

Natuurwaarde 2.0 land

Graadmeter natuurkwaliteit landecosystemen voor
nationale beleidsdoelen

M.J.S.M. Reijnen, A. van Hinsberg, M.L.P. van Esbroek, B. de Knegt,
R. Pouwels, S. van Tol & J. Wiertz

r a p p o r t e n



wot
Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Natuurwaarde 2.0 land

Dit rapport is gemaakt conform het Kwaliteitshandboek van de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu.

Auteurs:

M.J.S.M. Reijnen: WOT Natuur & Milieu, Wageningen UR

B. de Knecht & R. Pouwels: Alterra Wageningen UR

A. van Hinsberg, M.L.P. van Esbroek, S. van Tol & J. Wiertz: Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven

De reeks 'Wot-rapporten' bevat onderzoeksresultaten van projecten die kennisorganisaties voor de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu hebben uitgevoerd.

Wot-rapport **110** is het resultaat van een onderzoeksopdracht van het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), gefinancierd door het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV). Dit onderzoeksrapport draagt bij aan de kennis die verwerkt wordt in meer beleidsgerichte publicaties zoals Natuurbalans, Milieubalans en thematische verkenningen.

Natuurwaarde 2.0 land

Graadmeter natuurkwaliteit land-
ecosystemen voor nationale beleidsdoelen

M.J.S.M. Reijnen

A. van Hinsberg

M.L.P. van Esbroek

B. de Knegt

R. Pouwels

S. van Tol

J. Wiertz

Rapport 110

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Wageningen, oktober 2010

Referaat

Reijnen, M.J.S.M., A. van Hinsberg, M.L.P. van Esbroek, B. de Knecht, R. Pouwels, S. van Tol & J. Wiertz, 2010. *Natuurwaarde 2.0 land. Graadmeter natuurkwaliteit landecosystemen voor nationale beleidsdoelen*. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 110. 116 blz. 14 fig.; 16 tab.; 59 ref.; 3 bijl.

De graadmeter Natuurwaarde 2.0 geeft een beeld van de jaarlijkse veranderingen in de gemiddelde ecosysteemkwaliteit van natuurgebieden in Nederland, sinds 1994. De gemiddelde ecosysteemkwaliteit is bepaald op basis van de NEM-meetnetten voor vogels, vlinders, planten en reptielen (NEM = Netwerk Ecologische Monitoring). De onderscheiden ecosystemen zijn: bos, heide, open duin, moeras en halfnatuurlijk grasland; voor het agrarische gebied blijkt het aantal NEM-meetpunten voor planten nog onvoldoende. Methodologisch is deze versie 2 sterk verbeterd doordat deze qua rekenmethode, indeling van ecosystementypen en soortselectie beter aansluit op het beleid, nu deze ook jaarlijks bepaald kan worden. De methode is in principe consistent met die van de Kaderrichtlijn Water (KRW), Natura 2000 en de Europese SEBI (Streamlining European Biodiversity Indicators) en mondiale CBD-richtlijnen (CBD = Convention on Biological Diversity). Zo kan bijvoorbeeld de 2010-doelstelling getoetst worden. Verder wordt de graadmeter Natuurwaarde 2.0 geplaatst en bediscussieerd in het raamwerk van de overige natuurindicatoren van het Planbureau voor de Leefomgeving.

Trefwoorden: natuurgraadmeter, ecosysteemkwaliteit, landnatuur, doelsoorten, intact ecosysteem

Abstract

Reijnen, M.J.S.M., A. van Hinsberg, M.L.P. van Esbroek, B. de Knecht, R. Pouwels, S. van Tol & J. Wiertz, 2010. *Terrestrial Ecosystem Quality in Natural Capital Index 2.0; An indicator of the ecological value of terrestrial ecosystems for national policy goals*. Wageningen, Statutory Research Tasks Unit for Nature and the Environment. WOt-rapport 110. 116 p. 14 Fig.; 16 Tab.; 59 Ref.; 3 Annexes

The Natural Capital Index 2.0 provides insight into trends in average ecosystem quality of nature areas in the Netherlands for each year since 1994. The average ecosystem quality is assessed using information from the bird, butterfly, reptile and plant monitoring networks of the Dutch National Ecological Monitoring Network (NEM). All major terrestrial natural ecosystems are assessed (forest, heathland, open dunes, marshland, and semi-natural grassland). More plant monitoring sites in agricultural areas are needed before the ecosystem quality of farmland can be derived. Version 2 of the indicator represents a great methodological improvement, as it is more compatible with present policy in terms of the method of calculation, the classification of ecosystem types and the selection of species, as ecosystem quality can now be assessed yearly. The method is basically consistent with that used in the EU's Water Framework Directive (WFD), Natura 2000 and the European SEBI (Streamlining European Biodiversity Indicators), as well as international CBD guidelines (CBD = Convention on Biological Diversity). One of the options it offers is to test whether the 2010 targets are being met. The report also discusses the indicator in the framework of the other ecological indicators used at the Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL).

Key words: ecological indicator, ecosystem quality, terrestrial ecosystems, target species, intact ecosystem

ISSN 1871-028X

©2010 **Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu**

Postbus 47, 6700 AA Wageningen

Tel: (0317) 47 78 44; Fax: (0317) 42 49 88; e-mail: info.wnm@wur.nl

Alterra Wageningen UR

Postbus 47, 6700 AA Wageningen.

Tel: (0317) 47 47 00; fax: (0317) 41 90 00; e-mail: info.alterra@wur.nl

Planbureau voor de Leefomgeving

Postbus 303, 3720 AH Bilthoven

Tel: (030) 274 27 45; fax: (030) 274 44 79; e-mail: info@mnv.nl

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

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

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

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

Leeswijzer	7
Woord vooraf	9
Samenvatting	11
Summary	17
1 Inleiding	23
1.1 Probleem en doel	23
1.2 Grondslag graadmeter Natuurwaarde	25
1.3 Aanpak en opzet rapportage	25
2 Ecosysteemttypen	29
2.1 Indeling ecosysteemttypen Natuurwaarde 1.0	29
2.2 Aanpassing ecosysteemttypen Natuurwaarde 2.0	30
3 Areaal landecosystemen	33
3.1 Aanpak	33
3.2 Resultaten en conclusies	34
4 Optimalisatie soortensets landecosystemen	37
4.1 Aanpak	37
4.1.1 Soortensets in Natuurwaarde 1.0	37
4.1.2 Optimalisatie soortensets in Natuurwaarde 2.0	39
4.2 Optimalisatie vaatplanten	40
4.3 Optimalisatie fauna	43
4.3.1 Broedvogels	43
4.3.2 Dagvlinders	46
4.3.3 Zoogdieren	48
4.3.4 Reptielen	48
4.4 Betekenis van natuurwaardesoorten als indicator voor doelsoorten	49
4.4.1 Inleiding	49
4.4.2 Methode	49
4.4.3 Resultaten en conclusies	51
4.5 Overzicht en conclusies	53
5 Berekening Natuurwaarde 2.0	57
5.1 Berekening Natuurwaarde 1.0	57
5.2 Aandachtspunten	57
5.2.1 Berekening kwaliteit ecosysteemttypen	57
5.2.2 Aggregatie van ecosysteemttypen	60
5.3 Aanpassing berekening voor Natuurwaarde 2.0	60

6	Resultaten en discussie	61
6.1	Kwaliteit en areaal landecosystemen	61
6.2	Discussie en conclusies	64
7	Natuurwaarde 2.0 als indicator voor doelrealisatie van het beleid	69
7.1	Doel- en taakstellingen natuurbeleid	69
7.2	Beleidsbeoordelingen en gebruik graadmeter Natuurwaarde	70
7.3	Natuurwaarde en overige PBL-graadmeters	71
8	Algemene conclusies en aandachtspunten	79
	Literatuur	81
Bijlage 1	Evaluatie modellering faunasoorten Natuurwaarde 1.0	85
Bijlage 2	Toelichting optimalisatie soortensets vaatplanten	89
Bijlage 3	Soortenlijsten per Ecosysteemtype	97

Leeswijzer

Management en beleid kunnen wellicht volstaan met het lezen van de eerste alinea van de samenvatting: 'hoofdpijnen', figuur 7 in Hoofdstuk 6 met (rode) trendlijn voor natuurkwaliteit en Hoofdstuk 7 met de beleidscontext en aanvullende natuurindicatoren. Onderzoekers, die snel een beeld willen krijgen, kunnen verder lezen in de samenvatting. De onderzoekers, die de methoden en de gemaakte keuzes precieser willen kennen, vormen de doelgroep van de rest van het rapport.

