.22	0.00	570.72	kEuro
Open duinen	1266.31	3490.56	0.00	33176.88	hectare
	419.49	1181.01	0.00	4143.57	kEuro
Droge heiden	2127.75	20061.06	0.00	30810.25	hectare
	2067.80	11577.32	0.00	9014.58	kEuro
Voedselarme venen en vochtige heiden	6074.19	8206.94	0.00	13571.25	hectare
	12005.79	12698.72	0.00	9195.43	kEuro
Moerassen	3524.38	10485.56	0.00	25325.75	hectare
	8507.72	21388.65	0.00	34441.58	kEuro
Stilstaande wateren	12889.69	10157.25	0.00	27543.44	hectare
	0.00	0.00	0.00	0.00	kEuro
Beken en bronnen	1730.31	2251.81	0.00	6936.69	hectare
	0.00	0.00	0.00	0.00	kEuro
Rivieren	597.19	1674.56	0.00	991.13	hectare
	0.00	0.00	0.00	0.00	kEuro
Landschapselementen	1607.56	318.44	0.00	2885.94	hectare
	0.00	0.00	0.00	0.00	kEuro
Cultuurhistorische bossen	2291.88	4465.75	0.00	987.94	hectare
	3499.22	3527.01	0.00	412.47	kEuro
Multifunctionele bossen	15164.19	16186.94	0.00	117551.13	hectare
	55232.21	23054.00	0.00	175915.11	kEuro
Droge natuurbossen	2090.50	14600.94	0.00	94341.56	hectare
	557.22	2600.10	0.00	10631.11	kEuro
Vochtige natuurbossen	13910.44	15011.06	0.00	43482.63	hectare
	10490.63	10804.33	0.00	15776.94	kEuro
Vogelgraslanden	6235.63	44412.63	238.25	20337.63	hectare
	5086.74	29046.18	252.01	12799.83	kEuro
Voedselrijke graslanden en akkers	8686.31	33597.06	5761.50	17263.50	hectare
	5947.38	23667.94	6110.74	10813.05	kEuro
Droge schraalgraslanden	1046.44	14040.38	3639.63	5003.56	hectare
	1742.13	16801.30	4100.04	5379.40	kEuro
Vochtige schraalgraslanden	2073.50	26012.13	0.00	28544.06	hectare
	4608.37	47793.82	0.00	42899.35	kEuro

Bijlage 4 Toelichting LARCH (Pouwels *et al.*, 2009)



Figuur B4.1. Overzicht invoer en verschillende modules LARCH

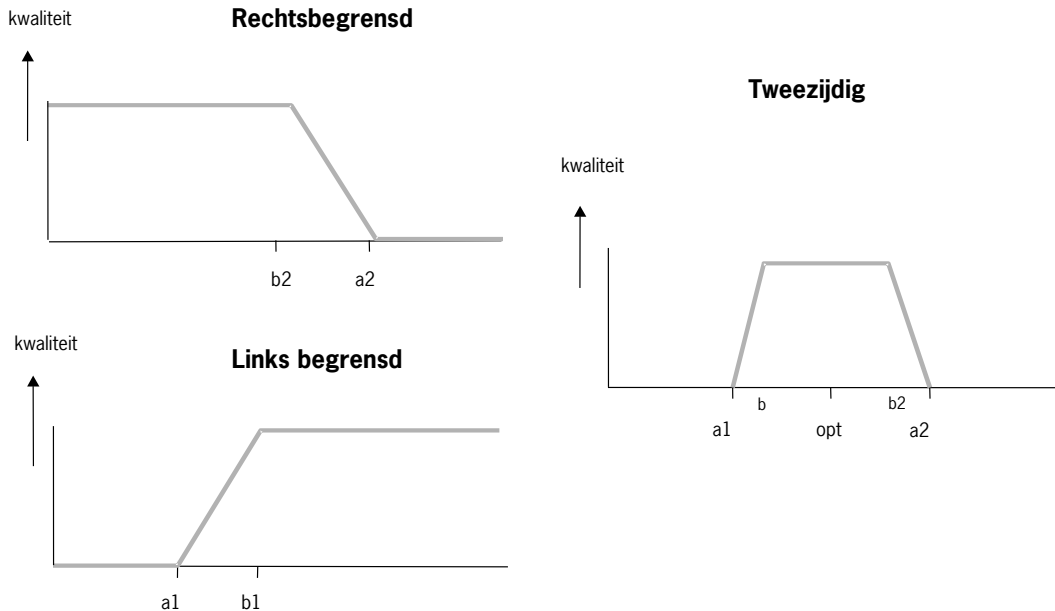
Als invoer van LARCH (Figuur B4.1) zijn de neergeschaalde Natuurdoeltypenkaart, de kaart met stikstofdepositie en de bodemkaart met grondwatertrappen gebruikt. In de eerste voorbewerking worden deze kaarten gecombineerd tot één bestand met polygonen die unieke combinaties bevatten. Deze stap wordt gecombineerd met de opbouw van polygonen voor de KE database, zodat gedurende het hele traject dezelfde polygonen gebruikt worden.

Habitat module en milieucondities

Voor elke polygoon uit de gecombineerde kaart wordt nagegaan of deze geschikt is als leefgebied voor een soort. Een polygoon is geschikt als het natuurdoeltype in de polygoon geschikt is én als de milieu- en watercondities voldoende zijn (Pouwels *et al.*, 2009).