Woord vooraf

De Natuurwaarde 2.0 is bedoeld als de graadmeter voor de ecosysteemkwaliteit, zowel op nationaal, als op internationaal niveau. Het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) publiceert deze graadmeter naast een aantal andere kerngraadmeters in het kader van haar wettelijke taak om jaarlijks een beschrijving en evaluatie te geven van de toestand en trends van de natuurkwaliteit.

De Natuurwaarde 2.0 is een duidelijk verbeterde versie ten opzichte van de in 2002 gepubliceerde Natuurwaarde 1.0. De ontwikkeling heeft plaatsgevonden in nauwe samenwerking tussen Wageningen UR (WOT Natuur & Milieu) en PBL. De belangrijkste principes van de graadmeter Natuurwaarde komen nu beter tot uitdrukking in de gehanteerde methodiek. De positionering van deze ecosysteemgraadmeter ten opzichte van meer soortgerichte of conditiegerichte graadmeters is daarmee ook verhelderd. De relatie met beleidsdoelstellingen is nu veel sterker. Tevens is de relatie met andere ecosysteemgraadmeters zoals die worden gebruikt in de Kaderrichtlijn Water en de Habitatrichtlijn duidelijker.

Jaarlijkse actualisatie van de graadmeter is mogelijk door een goede aansluiting op de lopende ecologische meetnetten. Hierdoor is de bruikbaarheid voor beleidsevaluaties sterk verbeterd. Dit is mogelijk dankzij het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) dat het werk onderling regelt tussen professionals en een groot aantal vrijwilligers, deels via de provincies en deels via de Particuliere Gegevensbeherende Organisaties (PGO's). Het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS) zorgt in samenwerking met de Gegevens Autoriteit Natuur (GAN) voor de kwaliteitsborging. Het CBS berekent ook de trendlijnen van de soorten over een reeks van jaren. Het PBL berekent in samenwerking met de WOT Natuur & Milieu vervolgens op basis daarvan de ecosysteemkwaliteit Natuurwaarde 2.0 voor het desbetreffende jaar.

Jaap Wiertz

PBL-Projectleider Kennisbasis biodiversiteit, modellen en graadmeters

Samenvatting

Hoofdlijn

De graadmeter Natuurwaarde versie 2.0 geeft een beeld van de jaarlijkse veranderingen in de gemiddelde ecosysteemkwaliteit van natuurgebieden in Nederland, sinds 1994. De gemiddelde ecosysteemkwaliteit is bepaald op basis van de NEM-meetnetten voor vogels, vlinders, planten en reptielen (NEM = Netwerk Ecologische Monitoring). De onderscheiden ecosystemen zijn: bos, heide, open duin, moeras en halfnatuurlijk grasland; voor het agrarische gebied blijkt het aantal NEM-meetpunten voor planten nog onvoldoende.

Methodologisch is deze versie 2 sterk verbeterd doordat deze qua rekenmethode, indeling van ecosysteemttypen en soortselectie beter aansluit op het beleid en nu deze ook jaarlijks bepaald kan worden. De methode is in principe consistent met die van de Kaderrichtlijn Water, Natura 2000 en de Europese SEBI (Streamlining European Biodiversity Indicators) en mondiale CBD-richtlijnen (CBD = Convention on Biological Diversity). Zo kan bijvoorbeeld de 2010-doelstelling getoetst worden. Verder wordt de graadmeter Natuurwaarde 2.0 geplaatst en bediscussieerd in het raamwerk van de overige natuurindicatoren van het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL).

Achtergrond, aanleiding en doel

Het PBL heeft onder andere als taak ieder jaar te rapporteren over de toestand van de natuur en een duiding te geven van de effecten van het (natuur)beleid. Jaarlijks wordt daarom een Natuur- en Milieubalans uitgebracht (Vanaf 2010: opgenomen in de tweejaarlijkse Balans van de Leefomgeving). Daarnaast geeft het PBL eens in de vier jaar een prognose van toestand en een ex ante evaluatie van de maatschappelijke ontwikkelingen en het beleid. Het PBL doet dit bij voorkeur zo feitelijk en systematisch mogelijk en gebruikt daarbij een vaste set aan indicatoren of graadmeters. Deze zijn zowel te bepalen met de meetwaarnemingen als met de modelsimulaties.

In 2002 is de graadmeter Natuurwaarde 1.0 ontwikkeld (Ten Brink *et al.*, 2002) en gepresenteerd in de 2^e nationale natuurverkenningen (MNP, 2002). De natuurwaarde is één van de kernindicatoren van het PBL. Deze graadmeter beschrijft areaal en kwaliteit van de Nederlandse natuur. De kwaliteit van natuur wordt uitgedrukt in de gemiddelde abundantie van soorten. Het gebruik van het voorkomen van soorten, als maat voor biologische kwaliteit, sluit aan bij de manier waarop internationaal natuurkwaliteit wordt beschreven, bijvoorbeeld bij het SEBI-project (EEA 2007).

Bij het gebruik van de graadmeter Natuurwaarde 1.0 zijn echter een aantal beperkingen geconstateerd; deels van belang voor toepassingen voor Nederlands beleid, maar deels ook van meer principieel en methodologisch belang. Belangrijkste knelpunten waren:

- Het aantal doelsoorten (waaronder ook soorten uit de leefgebiedenbenadering en de Vogel- en Habitatrichtlijn) in de geselecteerde soortensets is relatief laag wat de aansluiting bij de door het beleid geformuleerde natuurkwaliteitsdoelen beperkt.
- De meetbaarheid van de gekozen soorten is beperkt en maakt het niet mogelijk om jaarlijkse veranderingen in natuurkwaliteit in beeld te brengen waardoor effecten van recent beleid niet goed zijn te evalueren.
- Verandering in de kwaliteit van ecosystemen werken niet even sterk door bij aggregatie tot bijvoorbeeld landnatuur. In de gekozen aanpak werken veranderingen in het omvangrijkste

ecosysteem het sterkste door. Dit sluit niet aan bij het natuurbeleid dat verschillende natuurtypen naast elkaar zet, ongeacht van omvang.

Het primaire doel is nu, om via het oplossen van de genoemde knelpunten, te komen tot een nieuwe versie van de graadmeter Natuurwaarde (NW 2.0) die beter aansluit op de nationale beleidsdoelen en de evaluatie daarvan. Dit rapport beschrijft die aanpassing van de NW-graadmeter voor landecosystemen in natuurgebieden en geeft rekenresultaten en grafieken voor de periode 1994-2007. Deze zijn inmiddels gedeeltelijk ook al gepubliceerd in de Natuurbalans 2008 en 2009.

Raamwerk van PBL-indicatoren

Verder wordt de graadmeter Natuurwaarde 2.0 geplaatst en bediscussieerd in het raamwerk van de overige PBL-indicatoren voor natuur. In dat raamwerk worden graadmeters onderscheiden die de huidige staat van de biodiversiteit beschrijven en graadmeters die milieucondities of drukfactoren beschrijven. De huidige staat van de biodiversiteit wordt beschreven met graadmeters voor de drie hoofdaspecten, namelijk ecosystemen, soorten en genetische variatie binnen soorten. De graadmeter Natuurwaarde 2.0 is in dit raamwerk gepositioneerd als ecosysteemgraadmeter, die jaarlijkse veranderingen in gemiddelde biodiversiteitskwaliteit van ecosystemen op nationale schaal (voor een vijftal ecosystemtypen) beschrijft. De Ecologische Doelrealisatie EHS-graadmeter beschrijft in datzelfde domein – maar meer gedetailleerd en minder frequent – de biodiversiteitskwaliteit op lokale schaal (vlakdekkend per natuurstype/beheertype). Met de huidige gegevens is een updatefrequentie van eens in de circa 10 jaar mogelijk. Andere specifieke uitwerkingen van de ecosysteemgraadmeter zijn de EKR van waterlichamen (Ecologische KwaliteitsRatio uit de Kaderrichtlijn Water) en de habitatkwaliteit (uit de Habitatrichtlijn).

Naast de ecosysteemgraadmeters zijn er graadmeters die focussen op veranderingen van diversiteit op soortniveau. De belangrijkste is de Rode Lijst-index die inzoomt op de bedreiging en het mogelijk uitsterven van soorten. Omdat de Rode Lijst slechts laagfrequent is te updaten, wordt in de Natuurbalans de ontwikkeling in de Rode Lijst weergegeven als trends van Rode Lijst-soorten. Deze trends worden berekend volgens de CBS-systematiek van de STI (Soortgroeptrendindexen). Aan de ruimtelijke uitwerking van een soortgerichte indicator wordt nog gewerkt.

De variatie aan landbouwrasen is een van de weinig uitwerkte indicatoren op het niveau van genetische variatie binnen soorten.

Naast de strikte biodiversiteitsgraadmeters zijn er milieu-, water- en ruimteindicatoren die merendeels ook jaarlijks op nationale schaal geactualiseerd worden. Deze indicatoren geven weer hoe de druk op ecosystemen zich ontwikkelt en gaan uit van de lokale condities benodigd voor realisatie van nagestreefde ecosysteemkwaliteit.

Bij de operationalisering van de hiervoor besproken graadmeters is al zoveel mogelijk aangesloten op de nieuwe typologie van het natuurbeleid (Index-NL) die het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit samen met het Interprovinciaal Provinciaal (LNV-IPO) aan het ontwikkelen is, alsmede de wensen vanuit monitoringbehoefte van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) als groot project (LNV, 2008; LNV, 2009).

Hierna zijn, in meer technische zin de verbeteringen samengevat.

Aanpassing methode graadmeter Natuurwaarde voor landnatuur

1. Indeling ecosysteemttypen en bepaling areaal

De indeling van de ecosysteemttypen en nadere opsplitsing met fysisch-geografische regio's in de Natuurwaarde 1.0 is op een aantal punten verbeterd en aangepast. De belangrijkste aanpassing was dat de halfnatuurlijke graslanden, die voorheen onderdeel uitmaakten van het agrarisch gebied en nu als afzonderlijk ecosysteemttype zijn onderscheiden. Dit was beleidsmatig belangrijk omdat extensief gebruikte (natuur) graslanden, anders wegvallen bij evaluatie van kwaliteit van natuur en natuurgebieden. De onderscheiden ecosysteemttypen zijn nu bos, heide, open duin, moeras, halfnatuurlijk grasland en agrarisch gebied. Met de recent ontwikkelde basiskaart Bestaande Natuur (Kramer *et al.*, 2004) is een frequente tweejaarlijkse areaalbepaling van deze ecosysteemttypen mogelijk. De legenda-eenheden van deze kaart geven direct een vrij goed beeld van het areaal van de landecosystemen.

2. Verbetering meetbaarheid soorten

In de Natuurwaarde 1.0 zijn meetgegevens van soorten voor een groot deel gebaseerd op incidentele waarnemingen en Atlasdata. Met dit soort gegevens zijn alleen gemiddelde uitspraken mogelijk over een langere tijdsperiode. In de Natuurwaarde 2.0 zijn alleen soorten gekozen waarvan op basis van de meetnetten van het NEM jaarlijks trends zijn te berekenen. Voor enkele zeldzame soorten wordt gebruik gemaakt van aanvullende meetgegevens van de PGO's, die jaarlijks beschikbaar zijn. Hierdoor zijn jaarlijkse trends in natuurkwaliteit te berekenen.

Als gevolg van deze aanpassing worden de soortgroepen planten, broedvogels, reptielen en dagvlinders gehandhaafd en komt de soortgroep zoogdieren geheel te vervallen. Aangenomen wordt dat met gehandhaafde soortgroepen in het algemeen een goede beschrijving van de kwaliteit van de landnatuur is te geven. Dit is in lijn met de conclusies van het project Index-NL waarin terreinbeheerders en onderzoekers hebben geconcludeerd dat met drie soortgroepen (waaronder planten en vogels) de kwaliteit van landnatuur al relatief goed is te bepalen.

Een ander gevolg van het gebruik van de NEM-meetnetten (die primair zijn gericht op het verkrijgen van nationale trends) is dat opsplitsing van de ecosysteemttypen per fysisch-geografische regio niet meer mogelijk was. Voor de berekening van de Natuurwaarde in versie 2.0 is het ecosysteemttype daarom de basiseenheid.

Verder bleek het nog niet mogelijk om een goede biodiversiteitskwaliteit van agrarisch gebied te berekenen omdat essentiële informatie uit meetnetten over jaarlijkse trends van planten ontbreekt.

3. Meer doelsoorten

De ecosysteemttypen van de natuurwaarde zijn combinaties van de natuurdoelen waar het Rijksnatuurbeleid op stuurt. De natuurdoelen bestaan uit clusters van natuurdoeltypen. De kwaliteit van die natuurdoeltypen is afgemeten aan het voorkomen van doelsoorten. De aansluiting op het beleid van de soortensets in de graadmeter Natuurwaarde wordt in belangrijke mate bepaald door de aanwezigheid van deze doelsoorten uit de soortengroepen planten, vogels en vlinders.

Een verhoging van het aandeel doelsoorten in de soortensets in de Natuurwaarde 2.0 is vooral gerealiseerd voor de planten. De meetbaarheid van de doelsoorten blijft echter veelal een beperkende factor. Tussen het aantal natuurdoelsoorten en het aantal natuur-

waardesoorten op een locatie bestaat echter een sterk positief verband. Het is daardoor aannemelijk dat trends in natuurwaardesoorten kunnen worden gebruikt als schatter voor trends in de complete set van doelsoorten vogels, vlinders en planten. Duidelijk is dat met de nieuwe typologie van index-NL de focus op doelsoorten om ecosysteemkwaliteit te meten, kan gaan veranderen. De overlap met soorten uit Vogel- en Habitatrichtlijn (inclusief de typische soorten van de Habitatrichtlijn) en de soorten van de recente leefgebiedenbenadering sluit echter goed aan bij de doelsoorten van de drie soortgroepen.

4. Berekening biodiversiteitskwaliteit van ecosystemen

Een belangrijke stap bij het berekenen van de kwaliteit van een ecosysteem is het middelen van de soortindexen. In de Natuurwaarde 1.0 is gekozen voor afkap van soortindexen op 100% (referentieniveau) en vervolgens deze rekenkundig te middelen. De vergelijking met het referentieniveau is bedoeld om de graadmeter de betekenis van 'intactheid' te geven. Het alternatief om de soortindexen niet af te kappen en meetkundig te middelen werd minder bruikbaar geacht omdat de betekenis van de natuurwaarde dan niet meer eenduidig is. Vanwege discussie over de wijze van middeling zijn de verschillen tussen de twee methoden nog eens belicht.

Bij afkap van indexen op 100% zijn statistische overwegingen voor de wijze van middeling niet eenduidig. Indien uitschieters boven de 100% voorkomen, gaat de verdeling richting normaal en ligt rekenkundig middelen het meest voor de hand. Afkappen is essentieel om eenduidig de feitelijke afstand tot de referentie weer te geven van de set geselecteerde soorten. Een exacte afkap op 100% heeft overigens wel als nadeel dat wordt gesuggereerd dat er maar één referentiesituatie mogelijk is en dat de mate van voorkomen van soorten in die referentiesituatie vast zou liggen. Het referentieniveau heeft echter feitelijk een bepaalde bandbreedte door natuurlijke fluctuaties en onzekerheid in de beschikbare data. Met de huidige beschikbare waarnemingsdata is een bandbreedte echter niet aan te geven.

Op basis van statistische argumenten kan gesteld worden dat meetkundig middelen het beste past bij het werken met indexcijfers die niet worden afgekapt. De niet afgekapte indexcijfers zijn veelal lognormaal verdeeld met soms hoge uitschieters boven de 100%. Zonder afkap kunnen gemiddelde indexwaarden voor natuurkwaliteit daardoor boven de 100% komen. Deze aanpak wordt veelal gebruikt wanneer geen duidelijke referentie of kwaliteitsnorm gekozen is, zoals bij de veel gebruikte SoortgroepTrendIndex (STI). Het willekeurig gekozen startjaar van de metingen is dan op 100% gesteld en er wordt alleen gelet op de trendverandering ten opzichte van dat startjaar en niet ten opzichte van het kwaliteitsniveau in een ongestoorde, optimale of natuurlijke ontwikkelingstoestand. De feitelijke afstand tot de referentie is daardoor niet meer eenduidig.

De conclusie is dat er geen duidelijke argumenten zijn om de berekening van de kwaliteit van ecosystemen zoals toegepast voor de Natuurwaarde 1.0 te wijzigen. Voor de trend in de meetperiode heeft dit geen gevolgen, deze komt met beide methoden overeen. Het kwaliteitsniveau is met meetkundig middelen wel lager dan met rekenkundig middelen met afkap. Dit wordt veroorzaakt doordat lage indexen (die veel voorkomen) met meetkundig middelen veel zwaarder wegen dan hoge indexen.