Bij de beoordeling van de ruimtelijke condities wordt ervan uitgegaan dat de milieu- en watercondities van invloed zijn op de kwaliteit van het leefgebied. Ondanks een lage kwaliteit kan een erg groot leefgebied dan nog steeds voldoen aan de norm van een sleutelgebied. Voor het bepalen van het effect van de waterconditie en de milieuconditie is voortgebouwd op de methode die gehanteerd is voor eerdere pilotstudies (Pouwels, 2009). De relatie tussen de waterconditie (en de milieuconditie) en de kwaliteit van het leefgebied wordt weergegeven met eenvoudige functies, waarvan de vorm wordt bepaald door de volgende parameters (Figuur B4.2):

- a1 buitengrens waar beneden het type niet meer kan voorkomen
- b1 knikpunt waar boven het type optimaal voorkomt
- b2 knikpunt waar beneden het type optimaal voorkomt
- a2 buitengrens waar boven het type niet meer kan voorkomen



Figuur B4.2. De relatie tussen de waterconditie (en de milieuconditie) en de kwaliteit van het leefgebied.

De verschillende 'verthema's' kunnen de kwaliteit van leefgebieden beïnvloeden. Bij een verminderde kwaliteit wordt het belang van een natuurdoeltype voor een soort naar beneden bijgesteld. Hiermee wordt aangegeven dat er minder individuen in het betreffende leefgebied zullen voorkomen dan bij een goede kwaliteit. Om praktische redenen is gekozen voor een eenvoudige methode. De kwaliteit en het belang bij goede condities worden met elkaar vermenigvuldigd. Hierbij is de veronderstelling dat effecten van milieu en water onderling onafhankelijk verlopen. In het model wordt de relatie als een trapfiguur benaderd. Niet alle soorten zijn gevoelig voor milieucondities. Zie Tabel B4.1.

niet gevoelig voor:		
waterconditie	milieuconditie	waterconditie en milieuconditie
Dwergster	Baardman	Bonte vliegenvanger
Engelse kleine mantelmeeuw	Blauwborst	Boomklever
Georde fuut	Boomleeuwerik	Brandgans
Glanskop	Bruine kiekendief	Buizerd
Grauwe gors	Grote ijsvogelvinder	Dodaars
Grauwe klauwier	Grote karekiet	Grote gele kwikstaart
Groene specht	Grote vos	Grote stern
Groot geaderd witje	Grote weerschijnvlinder	Havik
Klapekster	Grote zilverreiger	IJsvogel
Kleine barmsijs	Grutto	Noordse stern
Kneu	Iepenpage	Oeverzwaluw
Korhoen	Kemphaan	Patrijs
Lepelaar	Pijlstaart	Raaf
Midden-Europese goudvink	Porseleinhoen	Rode wouw
Roodborsttapuit	Purperreiger	Visdief
Roodkopklauwier	putter	Vuurgoudhaan
Rouwmantel	Rietzanger	Zwarte specht
Sleedoornpage	Roerdomp	Zwartkopmeeuw
Steenuil	Watersnip	
Strandplevier	Wespendief	
Torenvalk	Woudaap	
Vals heideblauwtje	Wulp	
Veldleeuwerik	Zanglijster	
Velduil	Zomertaling	
	Zwarte stern	

Tabel B4.1. Soorten die niet gevoelig worden verondersteld voor waterconditie en/of milieuconditie.

Clustermodule en duurzaamheidsmodule

De geschikte polygonen worden geclusterd tot lokale patches op basis van de lokale fusieafstand. De lokale fusieafstand is een soortspecifieke maat voor de afstand die een individu van die soort op dagelijkse basis overbrugt (Pouwels *et al.*, 2008). Polygonen in hetzelfde cluster krijgen dezelfde LocalID. Voor elke lokale potentiële populatie wordt bepaald of deze voldoet aan de (soortspecifieke) sleutelgebiednorm of niet. Een polygoon kan voor verschillende soorten verschillende LocalID's krijgen.

De resultaten worden per soort bekeken. Alle plekken die voldoen aan een sleutelgebiednorm worden samengenomen, waarbij plekken met een oppervlakte die de sleutelgebiednorm meermalen overschrijdt, meetellen voor meer sleutelgebieden. Vervolgens wordt per soort beoordeeld of er voldoende sleutelgebieden zijn gerealiseerd en wordt de soort ingedeeld in de klasse 'niet duurzaam', 'mogelijk duurzaam' of 'duurzaam' (Tabel B4.2)

Tabel B4.2 geeft een indicatie van de duurzaamheidsniveaus bij verschillende aantallen sleutelgebieden en is gebaseerd op expertkennis ondersteund met een enkele onderbouwende studie (Foppen *et al.*, 1998). Voor het afgrenzen van de klassen 'niet duurzaam' en 'duurzaam' is gekozen voor een zo groot mogelijke mate van zekerheid. Daardoor is een vrij brede klasse 'mogelijk duurzaam', waarbinnen soorten zowel duurzame als geen duurzame condities kunnen hebben. Dit is afhankelijk van de mate waarin populaties van de soorten worden beïnvloed door externe factoren als strenge winters of dynamiek in habitatkwaliteit van leefgebieden. Voorbeelden hiervan bij vogels zijn predatie van kolonievogels zoals lepelaar, jacht in overwinteringsgebieden en Saheldroogte bij trekkende moerasvogels. Van de groep mogelijk duurzame soorten is niet eenvoudig op grond van aantal sleutelgebieden aan te geven of ze duurzaam of niet duurzaam zijn zonder extra informatie over kansen en bedreigingen.

*Tabel B4.2 Beoordeling ruimtelijke condities van faunasoorten op basis van het aantal sleutelgebieden (Reijnen *et al.*, 2006).*

soortgroep	Aantal sleutelgebieden nodig voor duurzaam voortbestaan		
	niet duurzaam	mogelijk duurzaam	duurzaam
gewervelde dieren	< 5	5-19	≥ 20
ongewervelde dieren	< 20	20-79	≥ 80

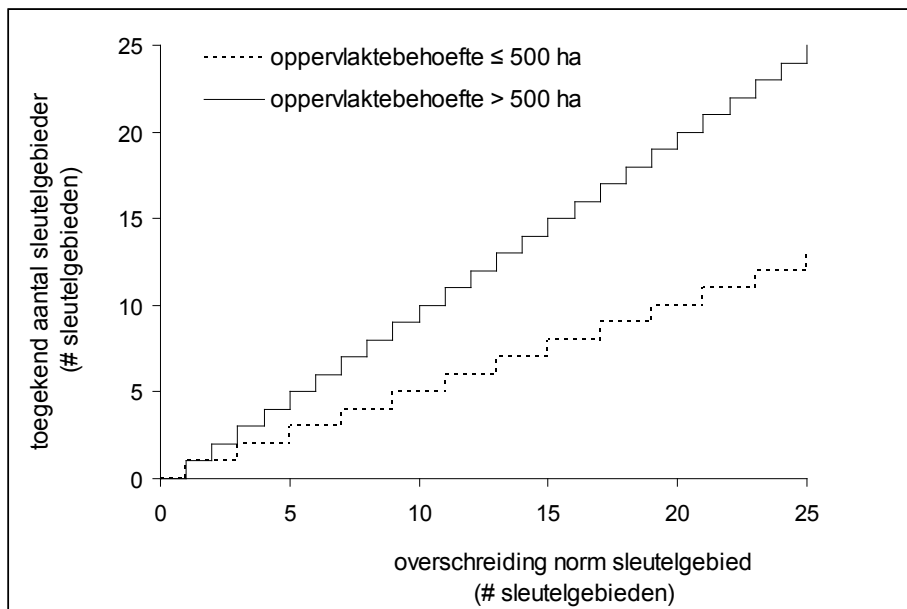
Volgens deze klassenindeling is het voor enkele soorten onmogelijk om in de EHS duurzaam voor te komen in Nederland (Tabel B.3). Dit betreft soorten met een grote ruimtelijke behoefte en soorten met een beperkt verspreidingsgebied binnen Nederland (maar mogelijk wel verspreidingsgebied net over de grens). Hiervoor zouden mogelijk minder strenge normen gesteld moeten worden, bijvoorbeeld als de soorten ook in Duitsland en/of België voor kunnen komen, waardoor het uitsluitend kijken naar Nederland, zoals in deze studie gebeurt, een te pessimistische kijk op de duurzaamheid oplevert.

De benodigde oppervlakte voor een sleutelgebied verschilt per soort en per natuurdoel en is gebaseerd op voor het Handboek Natuurdoeltypen verzamelde data (Bal *et al.*, 2001; Kalkhoven en Reijnen, 2001). Om onderscheid te kunnen maken tussen gebieden die net de norm voor het benodigde oppervlakte overschrijden en gebieden die vele malen deze norm overschrijden worden grote gebieden beschouwd als meerdere sleutelgebieden. Hierbij is aangenomen dat risicospreiding ook kan worden bereikt door een beperkter aantal grote leefgebieden, of door één zeer groot leefgebied. De Veluwe zou anders als één sleutelgebied

gelden voor soorten met een oppervlaktebehoefte van bijvoorbeeld 750 ha, terwijl het gebied vele malen groter is dan 750 ha. Zonder deze regel zou fragmentatie van zeer grote natuurgebieden goed zijn omdat je daardoor meer sleutelgebieden zou kunnen krijgen; dit is niet conform de ecologische theorie. Er wordt onderscheid gemaakt tussen soorten met een oppervlaktebehoefte die kleiner of gelijk is aan 500 ha en soorten met een oppervlaktebehoefte die groter is dan 500 ha (Figuur B4.3).

Tabel B4.3. Enkele soorten waarvoor duurzame ruimtelijke condities moeilijk realiseerbaar zijn binnen Nederland of binnen de EHS (inclusief Robuuste Verbindingen).

	oppervlakte behoefte	dispersiecapaciteit	leefgebied buiten EHS	verspreiding beperkt
Blauwe kiekendief	groot	zeer groot		
Boommarter	zeer groot	groot		
Draaihals	zeer groot	zeer groot		
Duinpieper	groot	groot		
Grauwe kiekendief	zeer groot	zeer groot	x	
Otter	zeer groot	zeer groot		
Velduil	groot	zeer groot		
Wespendief	groot	groot		
Bechsteins vleermuis				Zuid-Limburg
Geelbuikvuurpad				Zuid-Limburg
Hamster			x	Zuid-Limburg
Vroedmeesterpad				Zuid-Limburg
Zeggekorfslak				Limburg



Figuur B4.3. Grote leefgebieden die de norm voor een sleutelgebied met driemaal of meer wordt overschreden, tellen mee voor meerdere sleutelgebieden.

Bijlage 5 Enkele technische achtergronden bij optimalisatie SERES

GAMS

De optimalisatie wordt uitgevoerd met een GAMS procedure. GAMS kan input uit verschillende formats verwerken, maar intern wordt alles altijd naar het eigen GAMS format gdx herleidt. Om tijd te besparen wordt alle invoer daarom eenmalig omgezet in gdx. Bij deze omzetting worden de data ook gecontroleerd op uniciteit. De aangeleverde data staan in csv files met afgesproken kolomvolgorde, en tekst is aangegeven met een tekstindicator (bv. aanhalingstekens).

Databewerking en optimalisatie

Eerst wordt gekeken in hoeverre er voor de soorten voldoende oppervlakte is om duurzaam te kunnen voortbestaan. Daartoe worden de gekozen soorten op basis van hun Sleutelgebiednorm ("Keys") binnen de EHS geclassificeerd als

- Absent Geen keys aanwezig voor deze soorten.
- Critical Onvoldoende keys aanwezig.
- SavedA Precies voldoende keys aanwezig.
- SavedB Meer dan voldoende keys aanwezig.