5. Aggregatie van ecosystementypen: rekening houden met verschillen in biodiversiteit

Verandering in de kwaliteit van ecosystemen werken niet even sterk door bij aggregatie tot bijvoorbeeld landnatuur. In de Natuurwaarde 1.0 werkten veranderingen in het omvangrijkste ecosysteem het sterkste door. Voor Nederland betekende dit dat de natuurwaarde op het land door bos van de hogere zandgronden wordt gedomineerd. Dit terwijl een groot deel, zo niet het grootste deel, van de voorraad in biodiversiteit in andere

ecosystemen aanwezig is, zoals heide, duin en halfnatuurlijk grasland. Deze aanpak sluit niet aan bij het natuurbeleid dat streeft naar behoud van diversiteit van ecosysteemttypen en naast qua areaal grote natuurtypen ook veel minder omvangrijke typen zet.

Daarom is gekozen voor een aggregatie van ecosysteemkwaliteit met meer nadruk op de diversiteit van ecosystemen en minder nadruk op het areaal van de ecosystemen. Er zijn daarin drie relevante opties: (1) middeling van de kwaliteit van de ecosystemen in de huidige natuurgebieden, (2) middeling van de kwaliteit van de ecosystemen in de beoogde natuurgebieden en (3) middeling van de kwaliteit van ecosystemen uitgaande van een situatie waarbij het gehele Nederlandse grondgebied (natuur + agrarisch + stedelijk) beschouwd wordt. Alle drie de opties zijn praktisch uitvoerbaar. In dit rapport is alleen de eerste optie uitgewerkt omdat deze al is gepresenteerd in de Natuurbalans.

Resultaten en toepassing: trend landecosystemen 1994-2007

Bij de Natuurwaarde 1.0 was slechts één resultaat per circa 10 jaar mogelijk. Nu zijn er jaarlijks cijfers te leveren, hetgeen beleidsevaluatie vergemakkelijkt. Resultaten van kwaliteit en areaal zijn bepaald voor bos, heide, open duin, moeras, halfnatuurlijk grasland alsmede voor de aggregatie van deze ecosysteemttypen tot landnatuur. Voor het agrarisch gebied zijn nu geen betrouwbare uitspraken mogelijk, omdat jaarlijkse monitoringsgegevens van de planten ontbreekt. Voor afzonderlijke natuurtypen uit Index-NL zijn, met de huidige meetnetten, geen aparte jaarlijkse trends te berekenen.

De trend in de kwaliteit kan nu jaarlijks weergegeven worden vanaf 1994, het jaar dat van elke beschouwde soortengroep indexen te berekenen waren. Moeras, heide en open duin laten een verdere daling zien van de kwaliteit in de periode 1994-2007. Dit kan het best in beeld gebracht worden door de ecosysteemkwaliteit te berekenen en vervolgens de getallen te indexeren op het niveau van 1994. Voor alle ecosystemen ligt de kwaliteit in 1994 op een beduidend lager niveau dan in de referentiesituatie (meest overeenkomend met de situatie in 1950), en zijn veranderingen nadien moeilijk zichtbaar wanneer niet wordt ingezoomd op de laatste periode. Inzoomen laat zien dat de afname die voor 1990 heeft plaatsgevonden dóórgaat. Wel stabiliseert rond 2000 de afname in moeras. In moeras en heide is de afname sinds 1994 het grootst. In open duin is de afname kleiner. Niet alle soortgroepen in deze drie ecosysteemttypen vertonen een negatieve trend. Het meest opvallend is de positieve trend voor reptielen in heide en open duin. In bos en halfnatuurlijk grasland is sprake van stabilisatie over de gehele periode van 1994 tot 2007. De kwaliteit van landnatuur als geheel, hier weergegeven door middeling van de kwaliteit van de ecosystemen in de huidige natuurgebieden, neemt echter nog af.

Conclusies en aanbevelingen

Het PBL heeft als taak een jaarlijkse beschrijving te geven van de kwaliteit van natuur, milieu en landschap, en evaluaties en verkenningen uit te voeren naar de vorderingen van natuur- en milieubeleid. Met de nieuwe aanpassingen kan de graadmeter Natuurwaarde een grotere rol spelen in evaluaties op landelijk niveau. In de Natuurwaarde 2.0 is de aansluiting op de landelijke beleidsdoelen sterk verbeterd ten opzichte van de versie 1.0:

- De natuurkwaliteit van ecosystemen én aggregaties hiervan tot bijvoorbeeld landnatuur geeft aan hoe landelijk gezien de gemiddelde mate van voorkomen van soorten afwijkt van een intact systeem. Het voorkomen van deze soorten is hoog gecorreleerd met het voorkomen van de doelsoorten die gebruikt zijn in de definities van het beleidsdoel.
- De hier gebruikte ecosysteemttypen bestaan uit clusters van de door het beleid onderscheiden natuurdoelen en natuurdoeltypen. Dit geldt ook voor de nieuwe natuurtypen en beheertypen die het LNV-traject 'waarborgen natuurkwaliteit & omvorming programma beheer' worden onderscheiden.

- De keuze van de soortgroepen in de graadmeter Natuurwaarde 2.0 sluit beter aan bij de huidige aanpak in het LNV-traject 'waarborgen natuurkwaliteit & omvorming programma beheer': kwaliteitsmeting met drie soortgroepen, planten, broedvogels en een derde groep¹ (Schipper & Siebel, 2008). De derde groep kan wisselen per natuurtype, veelal dagvlinders maar soms andere soorten.
- De Natuurwaarde 2.0 is de enige bestaande graadmeter die veranderingen in de biodiversiteit van zowel ecosystemen als aggregaties tot landnatuur jaarlijks in beeld kan brengen.

Hoewel de natuurwaarde sterke punten heeft, moet ook worden gerealiseerd dat er beperkingen zijn. Zo zijn uitspraken over de landelijk gemiddelde kwaliteit van de ecosystementypen niet direct te herleiden naar uitspraken over lokale doelbereiking van natuurdoeltypen, habitattypen en/of de nieuwe natuur- en beheertypen. Ook is de landelijk gemiddelde kwaliteit van de natuurwaarde niet eenvoudig koppelbaar met uitspraken over condities. Koppeling met condities is makkelijker met ruimtelijk gespecificeerde uitwerkingen van de ecosystemengraadmeter, zoals de EHS-doelrealisatiegraadmeter.

Het PBL gebruikt in internationale studies de indicator: MSA (relative Mean Species Abundance of originally occurring species (MNP, 2007a; Alkemade *et al.*, 2009). Het achterliggend concept van MSA is in die zin hetzelfde als Natuurwaarde 1.0, dat beoogd wordt een benadering te geven van de mate waarin soorten in de huidige situatie afwijken van de soorten in ongestoorde situaties. Bij de MSA wordt daartoe voor elk grid van 50*50 kilometer van de wereld gekeken in hoeverre landgebruik en milieudruk afwijken van de referentie 'ongerepte natuur'. In de MSA krijgt elke grid tot nog toe bij aggregatie een gelijk gewicht, onafhankelijk van het ecosysteem of het aantal soorten. MSA kan worden geaggregeerd voor ecosystemen, regio's of voor de hele wereld. Momenteel wordt binnen PBL onderzocht wat het betekent als ook voor internationale toepassingen bij aggregatie meer nadruk wordt gelegd op de diversiteit van ecosystemen en minder nadruk op het areaal van de ecosystemen, zoals in dit rapport voor de Natuurwaarde 2.0 is voorgesteld. Het gaat dan vooral om de berekening van de gemiddelde kwaliteit van de ecosystemen uitgaande van een situatie waarin het gehele Nederlandse oppervlak een natuurreferentie heeft. Daarna zal met internationale partners van het PBL bekeken worden of en hoe de internationale berekeningswijze aangepast kan worden.

Verder zijn er nog een aantal aandachtspunten c.q. aanbevelingen die voor een volgende versie van de graadmeter Natuurwaarde verwerkt zullen worden. Een belangrijk aspect is de kwaliteitsborging. Hier wordt in 2010 al aan gewerkt in het WOT-programma Onderbouwend onderzoek Natuurplanbureaufunctie PBL (Interne notitie WOT Natuur en Milieu, Wageningen). Het betreft onder meer:

1. Trends berekenen met TrendSpotter en onzekerheid meenemen;
2. Analyse representativiteit meetpunten, ruimtelijke spreiding en stratificatie;
3. Gevoeligheidsanalyse betreffende de soortkeuze;
4. Verkennen of een beleidsdoel te koppelen is aan de graadmeter Natuurwaarde.