Vervolgens wordt de uitkomst van deze classificatie ruimtelijk aan de EHS gekoppeld, waarbij wordt beoordeeld welke delen van de EHS voor de gekozen soorten potentieel van belang zijn.

Dit leidt tot een tweedeling, ruimtelijk gezien:

- Redundant Polygonen die niet in een key liggen voor één van de soorten.
- InEHS Polygonen die in keys liggen voor Critical en SavedA soorten.

Daarna wordt de classificatie van de soorten aangepast; soorten met onvoldoende ruimte en met voldoende of juist voldoende ruimte in het gedeelte van de EHS waar ze potentieel aanwezig kunnen zijn:

- ToSave SavedB soorten met onvoldoende keys in het InEHS gebied.
- Saved SavedB soorten met voldoende keys in het InEHS gebied en SavedA.

Daarna wordt deze indeling ook weer ruimtelijk vertaald:

- Optional Polygonen die keys bevatten voor ToSave soorten.
- Unused Polygonen die alleen keys bevatten voor Saved soorten.

Vanuit de Optional polygonen worden de Optional Keyclus (unieke groepen natuurgebieden qua configuratie) bepaald.

De optimalisatie vindt daarna onder de volgende voorwaarden plaats:

- Optional polygonen kunnen geheel of gedeeltelijk geselecteerd worden. Pas als alle optional polygonen van een optional keyclus in zijn geheel zijn geselecteerd is de keyclus geselecteerd (MIP variabele, 0 of 1).
- Voor alle ToSave soorten moeten zoveel keyclus geselecteerd worden dat de soort voldoende keys krijgt, dus samen met de keys vanuit InEHS.

De optimalisatie zoekt nu de goedkoopste configuratie waarbij aan alle voorwaarden voldaan wordt. Hiervoor wordt de commercieel verkrijgbare solver Cplex gebruikt.

Op basis van het resultaat wordt de classificatie van de polygoenen verfijnd:

- Selected Optional polygoenen die in de optimalisatie geselecteerd zijn.
- NotSelected Optional polygoenen die in de optimalisatie niet geselecteerd zijn.

Uitvoer

De uitvoer vind plaats via text files. De files staat in een map waaraan het gebruikte scenario kan worden afgelezen. In de map staat een textfile waarin de gebruikte data en de gekozen randvoorwaarden zijn vastgelegd. Daarnaast heeft iedere categorie van soorten en polygoenen een eigen textfile. In deze file staat niets anders dan één identifier per regel. Bij polygoenen is dat het nummer dat in stap één aan de polygoon gegeven is, bij soorten is dat de soortnaam.

Verschenen documenten in de reeks Werkdocumenten van de Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu vanaf 2009

Werkdocumenten zijn verkrijgbaar bij het secretariaat van Unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, te Wageningen. T 0317 – 48 54 71; E info.wnm@wur.nl

De werkdocumenten zijn ook te downloaden via de Wot-website www.wotnatuurenmilieu.wur.nl