¹ Rijk, provincies en beheerders werken momenteel aan een nieuwe typologie van circa 18 natuurtypen en 58 beheertypen. Kwaliteit binnen deze typen zal benoemd worden in termen van biotische kwaliteit (voorkomen van soorten), vegetatiestructuur en milieu- en watercondities en ruimte (LNV, 2009)

Summary

Outline

The Natural Capital Index 2.0 provides insight into trends in average ecosystem quality of nature areas in the Netherlands for each year since 1994. The average ecosystem quality is assessed using information from the bird, butterfly, reptile and plant monitoring networks of the Dutch National Ecological Monitoring Network (NEM). All major natural terrestrial ecosystems are assessed (forest, heathland, open dunes, marshland, and semi-natural grassland). More NEM monitoring sites for plants are needed to assess the ecosystem quality of farmland.

Version 2 of the indicator represents a great methodological improvement, as it is more compatible with present policy in terms of the method of calculation, the classification of ecosystem types and the selection of species, as ecosystem quality can now be assessed yearly. The method is basically consistent with that used in the EU's Water Framework Directive (WFD), Natura 2000 and the European SEBI, as well as international CBD guidelines. One of the options it offers is to test whether the 2010 targets are being met. The report also discusses the indicator in the framework of the other ecological value indicators used at the Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL).

Background and purpose

One of the tasks of the Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL) is to report on the state of nature areas in the Netherlands and to assess the effects of nature policy. To this end, it produces annual Nature Balance and Environmental Balance reports (which will be integrated in one biannual report as of 2010). In addition, PBL publishes an outlook report on the current situation, as well as an ex ante evaluation of social developments and policy, every four years. PBL tries to present this information in a factual and systematic manner by using a fixed set of single or composite indicators, which are calculated on the basis of field data or model simulations.

Version 1.0 of the Natural Capital Index was developed in 2002 (Ten Brink *et al.*, 2002) and was presented in the second national Nature Outlook report (MNP, 2002). The Index is one of the core indicators used by PBL, and reflects the changes in both surface area and quality of Dutch nature areas. The ecological quality is expressed as the mean abundance of species in ecosystems. The use of the abundance of characteristic species as a measure of ecological quality fits in with the methods used internationally to describe ecological quality, for instance in the SEBI project (EEA 2007).

In routine use, the Natural Capital Index 1.0 proved to have certain limitations, some which affected its practical use for policy-making and some which were of a more fundamental and methodological nature. The main problem areas were:

- The relatively small number of target species (including species from the habitat-based approach and the Birds and Habitat Directives) in the selected set of species limited the compatibility with ecological quality targets set out in policies.
- The selected species were difficult to monitor and no annual trends in ecological quality could be assessed, making it difficult to evaluate the effects of recently introduced policies.
- Changes in the quality of individual ecosystems were averaged based on their area, which is at odds with the current policy of valuing various ecosystem types regardless of their size.

The primary goal was therefore to solve these issues and so develop a new version of the Natural Capital Index (v. 2.0), which is more compatible with national policy goals and their evaluation. The present report discusses the method to calculate ecosystem quality of terrestrial ecosystems in nature areas, and presents outcomes of calculations and graphs for the 1994-2007 period. Some of these results have already been included in the 2008 and 2009 Nature Balance reports.

Framework of PBL indicators

The report also discusses the place of the indicator within the framework of other ecological indicators used by PBL. This framework includes indicators describing the current state of biodiversity as well as indicators describing environmental conditions or environmental pressure factors.

The current state of biodiversity is described by indicators for three main levels, viz. ecosystems, species and genetic variation within species. The position of the Natural Capital Index within this framework is that of an ecosystem indicator describing the annual changes in mean biodiversity quality of ecosystems at national scale (for five major ecosystem types). The Ecological Target Achievement indicator for the Dutch National Ecological Network also describes the ecosystem quality, but in greater detail (local scale) and with lower frequency. The current data only allow this indicator to be updated approximately once every 10 years. Other, but similar, types of ecosystem quality indicators are the Ecological Quality Ratio (EQR) of water bodies for the EU's Water Framework Directive and the habitat quality for the Habitat Directive.

In addition to the ecosystem indicators, other indicators focus on the biodiversity changes at species or genetic level. The most important species indicator is the Red List Index, which specifically assesses threats to species and the risk of extinction. Since the Red List as a whole cannot be frequently updated, the Nature Balance report presents Red List developments in terms of trends for individual Red List species, using the Species group Trend Index (STI) method developed by Statistics Netherlands (CBS). A geographically mappable representation of the Red List Index is currently being developed. One of the few well-developed indicators at the level of genetic variation within species is that for agricultural breeds and varieties.

In addition to the above status indicators, PBL uses environmental pressure indicators, most of which are updated annually for the country as a whole. These indicators are used to monitor the environmental pressure on ecosystems and assess whether local conditions required for good ecosystem quality are met.

The operationalisation of the above indicators has been geared as much as possible to the new typology for nature policy (Index-NL) that is being developed at the Ministry of Agriculture (LNV), as well as to the monitoring requirements for the National Ecological Network (LNV, 2008; LNV, 2009).

The specific technical improvements incorporated in version 2.0 of the Natural Capital Index indicator, and the ecosystem quality included in it, are summarised below.

Methodological improvements:

1. Classification of ecosystem types and size assessment

A number of aspects of the classification of ecosystem types and their further subdivision have been improved and adjusted relative to version 1.0. The main change is that semi-natural grassland, which used to be included in farmland, is now distinguished as a

separate ecosystem type. This was important for policymaking purposes, as extensively managed natural grasslands would otherwise not be included in the evaluation of the quality of wildlife and nature areas. The indicator now uses the following ecosystem types: forest, heathland, open dunes, marshland, semi-natural grasslands and farmland. The recently developed Map of Nature Areas (Kramer *et al.*, 2004) allows the land area covered by the various ecosystem types to be determined more frequently (every two years). The units used in the legend to this map offer a fairly accurate picture of the areas covered by the terrestrial ecosystems.

2. Improved species monitoring

Data on the distribution and abundance of species in the Natural Capital Index 1.0 are largely based on incidental observations and atlas data. Such data only allow conclusions about average values over longer periods. The new version of the indicator includes only those species for which annual trends can be calculated based on the NEM monitoring networks. A few rare species are evaluated using supplementary survey data provided by non-governmental data management organisations, which are provided annually. This allows annual trends in ecological quality to be determined.

In the new approach, plants, breeding birds, reptiles and butterflies are retained as species categories, whereas the category of mammals has been completely removed. We assume that the remaining species categories enable accurate assessment of the quality of terrestrial ecosystems. This is in line with the report on the Index-NL project, in which parties involved in countryside stewardship and researchers concluded that three categories of species (including plants and birds) are enough for a fairly accurate assessment of the quality of terrestrial ecosystems.

Another consequence of the use of NEM monitoring networks (which primarily aim to identify national trends) is that ecosystem types can no longer be subdivided into many geographical regions. This means that the ecosystem type is now the basic unit for the calculation of the ecological value in version 2.0.

It has not yet been possible to accurately calculate the biodiversity quality for farmland, as essential data on annual trends in plants are not yet provided by the monitoring networks.

3. More target species

The ecosystem types are now defined as combinations of the ecological targets on which the national nature policy bases its progress evaluations. The ecological targets consist of clusters of 'nature target types' (i.e. the intended ecosystem types), whose quality is assessed by the presence of target species. This description of ecosystems and their quality provided the input for the update of the indicator.

The intended increase in the numbers of target species in the Natural Capital Index was achieved especially for plants. Although the list of characteristic species could not be completely based on target species, there is a high correlation between the number of characteristic species and the numbers of target species. This makes it plausible that trends in the selected species can be used to estimate trends in the full set of target species (birds, butterflies, reptiles and plants). It is obvious that the new typology proposed in the Index-NL project could mean a shift in the focus on target species used to assess ecosystem quality. However, overlaps with species from the Bird and Habitat Directives (including the typical species used for the Habitat Directive) mean that there is considerable compatibility with the target species.

4. Calculating the quality of ecosystems in terms of biodiversity

An important step in calculating the quality of an ecosystem is averaging the species indexes. In version 1.0, the use of a cut-off value for species indexes of 100% (reference level) was followed by calculation of the arithmetic mean. The purpose of comparing with the reference level is to make the indicator reflect 'intactness'. The alternative option, viz. not using a cut-off point for the species indexes and calculating the geometric mean, was considered less suitable because it would imply that the meaning of the indicator would no longer be unequivocal. In view of the debate about the averaging method, we reconsidered the differences between the two methods.

If a cut-off value of 100% is used, statistical considerations for selecting an averaging method do not produce an unequivocal outcome. If there are outliers exceeding 100%, the distribution tends towards normal, and the arithmetic mean would then be the obvious choice. Using a cut-off value is an essential precondition if we want to unequivocally determine the actual distance separating the selected species category from the reference situation. A disadvantage of an exact cut-off at 100% is that this suggests that there is one strict reference situation, and that the abundance of species in this reference situation is fixed. In reality, however, the reference level has a certain bandwidth, as a result of natural fluctuations and the margin of uncertainty in the available data. The currently available observational data do not allow the bandwidth to be quantified.

Statistical arguments show that the geometric mean is the most suitable option for index values for which no cut-off point is applied. The non-cut-off index values usually show a lognormal distribution, and sometimes show high outliers exceeding 100%. This implies that, without cut-off, mean index values for ecological quality may exceed 100%. This approach is often used if no clear-cut reference or quality standard has been established, as in the case of the much used Species group Trend Index (STI). In this approach, the arbitrarily chosen year when monitoring starts is designated as 100%, and trends are only assessed relative to this year, rather than relative to the quality level in a pristine, optimum or natural development situation.

We conclude that there are no clear arguments to change the calculation of the quality of ecosystems as used in version 1.0. However, a different choice would not have had any consequences for the trend within the assessment period, as this is the same for both methods. On the other hand, opting for the geometric mean would have resulted in a lower quality level than opting for the arithmetic mean with a cut-off value.

5. Aggregating ecosystem types while focusing on biodiversity changes

In version 1.0 of the Natural Capital Index, changes in the largest ecosystems carried the greatest weight. In the Dutch situation, this meant that the ecological value of terrestrial ecosystems was dominated by the forests on sandy soils. This approach was at odds with current nature policy, which aims to safeguard the diversity of ecosystem types, and considers not only those types that cover large areas but also those of smaller size.

We have therefore opted for a method of aggregation of ecosystem quality which puts more emphasis on ecosystem diversity and less on the area covered by each ecosystem. We identify three relevant options for this: (1) averaging the ecosystem quality in the existing nature areas, (2) averaging the ecosystem quality in areas that are, or have been designated as, nature areas and (3) averaging the ecosystem quality on the basis of a (reference) situation in which the whole of the country (nature areas + farmland + urban areas) is included. All three options are feasible. The report only describes the first option in full detail, as this has already been presented in the Nature Balance report.

Results and applications: trends in terrestrial ecosystems 1994-2007

The Natural Capital Index 1.0 only allowed one new assessment every 10 years. The new versions can produce annual data, which facilitates policy evaluations. Assessments in terms of quality and coverage have so far been obtained for forests, heathland, open dunes, marshland and semi-natural grasslands, as well as for the aggregation of these major ecosystem types into the group of terrestrial ecosystems. Reliable conclusions on farmland cannot yet be drawn, as annual monitoring data on plants are not available. Nor do the current monitoring networks allow separate trends for each year to be calculated for the individual ecosystem types mentioned in Index-NL.

Quality trends can now be established for each year since 1994, the first year when indexes for each of the species categories could be calculated. The trends show that the quality of marshland, heathland and open dunes fell further between 1994 and 2007. This is best illustrated by calculating the ecosystem quality and then indexing the figures to the 1994 level. The quality of all ecosystems in 1994 was considerably below that of the reference situation (which largely corresponds to the 1950 situation); the changes since then are hard to ascertain without zooming in on the most recent period. Zooming in shows that the quality decline that occurred before 1990 is still continuing, although the decline in marshlands stabilised around the year 2000. The greatest declines since 1994 occurred in marshland and heathland, while the quality decline in open dunes has been less severe. Not all of the species categories in these three ecosystem types show a negative trend. The most striking example is the overall positive trend for reptiles in heathland and open dunes. Although forests and semi-natural grasslands show stabilisation over the entire 1994-2007 period, the quality of terrestrial ecosystems as a whole, calculated here by averaging the quality of the ecosystems in the present nature areas, is still declining.

Conclusions and recommendations

PBL has to provide a description of the ecological, environmental and landscape quality of the Netherlands, as well as evaluate the progress of nature and environmental policies. The new adjustments to the Natural Capital Index make it more relevant for national evaluations. Version 2.0 of the indicator is much more compatible with national policy targets:

- The ecological quality of individual ecosystems and their aggregations, for instance into all terrestrial ecosystems, indicate for the country as a whole how the ecosystem deviates from an intact system. The presence of the species selected to calculate ecosystem quality correlates with that of the species that were used to define the policy target.
- The ecosystem types are defined as clusters of the ecological targets and 'nature target types' that have been defined in policies. The same goes for the new ecosystem types and management types used in Index NL.
- The selection of species categories in version 2.0 of the Natural Capital Index indicator is compatible with the current approach in Index NL to describe ecosystem quality on the basis of information on three categories of species, viz. plants, breeding birds and a third category² (Schippers & Siebel, 2008). The third category can be adapted to the particular ecosystem type being assessed, and will often consist of butterflies but sometimes of other species.
- The Natural Capital Index 2.0 is the only existing indicator that can provide annual assessments of trends in the biodiversity of both ecosystems and aggregations to all terrestrial ecosystems.

² The national and provincial governments and area managers are currently working out a new typology involving about 18 ecosystem types and 58 management types. The quality for these types will be assessed in terms of biotic quality (i.e. the presence of species), vegetation structure and environmental, water-related and spatial conditions (LNV, 2009)

Although the indicator thus has some strong qualities, it also has certain limitations. For one thing, there is no 1-to-1 linkage between average ecosystem quality and information on local target achievement in terms of the area of 'nature target types' achieved, habitat types and/or the newly defined ecosystem and management types. Another limitation is that the average ecosystem quality cannot be directly linked to information on pressures. Linkage to pressures is easier with spatially specified ecosystem indicators, such as the Target Achievement Indicator for the National Ecological Network (*EHS-doelrealisatiegraadmeter*).

In its international studies, PBL uses the MSA indicator (relative Mean Species Abundance of originally occurring species (MNP, 2007a; Alkemade *et al.*, 2009)). The underlying concept of this indicator resembles that of the Natural Capital Index, in that it intends to approximate the degree to which the occurrence of species in the current situation differs from that in pristine situations. In international studies, maps of MSA indicate the extent to which land use and environmental pressure in each 50x50 km grid cell in the world deviate from the reference situation, which is 'pristine nature'. Until now, MSA values per grid were summed to calculate biodiversity indicators for individual regions or the whole world. In this approach, the largest ecosystem (often biomes) was given the largest weight. PBL is currently investigating the consequences for international applications of a form of aggregation which places more emphasis on the diversity of ecosystems and less on their size, similar to what is proposed for the Natural Capital Index in the present report.

The report also discusses a number of issues or recommendations that will be addressed in a subsequent version of the indicator. One major aspect is that of uncertainty analyses and quality description, which will be addressed in 2010 in the context of the WOt Basic Research programme (Internal Memorandum, WOt N&M, Wageningen). This will include the following aspects:

1. Calculating trends using TrendSpotter, taking uncertainty into account;
2. Analysing the representativeness of monitoring sites, their spatial distribution and stratification;
3. Sensitivity analysis for species selection;
4. Exploring whether policy goals can be more directly linked to the indicator.

1 Inleiding

1.1 Probleem en doel

Probleemstelling

Het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) heeft als primaire taak jaarlijks te rapporteren over de toestand van de natuur en een duiding te geven van de effecten van het (natuur)beleid. Jaarlijks wordt daarom een (Natuur- en Milieu)balans uitgebracht (vanaf 2010 opgenomen in de tweejaarlijkse Balans van de Leefomgeving). Daarnaast geeft het PBL eens in de vier jaar een prognose van toestand en een ex ante evaluatie van de maatschappelijke ontwikkelingen en het beleid. Het PBL doet dit bij voorkeur zo feitelijk mogelijk en gebruikt daarbij een vaste set aan indicatoren of graadmeters. Deze zijn zowel te bepalen met de meetwaarnemingen als met de modelsimulaties. Kader 1 geeft een overzicht van voorgestelde kernindicatoren die voor een groot deel al operationeel zijn en worden gepresenteerd in natuurbalansen (PBL, 2008 en 2009a)

Kader 1 Kernindicatoren Natuur. De ecologische voetafdruk kan uitgedrukt worden in verschillende van onderstaande aspecten. Gebaseerd op PBL (2008, 2009a), zie ook Bredenoord et al. (2008).