2010

- 174** *Boer de, S., M.J. Bogaardt, P.H. Kersten, F.H. Kistenkas, M.G.G. Neven & M. van der Zouwen.* Zoektocht naar nationale beleidsruimte in de EU-richtlijnen voor het milieu- en natuurbeleid. Een vergelijking van de implementatie van de Vogel- en Habitatrichtlijn, de Kaderrichtlijn Water en de Nitraatrichtlijn in Nederland, Engeland en Noordrijn-Westfalen
- 175** *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-001 – Koepel
- 176** *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek
- 177** *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-003 – Advisering Natuur & Milieu
- 178** *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-005 – M-AVP
- 179** *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-006 – Natuurplanbureaufunctie
- 180** *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-007 – Milieuplanbureaufunctie
- 181** *Annual reports for 2009; Programme WOT-04*
- 182** *Oenema, O., P. Bikker, J. van Harn, E.A.A. Smolders, L.B. Sebek, M. van den Berg, E. Stehfest & H. Westhoek.* Quickscan opbrengsten en efficiëntie in de gangbare en biologische akkerbouw, melkveehouderij, varkenshouderij en pluimveehouderij. Deelstudie van project 'Duurzame Eiwitvoorziening'
- 183** *Smits, M.J.W., N.B.P. Polman & J. Westerink.* Uitbreidingsmogelijkheden voor groene en blauwe diensten in Nederland; Ervaringen uit het buitenland
- 184** *Dirkx, G.H.P. (red.).* Quick responsefunctie 2009. Verslag van de werkzaamheden
- 185** *Kuhlman, J.W., J. Luijt, J. van Dijk, A.D. Schouten & M.J. Voskuilen.* Grondprij斯卡arten 1998-2008
- 186** *Slangen, L.H.G., R.A. Jongeneel, N.B.P. Polman, E. Lianouridis, H. Leneman & M.P.W. Sonneveld.* Rol en betekenis van commissies voor gebiedsgericht beleid
- 187** *Temme, A.J.A.M. & P.H. Verburg.* Modelling of intensive and extensive farming in CLUE
- 188** *Vreke, J.* Financieringsconstructies voor landschap
- 189** *Slangen, L.H.G.* Economische concepten voor beleidsanalyse van milieu, natuur en landschap
- 190** *Knotters, M., G.B.M. Heuvelink, T. Hoogland & D.J.J. Walvoort.* A disposition of interpolation techniques
- 191** *Hoogeveen, M.W., P.W. Blokland, H. van Kernebeek, H.H. Luesink & J.H. Wisman.* Ammoniakemissie uit de landbouw in 1990 en 2005-2008
- 192** *Beekman, V., A. Pronk & A. de Smet.* De consumptie van dierlijke producten. Ontwikkeling, determinanten, actoren en interventies.
- 193** *Polman, N.B.P., L.H.G. Slangen, A.T. de Blaeij, J. Vader & J. van Dijk.* Baten van de EHS; De locatie van recreatiebedrijven
- 194** *Veeneklaas, F.R. & J. Vader.* Demografie in de Natuurverkenning 2011; Bijlage bij WOT-paper 3
- 195** *Wascher, D.M., M. van Eupen, C.A. Múcher & I.R. Geijzendorffer.* Biodiversity of European Agricultural landscapes. Enhancing a High Nature Value Farmland Indicator
- 196** *Apeldoorn van, R.C., I.M. Bouwma, A.M. van Doorn, H.S.D. Naeff, R.M.A. Hoefs, B.S. Elbersen & B.J.R. van Rooij.* Natuurgebieden in Europa: bescherming en financiering
- 197** *Brus, D.J., R. Vasat, G. B. M. Heuvelink, M. Knotters, F. de Vries & D. J. J. Walvoort.* Towards a Soil Information System with quantified accuracy; A prototype for mapping continuous soil properties
- 198** *Groot, A.M.E. & A.L. Gerritsen, m.m.v. M.H. Borgstein, E.J. Bos & P. van der Wielen.* Verantwoording van de methodiek Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 199** *Bos, E.J. & M.H. Borgstein.* Monitoring Gesloten voer-mest kringlopen. Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 200** *Kennismarkt 27 april 2010;* Van onderbouwend onderzoek Wageningen UR naar producten Planbureau voor de Leefomgeving
- 201** *Wielen van der, P.* Monitoring Integrale duurzame stallen. Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 202** *Groot, A.M.E. & A.L. Gerritsen.* Monitoring Functionele agrobiodiversiteit. Achtergrond-document bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 203** *Jongeneel, R.A. & L. Ge.* Farmers' behavior and the provision of public goods: Towards an analytical framework
- 204** *Vries, S. de, M.H.G. Custers & J. Boers.* Storende elementen in beeld; de impact van menselijke artefacten op de landschapsbeleving nader onderzocht
- 205** *Vader, J. J.L.M. Donders & H.W.B. Bredenoord.* Zicht op natuur- en landschapsorganisaties; Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 206** *Jongeneel, R.A., L.H.G. Slangen & N.B.P. Polman.* Groene en blauwe diensten; Een raamwerk voor de analyse van doelen, maatregelen en instrumenten
- 207** *Letourneau, A.P., P.H. Verburg & E. Stehfest.* Global change of land use systems; IMAGE: a new land allocation module
- 208** *Heer, M. de.* Het Park van de Toekomst. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 209** *Knotters, M., J. Lahr, A.M. van Oosten-Siedlecka & P.F.M. Verdonschot.* Aggregation of ecological indicators for mapping aquatic nature quality. Overview of existing methods and case studies
- 210** *Verdonschot, P.F.M. & A.M. van Oosten-Siedlecka.* Graadmeters Aquatische natuur. Analyse gegevenskwaliteit Limnodata
- 211** *Linderhof, V.G.M. & H. Leneman.* Quickscan kosteneffectiviteitsanalyse aquatische natuur
- 212** *Leneman, H., V.G.M. Linderhof & R. Michels.* Mogelijkheden voor het inbrengen van informatie uit de 'KRW database' in de 'KE database'
- 213** *Schrijver, R.A.M., A. Corporaal, W.A. Ozinga & D. Rudrum.* Kosteneffectieve natuur in landbouwgebieden; Methode om effecten van maatregelen voor de verhoging van biodiversiteit in landbouwgebieden te bepalen, een test in twee gebieden in Noordoost-Twente en West-Zeeuws-Vlaanderen
- 214** *Hoogland, T., R.H. Kemmers, D.G. Cirkel & J. Hunink.* Standplaatsfactoren afgeleid van hydrologische model uitkomsten; Methode-ontwikkeling en toetsing in het Drentse Aa-gebied
- 215** *Agricola, H.J., R.M.A. Hoefs, A.M. van Doorn, R.A. Smidt & J. van Os.* Landschappelijke effecten van ontwikkelingen in de landbouw
- 216** *Kramer, H., J. Oldengarm & L.F.S. Roupioz.* Nederland is groener dan kaarten laten zien; Mogelijkheden om 'groen' beter te inventariseren en monitoren met de automatische classificatie van digitale luchtfoto's
- 217** *Raffe, J.K. van, J.J. de Jong & G.W.W. Wamelink (2011).* Kostenmodule Natuurplanner; functioneel ontwerp en software-validatie
- 218** *Hazeu, G.W., Kramer, H., J. Clement & W.P. Daamen (2011).* Basiskaart Natuur 1990rev