Generieke kernindicatoren	Voorbeelden van specifieke uitwerkingen
Natuur	
Kwaliteit van ecosystemen	Kwaliteit van ecosystemen in deelgebieden zoals EHS, Natura 2000 of KRW-waterlichamen met natuurdoel (al dan niet op kaart). Ieder beleidsdoel heeft soms zijn eigen ecosysteem-indeling en soortenset om kwaliteit te bepalen.
Toestand van inheemse soorten (Rode Lijsten)	Trends van soorten uit VHR of KRW
Genetische variatie	Vooralsnog alleen uitgewerkt voor landbouwrasen
Conditie voor natuur	
Oppervlakte natuur	Oppervlakte van EHS of Natura 2000. Of uitsplitsing naar oppervlakte met specifiek type beheer (bijv agrarisch of particulier natuur-beheer)
Zuurgraad/voedselrijkdom passend bij nagestreefde ecosystemen	Conditie voor dezelfde verbijzonderingen van ecosystemen (bijvoorbeeld EHS-, Natura2000-, of KRW-doelen).
Vochttoestand passend bij nagestreefde ecosystemen	
Waterkwaliteit passend bij nagestreefde ecosystemen	
Ruimtelijke samenhang voor leefgebieden van (doel)soorten	Conditie voor deel van de doelsoorten (bijvoorbeeld VHR-soorten, soorten in de verschillende Rode Lijst-categorieën, ed).

In 2002 is de graadmeter Natuurwaarde 1.0 ontwikkeld (Ten Brink *et al.*, 2002) en gepresenteerd in de 2^e Nationale Natuurverkenningen (MNP, 2002). De graadmeter Natuurwaarde is één van de kernindicatoren van het PBL. Deze ecosysteemgerichte graadmeter beschrijft areaal en kwaliteit van de Nederlandse natuur. De kwaliteit van natuur wordt uitgedrukt in de gemiddelde abundantie van soorten. Het gebruik van het voorkomen van soorten als maat voor biologische kwaliteit van ecosystemen sluit aan bij de manier waarop internationaal natuurkwaliteit wordt beschreven. Zo is de gemiddelde abundantie van een geselecteerde set van soorten één van de twaalf internationaal geaccepteerde kernindicatoren van de conventie van behoud van biologische diversiteit (CBD, 2005; EEA, 2007).

Bij het gebruik van de graadmeter is een aantal beperkingen geconstateerd, die met name betrekking hebben op het gebruik van de graadmeter voor beleidsevaluatie van nationale beleidsdoelen. Belangrijkste punten waren:

- De beperkte aansluiting bij de door het beleid geformuleerde natuurkwaliteitsdoelen door de keuze van soorten die gebruikt zijn om natuurkwaliteit te bepalen. Zo was het aantal doelsoorten in de geselecteerde soorten beperkt. De natuurdoeltypen en de doelsoorten daarbinnen zijn bedoeld voor het algemene Nederlandse doel: 'duurzaam behoud van biodiversiteit op een zo natuurlijke wijze'. De doelsoorten worden gebruikt voor beschrijving van de kwaliteit van de natuurdoeltypen. In de Natuurwaarde 1.0 is al getracht aan te sluiten bij deze aanpak.
- De beperkte mogelijkheid om jaarlijkse veranderingen in natuurkwaliteit in beeld te brengen en daarmee de beperkte mogelijkheid om effecten van recent beleid te evalueren, als gevolg van de beperkte meetbaarheid van gekozen soorten. Zo kon slechts één gemiddelde natuurwaarde berekend worden over de gehele periode 1990 tot 2000. Als gevolg van deze beperkte updatefrequentie zou toetsing van het beleidsdoel 'stoppen van het biodiversiteitsverlies in 2010' ook moeilijk zijn.
- De niet-beleidsconforme manier voor het evalueren van ecosysteemgerichte beleidsdoelen. Het beleid van bijvoorbeeld CBD of van Nederland streeft naar behoud van variatie aan ecosysteemttypen en zet daarbij ecosysteemttypen naast elkaar ongeacht verschillen in oppervlakte. In de Natuurwaarde 1.0 telde veranderingen in het omvangrijkste ecosysteemttype (bos op hoge zandgrond) echter het zwaarst mee wanneer deze worden geaggregeerd tot bijvoorbeeld landnatuur.

Daarnaast vragen de ecosystemeindeling en de areaalbepaling van ecosystemen en de modelleerbaarheid van soorten (ten behoeve van verkenningen) nog aandacht.

Doelstelling

Het primaire doel is, om via het oplossen van de genoemde knelpunten, te komen tot een nieuwe versie van de graadmeter Natuurwaarde (NW 2.0) die beter aansluit op de nationale beleidsdoelen en jaarlijks meetbaar is. Daarmee zal de vernieuwde graadmeter NW 2.0 duidelijker geplaatst worden ten opzichte van geldende algemene en operationele natuurbeleidsdoelen en bijbehorende indicatoren/graadmeters van het Planbureau voor de Leefomgeving.

Dit rapport beschrijft de update van de NW-graadmeter van met name de landecosystemen in natuurgebieden. Aan agrarische gebieden wordt minder aandacht besteed. Daarvoor is een aparte studie in voorbereiding (De Knegt *et al.*, 2010).

1.2 Grondslag graadmeter Natuurwaarde

De Natuurwaarde is een ecosysteemgraadmeter die de kwaliteit van ecosystemen wil weergeven. Deze graadmeter staat naast een soortgerichte graadmeter zoals de Rode Lijst-index. Voor genetische variatie binnen soorten, het derde onderscheiden niveau van biologische diversiteit, heeft het PBL nog geen uitgewerkte graadmeter (zie Kader 1). Genetische variatie in termen van landbouwrasen kan wel beschouwd worden als een eerste specifieke uitwerking van een indicator op dit derde niveau.

De kwaliteit van ecosystemen wordt analoog aan CBD en SEBI 2010 weergegeven op basis van de mate van voorkomen van kenmerkende soorten (CBD, 2005; EEA, 2007)³. Ook beoordelingssystemen van de Kaderrichtlijn water (KRW), de Habitatrichtlijn en de natuurdoeltypesystematiek gebruiken het voorkomen van soorten als schatter voor ecosysteemkwaliteit. Net als bij de KRW wordt een referentie van een intact systeem gebruikt. Als referentiebeeld voor de natuurwaarde geldt een intact systeem, dat hier in Nederland voor de meeste ecosysteemtipes vanwege de beschikbare data is uitgewerkt als de situatie van dit ecosysteem rond 1950. Opgemerkt wordt dat de natuurwaarde zich aldus richt op intacte systemen en niet uitsluitend op natuurlijke, niet door mensen beïnvloede natuur. Immers voor Nederland zou men dan terug moeten naar de situatie van vóór 3.000 v Chr.

Analoog aan het handboek natuurdoeltypen wordt de kwaliteit van de Nederlandse natuur zoveel mogelijk afgemeten aan het voorkomen van doelsoorten (Bal *et al.*, 1995, 2001). De doelsoortenlijst bevat ook soorten van meer recentere doelen, zoals de vogel- en habitatrichtlijn en de leefgebiedenbenadering.

Het natuurbeleid streeft naar realisatie, herstel en behoud van een set van verschillende typen natuur. In deze ecosystemen moeten inheemse soorten een plek vinden voor duurzaam voortbestaan. Het totaal aan ecosystemen dient het totaal aan soorten te huisvesten. Het beleid realiseert zich dat veel ecosystemen in Nederland door menselijke invloed zijn veranderd of zelfs gevormd. Veel van de nagestreefde natuurtypen zijn half-natuurlijk te noemen (Bal *et al.*, 2001). De graadmeter Natuurwaarde dient ook de toestand van deze halfnatuurlijke ecosystemen te beschrijven. Veel van deze half-natuurlijke systemen zijn te beschouwen als onderdelen van meer natuurlijkere systemen (Bal *et al.*, 2001).

1.3 Aanpak en opzet rapportage

De aanpassing van de graadmeter Natuurwaarde 1.0 in deze rapportage resulteert in een nieuwe versie die is aan te duiden als Natuurwaarde land 2.0. In deze rapportage is korthedshalve volstaan met de aanduiding Natuurwaarde 2.0 (afgekort: NW 2.0).

Bij de update is specifiek aandacht besteed om de aansluiting op de nationale beleidsdoelen te verbeteren. De graadmeter Natuurwaarde kan nu met een jaarlijkse frequentie worden berekend voor de periode 1994 tot en met 2007. Daarnaast is nog een aantal meer technische verbeteringen doorgevoerd die betrekking hebben op de indeling van de ecosysteemtipes en de bepaling van het areaal. De updates en verbeteringen worden in dit rapport beschreven.