- 219 Boer, T.A. de. Waardering en recreatief gebruik van Nationale Landschappen door haar bewoners
- 220 Leneman, H., A.D. Schouten & R.W. Verburg. Varianten van natuurbeleid: voorbereidende kostenberekeningen; Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 221 Knegt, B. de, J. Clement, P.W. Goedhart, H. Sierdsema, Chr. van Swaay & P. Wiersma. Natuurkwaliteit van het agrarisch gebied
- 2011**
- 222 Kamphorst, D.A. & M.M.P. van Oorschot. Kansen en barrières voor verduurzaming van houtketens
- 223 Salm, C. van der & O.F. Schoumans. Langetermijneffecten van verminderde fosfaatgiften
- 224 Bikker, P., M.M. van Krimpen & G.J. Remmelink. Stikstofverteerbaarheid in voeders voor landbouwhuisdieren; Berekeningen voor de TAN-excretie
- 225 M.E. Sanders & A.L. Gerritsen (red.). Het biodiversiteitsbeleid in Nederland werkt. Achtergronddocument bij Balans van de Leefomgeving 2010
- 226 Bogaart, P.W., G.A.K. van Voorn & L.M.W. Akkermans. Evenwichtsanalyse modelcomplexiteit; een verkennende studie
- 227 Kleunen A. van, K. Koffijberg, P. de Boer, J. Nienhuis, C.J. Camphuysen, H. Schekkerman, K.H. Oosterbeek, M.L. de Jong, B. Ens & C.J. Smit (2010). Broedsucces van kustbroedvogels in de Waddenzee in 2007 en 2008
- 228 Salm, C. van der, L.J.M. Boumans, D.J. Brus, B. Kempen & T.C. van Leeuwen. Validatie van het nutriëntenemissiemodel STONE met meetgegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) en de Landelijke Steekproef Kaartenheden (LSK).
- 229 Dijkema, K.S., W.E. van Duin, E.M. Dijkman, A. Nicolai, H. Jongerius, H. Keegstra, L. van Egmond, H.J. Venema & J.J. Jongsma. Vijftig jaar monitoring en beheer van de Friese en Groninger kwelderwerken: 1960-2009
- 230 Jaarrapportage 2010. WOT-04-001 – Koepel
- 231 Jaarrapportage 2010. WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek
- 232 Jaarrapportage 2010. WOT-04-003 – Advisering Natuur & Milieu
- 233 Jaarrapportage 2010. WOT-04-005 – M-AVP
- 234 Jaarrapportage 2010. WOT-04-006 – Natuurplanbureaufunctie
- 235 Jaarrapportage 2010. WOT-04-007 – Milieuplanbureaufunctie
- 236 Arnouts, R.C.M. & F.H. Kistenkas. Nederland op slot door Natura 2000: de discussie ontrafeld; Bijlage bij WOT-paper 7 – De deur klemt
- 237 Harms, B. & M.M.M. Overbeek. Bedrijven aan de slag met natuur en landschap; relaties tussen bedrijven en natuurorganisaties. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 238 Agricola, H.J. & L.A.E. Vullings. De stand van het platteland 2010. Monitor Agenda Vitaal Platteland; Rapportage Midterm meting Effectindicatoren
- 239 Klijn, J.A. Wisselend getij. Omgang met en beleid voor natuur en landschap in verleden en heden; een essayistische beschouwing. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 240 Corporaal, A., T. Denters, H.F. van Dobben, S.M. Hennekens, A. Klimkowska, W.A. Ozinga, J.H.J. Schaminée & R.A.M. Schrijver. Stenoeciteit van de Nederlandse flora. Een nieuwe parameter op grond van ecologische amplitudo's van de Nederlandse plantensoorten en toepassingsmogelijkheden
- 241 Wamelink, G.W.W., R. Jochem, J. van der Gref-van Rossum, C. Grashof-Bokdam, R.M.A. Wegman, G.J. Franke & A.H. Prins. Het plantendispersiemodel DIMO. Verbetering van de modellering in de Natuurplanner
- 242 Klimkowska, A., M.H.C. van Adrichem, J.A.M. Jansen & G.W.W. Wamelink. Bruikbaarheid van WNK-monitoringgegevens voor EC-rapportage voor Natura 2000-gebieden. Eerste fase
- 243 Goossen, C.M., R.J. Fontein, J.L.M. Donders & R.C.M. Arnouts. Mass Movement naar recreatieve gebieden; Overzicht van methoden om bezoekersaantallen te meten
- 244 Spruijt, J., P.M. Spoorenberg, J.A.J.M. Rovers, J.J. Slabbekoorn, S.A.M. de Kool, M.E.T. Vlaswinkel, B. Heijne, J.A. Hiemstra, F. Nouwens & B.J. van der Sluis. Milieueffecten van maatregelen gewasbescherming
- 245 Walker, A.N. & G.B. Woltjer. Forestry in the Magnet model.
- 246 Hoefnagel, E.W.J., F.C. Buisman, J.A.E. van Oostenbrugge & B.I. de Vos. Een duurzame toekomst voor de Nederlandse visserij. Toekomstscenario's 2040
- 247 Buurma, J.S. & S.R.M. Janssens. Het koor van adviseurs verdient een dirigent. Over kennisverspreiding rond phytophthora in aardappelen
- 248 Verburg, R.W., A.L. Gerritsen & W. Nieuwenhuizen. Natuur meekoppelen in ruimtelijke ontwikkeling: een analyse van sturingsstrategieën voor de Natuurverkenning. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 249 Kooten, T. van & C. Klok. The Mackinson-Daskalov North Sea EcoSpace model as a simulation tool for spatial planning scenarios
- 250 Bruggen van, C., C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen, J.F.M. Huijsmans, S.M. van der Sluis & G.L. Velthof. Ammoniakemissie uit dierlijke mest en kunstmest 1990-2008. Berekeningen met het Nationaal Emissiemodel voor Ammoniak (NEMA)
- 251 Bruggen van, C., C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen, J.F.M. Huijsmans, S.M. van der Sluis & G.L. Velthof. Ammoniakemissie uit dierlijke mest en kunstmest in 2009. Berekeningen met het Nationaal Emissiemodel voor Ammoniak (NEMA)
- 252 Randen van, Y., H.L.E. de Groot & L.A.E. Vullings. Monitor Agenda Vitaal Platteland vastgelegd. Ontwerp en implementatie van een generieke beleidsmonitor
- 253 Agricola, H.J., R. Reijnen, J.A. Boone, M.A. Dolman, C.M. Goossen, S. de Vries, J. Roos-Klein Lankhorst, L.M.G. Groenemeijer & S.L. Deijl. Achtergronddocument Midterm meting Effectindicatoren Monitor Agenda Vitaal Platteland
- 254 Buiteveld, J. S.J. Hiemstra & B. ten Brink. Modelling global agrobiodiversity. A fuzzy cognitive mapping approach
- 255 Hal van R., O.G. Bos & R.G. Jak. Noordzee: systeem-dynamiek, klimaatverandering, natuurtypen en benthos. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 256 Teal, L.R.. The North Sea fish community: past, present and future. Background document for the 2011 National Nature Outlook
- 257 Leopold, M.F., R.S.A. van Bemmelen & S.C.V. Geelhoed. Zeevogels op de Noordzee. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 258 Geelhoed, S.C.V. & T. van Polanen Petel. Zeezoogdieren op de Noordzee. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 259 Kuijs, E.K.M. & J. Steenbergen. Zoet-zoutovergangen in Nederland; stand van zaken en kansen voor de toekomst. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 260 Baptist, M.J. Zachte kustverdediging in Nederland; scenario's voor 2040. Achtergronddocument bij NVK 2011
- 261 Wiersinga, W.A., R. van Hal, R.G. Jak & F.J. Quirijns. Duurzame kottervisserij op de Noordzee. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 262 Wal J.T. van der & W.A. Wiersinga. Ruimtegebruik op de Noordzee en de trends tot 2040. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 263 Wiersinga, W.A. J.T. van der Wal, R.G. Jak & M.J. Baptist. Vier kijkrichtingen voor de mariene natuur in 2040. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 264 Bolman, B.C. & D.G. Goldsborough. Marine Governance. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 265 Bannink, A. Methane emissions from enteric fermentation in dairy cows, 1990-2008; Background document on the calculation method and uncertainty analysis for the Dutch National Inventory Report on Greenhouse Gas Emissions
- 266 Wyngaert, I.J.J. van den, P.J. Kuikman, J.P. Lesschen, C.C. Verwer & H.H.J. Vreuls. LULUCF values under the Kyoto Protocol; Background document in preparation of the National Inventory Report 2011 (reporting year 2009)
- 267 Helming, J.F.M. & I.J. Terluin. Scenarios for a cap beyond 2013; implications for EU27 agriculture and the cap budget.

- 268 *Woltjer, G.B.* Meat consumption, production and land use. Model implementation and scenarios.
- 269 *Knegt, B. de, M. van Eupen, A. van Hinsberg, R. Pouwels, M.S.J.M. Reijnen, S. de Vries, W.G.M. van der Bilt & S. van Tol.* Ecologische en recreatieve beoordeling van toekomstscenario's van natuur op het land. Achtergrond-document bij Natuurverkenning 2011.
- 270 *Bos, J.F.F.P., M.J.W. Smits, R.A.M. Schrijver & R.W. van der Meer.* Gebiedsstudies naar effecten van vergroening van het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid op bedrijfseconomie en inpassing van agrarisch natuurbeheer.
- 271 *Donders, J., J. Luttik, M. Goossen, F. Veeneklaas, J. Vreke & T. Weijtschede.* Waar gaat dat heen? Recreatiemotieven, landschapskwaliteit en de oudere wandelaar. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011.
- 272 *Voorn G.A.K. van & D.J.J. Walvoort.* Evaluation of an evaluation list for model complexity.
- 273 *Heide, C.M. van der & F.J. Sijtsma.* Maatschappelijke waardering van ecosysteemdiensten; een handreiking voor publieke besluitvorming. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 274 *Overbeek, M.M.M., B. Harms & S.W.K. van den Burg (2012).* Internationale bedrijven duurzaam aan de slag met natuur en biodiversiteit.; voorstudie bij de Balans van de Leefomgeving 2012.
- 275 *Os, J. van; T.J.A. Gies; H.S.D. Naeff; L.J.J. Jeurissen.* Emissieregistratie van landbouwbedrijven; verbeteringen met behulp van het Geografisch Informatiesysteem Agrarische Bedrijven.
- 276 *Walsum, P.E.V. van & A.A. Veldhuizen.* MetaSWAP_V7_2_0; Rapportage van activiteiten ten behoeve van certificering met Status A.
- 277 *Kooten T. van & S.T. Glorius.* Modeling the future of het North Sea. An evaluation of quantitative tools available to explore policy, space use and planning options.
- 279 *Bilt, W.G.M. van der, B. de Knegt, A. van Hinsberg & J. Clement (2012).* Van visie tot kaartbeeld; de kijkrichtingen ruimtelijk uitgewerkt. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 280 *Kistenkas, F.H. & W. Nieuwenhuizen.* Rechtsontwikkelingen landschapsbeleid: landschapsrecht in wording. Bijlage bij WOT-paper 12 – 'Recht versus beleid'
- 281 *Meeuwse, H.A.M. & R. Jochem.* Openheid van het landschap; Berekeningen met het model ViewScape.
- 282 *Dobben, H.F. van.* Naar eenvoudige dosis-effectrelaties tussen natuur en milieucriteria; een toetsing van de mogelijkheden van de Natuurplanner.
- 283 *Gaaff, A.* Raming van de budgetten voor natuur op langere termijn; Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011.
- 285 *Vries, P. de, J.E. Tamis, J.T. van der Wal, R.G. Jak, D.M.E. Slijkerman and J.H.M. Schobben.* Scaling human-induced pressures to population level impacts in the marine environment; implementation of the prototype CUMULEO-RAM model.
- 2012**
- 286 *Keizer-Vlek, H.E. & P.F.M. Verdonschot.* Bruikbaarheid van SNL-monitoringgegevens voor EC-rapportage voor Natura 2000-gebieden; Tweede fase: aquatische habitattypen.
- 287 *Oenema, J., H.F.M. Aarts, D.W. Bussink, R.H.E.M. Geerts, J.C. van Middelkoop, J. van Middelaar, J.W. Reijs & O. Oenema.* Variatie in fosfaatopbrengst van grasland op praktijkbedrijven en mogelijke implicaties voor fosfaatgebruiksnormen.
- 288 *Troost, K., D. van de Ende, M. Tangelder & T.J.W. Ysebaert.* Biodiversity in a changing Oosterschelde: from past to present
- 289 *Jaarrapportage 2011.* WOT-04-001 – Koepel
- 290 *Jaarrapportage 2011.* WOT-04-008 – Agromilieue
- 291 *Jaarrapportage 2011.* WOT-04-009 – Natuur, Landschap en Platteland
- 292 *Jaarrapportage 2011.* WOT-04-010 – Balans van de Leefomgeving
- 293 *Jaarrapportage 2011.* WOT-04-011 – Natuurverkenning
- 294 *Bruggen, C. van, C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen, J.F.M. Huijsmans, S.M. van der Sluis & G.L. Velthof.* Ammoniakemissie uit dierlijke mest en kunstmest in 2010; berekeningen met het Nationaal Emissiemodel voor Ammoniak (NEMA).
- 295 *Spijker, J.H., H. Kramer, J.J. de Jong & B.G. Heusinkveld.* Verkenning van de rol van (openbaar) groen op wijk- en buurtniveau op het hitte-eilandeffect
- 296 *Haas, W. de, C.B.E.M. Aalbers, J. Kruij, R.C.M. Arnouts & J. Kempenaar.* Parknatuur; over de kijkrichtingen beleefbare natuur en inpasbare natuur
- 297 *Doorn, A.M. van & R.A. Smidt.* Staltypen nabij Natura 2000-gebieden.
- 298 *Luesink, H.H., A. Schouten, P.W. Blokland & M.W. Hoogeveen.* Ruimtelijke verdeling ammoniakemissies van beweiden en van aanwenden van mest uit de landbouw.
- 299 *Meulenkamp, W.J.H. & T.J.A. Gies.* Effect maatregelen reconstructie zandgebieden; pilotgemeente Gemert-Bakel.
- 300 *Beukers, R. & B. Harms.* Meerwaarde van certificeringsschema's in visserij en aquacultuur om bij te dragen aan het behoud van biodiversiteit
- 301 *Broekmeyer, M.E.A., H.P.J. Huiskens, S.M. Hennekens, A. de Jong, M.H. Storm & B. Vanmeulebrouk.* Gebruikers-handleiding Audittrail Natura 2000.
- 302 *Bruggen van, C., C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen, J.F.M. Huijsmans, S.M. van der Sluis & G.L. Velthof.* Ammonia emissions from animal manure and inorganic fertilisers in 2009. Calculated with the Dutch National Emissions Model for Ammonia (NEMA)
- 303 *Donders, J.L.M. & C.M. Goossen.* *Recreatie in groen blauwe gebieden.* Analyse data Continu Vrijtijdsonderzoek: bezoek, leeftijd, stedelijkheidsgraad en activiteiten van recreanten
- 304 *Boesten, J.J.T.I. & M.M.S. ter Horst.* Manual of PEARLNEQ v5
- 305 *Reijnen, M.J.S.M., R. Pouwels, J. Clement, M. van Esbroek, A. van Hinsberg, H. Kuipers & M. van Eupen.* EHS Doelrealisatiegraadmeter voor de EHS. Natuurkwaliteit van landecosysteemttypen op lokale schaal.
- 306 *Arnouts, R.C.M., D.A. Kamphorst, B.J.M. Arts & J.P.M. van Tatenhove.* Innovatieve governance voor het groene domein. Governance-arrangementen voor vermaatschappelijking van het natuurbeleid en verduurzaming van de koffieketen.
- 307 *Kruseman, G., H. Luesink, P.W. Blokland, M. Hoogeveen & T. de Koeijer.* MAMBO 2.x. Design principles, model, structure and data use
- 308 *Koeijer de, T., G. Kruseman, P.W. Blokland, M. Hoogeveen & H. Luesink.* MAMBO: visie en strategisch plan, 2012-2015
- 309 *Verburg, R.W.* Methoden om kennis voor integrale beleidsanalyses te combineren.
- 310 *Bouwma, I.M., W.A. Ozinga, T. v.d. Sluis, A. Griffioen, M.P. v.d. Veen & B. de Knegt.* Dutch nature conservation objectives from a European perspective.
- 311 *Wamelink, G.W.W., M.H.C. van Adrichem & P.W. Goedhart.* Validatie van MOVE4.
- 312 *Broekmeyer, M.E.A., M.E. Sanders & H.P.J. Huiskens.* Programmatische Aanpak Stikstof. Doelstelling, maatregelen en mogelijke effectiviteit.
- 314 *Pouwels, P. C. van Swaay, R. Foppen & H. Kuipers.* Prioritaire gebieden binnen EHS voor behoud doelsoorten vlinders en vogels.
- 315 *Rudrum, D., J. Verboom, G. Kruseman, H. Leneman, R. Pouwels, A. van Teeffelen & J. Clement.* Kosteneffectiviteit van natuurgebieden op het land. Eerste verkenning met ruimtelijke optimalisatie biodiversiteit.
- 316 *Boone, J.A., M.A. Dolman, G.D. Jukema, H.R.J. van Kernebeek & A. van der Knijff.* Duurzame landbouw verantwoord. Methodologie voor het kwantitatief meten van de duurzaamheid van de Nederlandse landbouw.