³ De CBD-indicator is letterlijk geformuleerd als: 'trends in abundance and distribution of selected species'

Indeling ecosysteemtipes (H2)

In de Natuurwaarde 2.0 zijn nog onduidelijkheden blijven bestaan in de begrenzing van sommige ecosysteemtipes. Een groot deel daarvan heeft betrekking op de begrenzing van land- en waterecosystemen, bijvoorbeeld tussen duinen en getijdengebied, tussen moeras en open wateren, en binnen de afgesloten zeearmen. Een specifiek probleem in dit verband is de positie van de lijnvormige (deel)ecosysteemtipes als sloten en beken, en de vraag of deze systemen als een onderdeel van de grootschalige landecosystemen moeten worden beschouwd. Een ander (ook principieel belangrijk) probleem vormen de halfnatuurlijke graslanden. Vraag daarbij was of deze wel of niet moeten worden ondergebracht bij het agrarische gebied. In hoofdstuk 2 is deze problematiek nader verkend en zijn waar nodig aanpassingen ten opzichte van de Natuurwaarde 1.0 aangebracht.

Bepaling areaal ecosysteemtipes (H3)

De graadmeter Natuurwaarde focust op kwaliteit en areaal van de natuur. Het bepalen van de actuele areaalgrootte van ecosysteemtipes in recente of huidige situaties is in principe technisch nauwkeurig uitvoerbaar. Voor de historische of potentiële situatie, die hoort bij het referentieniveau van de natuurkwaliteit, is dit uiteraard veel lastiger. Dit bemoeilijkt het vergelijken van areaalbepalingen in historische en actuele situaties. Hoofdstuk 3 geeft een nadere verkenning van deze problematiek.

Optimalisatie soortensets (H4)

De algemene conclusie van de evaluatie van de soortensets in de Natuurwaarde 1.0 is dat deze sets een eerste, redelijk representatief en robuust beeld geven van de kwaliteit van de ecosystemen (Ten Brink *et al.*, 2002). Aanbevelingen voor verbetering hadden per soortgroep vooral betrekking op de meetbaarheid (voor veel soorten alleen incidentele data beschikbaar), de beleidsrelevantie (aanwezigheid van doelsoorten relatief laag) en de modelleerbaarheid (aandeel soorten dat meetbaar is relatief laag). In de Natuurwaarde 2.0 is meetbaarheid vergroot door alleen soorten te selecteren waarvoor jaarlijks veranderingen in de abundantie zijn vast te stellen met de beschikbare meetnetten van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM; <http://www.netwerkecologischemonitoring.nl/>). Daarbij is rekening gehouden met de randvoorwaarden voor soortselectie zoals die voor de Natuurwaarde 1.0 zijn opgesteld.

Veel (door het beleid aangewezen) doelsoorten zijn echter zeldzaam en daardoor per definitie moeilijk meetbaar. Daarom is ook nagegaan in hoeverre het voorkomen van de algemenere, dus beter meetbare natuurwaardesoorten indicatief is voor het voorkomen van de doorgaans veel zeldzamere doelsoorten. Indien de natuurwaardesoorten correlatie vertonen met de doelsoorten is dit van grote praktische betekenis, omdat in de bestaande meetnetten van het Netwerk Ecologische Monitoring, bijvoorbeeld het Landelijk Meetnet Flora, deze doelsoorten nauwelijks een trefkans hebben vanwege hun zeldzaamheid.

Bij de aanpassing van de soortensets wordt geen rekening gehouden met de modelleerbaarheid. Wel is voor de soortensets van de Natuurwaarde 1.0 nagegaan in welke mate de wel modelleerbare soorten representatief zijn voor de gehele soortenset (bijlage 1).

Berekeningsgrondslag (H5)

Een belangrijke stap bij het berekenen van de kwaliteit van een ecosysteem is het middelen van de soortindexen. In de Natuurwaarde 1.0 is gekozen voor afkap van soortindexen op 100% (referentieniveau) en vervolgens deze rekenkundig te middelen. De vergelijking met het referentieniveau is bedoeld om de graadmeter de betekenis van 'intactheid' te geven. Het alternatief om de soortindexen niet af te kappen en meetkundig te middelen, werd minder bruikbaar geacht omdat de betekenis van de natuurwaarde dan niet meer eenduidig is.

Vanwege discussie over de wijze van middeling zijn de verschillen tussen de twee methoden nog eens belicht.

Bij de aggregatie van ecosystemen tot bijvoorbeeld landnatuur wordt in de Natuurwaarde 1.0 de kwaliteit bepaald door de omvangrijkste ecosystemen. Voor Nederland betekent dit dat de natuurwaarde op het land wordt gedomineerd door bos van de hogere zandgronden. Dit terwijl een groot deel, zo niet het grootste deel, van de voorraad in biodiversiteit in andere ecosystemen aanwezig is, zoals heide, duin en halfnatuurlijk grasland. Deze aanpak van Natuurwaarde versie 1.0 sluit dus niet aan bij het natuurbeleid dat verschillende natuurtypen zoals droge bossen naast veel minder omvangrijke typen zet. Daarom is in H5 verkend welke wijze van aggregatie het beste aansluit op de nationale beleidsdoelen.

Resultaten (H6)

Hoofdstuk 6 presenteert voor de periode 1994-2007 de resultaten van de jaarberekeningen van de natuurkwaliteit voor alle ecosysteemttypen en de aggregatie hiervan tot één cijfer voor landnatuur. Veranderingen in areaal worden, voor zover mogelijk, afzonderlijk gepresenteerd. De discussie gaat nader in op de keuzes die worden gemaakt voor de berekeningsgrondslag zoals aangereikt in hoofdstuk 5.

Natuurwaarde als indicator voor doelrealisatie van het beleid (H7)

Hoofdstuk 7 bespreekt in hoeverre de graadmeter Natuurwaarde 2.0 aansluit op de nationale beleidsdoelen en welke rol de Natuurwaarde 2.0 kan spelen in nationale beleidsevaluaties.

Daarnaast wordt ingegaan op de relatie tussen de graadmeter Natuurwaarde en de overige biodiversiteitgerelateerde graadmeters van het Planbureau voor de Leefomgeving.

Algemene conclusies en aandachtspunten (H8)

Het primaire doel van deze studie is om voor de landecosystemen te komen tot een nieuwe versie van de graadmeter Natuurwaarde (NW 2.0) die beter aansluit op de nationale beleidsdoelen en jaarlijks meetbaar is. Hoofdstuk 8 geeft een overzicht van de verbeteringen in de Natuurwaarde 2.0 ten opzichte van de Natuurwaarde 1.0 en aandachtspunten die verwerkt kunnen worden voor een volgende versie van de Natuurwaarde.

2 Ecosysteemttypen

2.1 Indeling ecosysteemttypen Natuurwaarde 1.0

De graadmeter Natuurwaarde is gericht op het totale areaal van Nederland, inclusief de grote wateren als Noordzee en Waddenzee. Bij het opstellen van de ecosysteemttypologie voor de graadmeter Natuurwaarde zijn de volgende randvoorwaarden gehanteerd (*Ten Brink et al.*, 2000, 2002). De ecosysteemttypen moeten:

- relevant zijn voor het beleid;
- een zekere eenheid vertonen in voorkomen van soorten;
- een zekere eenheid vertonen in geomorfologie, hydrologie en bodemkarakteristieken.

Om aan deze eisen te voldoen, is het natuurdoeltypensysteem (volgens de eerste versie van het Handboek Natuurdoeltypen; Bal *et al.*, 1995) als uitgangspunt genomen. Het 'Handboek' onderscheidt negen fysisch-geografische regio's (fgr's), die nader zijn onderverdeeld in totaal 132 natuurdoeltypen. Vooral vanwege beperkingen betreffende de beschikbaarheid van soortdata zijn de natuurdoeltypen geaggregeerd tot grotere eenheden. Daarnaast waren een aantal aanvullingen nodig voor het deel van Nederland dat niet wordt beschreven met de natuurdoeltypen (agrarisch en stedelijk gebied). Het uiteindelijke resultaat bestaat uit 16 ecosysteemttypen⁴ die op basis van fysisch-geografische regio's verder zijn gesplitst in 45 fgr-subecosystemen. De hoofdecosystemen heide en open duin zijn beperkt tot één fgr. Van de 45 fgr-subecosysteemttypen konden er 27 in de graadmeter Natuurwaarde worden meegenomen (tabel 1). De overige 18 fgr-subecosystemen (vooral stedelijk gebied en een deel van de kleine wateren) blijven voorlopig buiten beschouwing.

Voor een uitgebreide beschrijving van de fgr-subecosysteemttypen wordt verwezen naar Ten Brink *et al.* (2002).

De ecosysteemttypen beek, ven en sloot zijn afzonderlijk beschouwd en als integraal onderdeel toegekend aan respectievelijk de ecosysteemttypen bos, heide en agrarisch gebied. Het ecosysteemttype rivier (buitendijks) vertoont een ruimtelijke overlap met de andere ecosysteemttypen in de fysisch-geografische regio Rivierengebied. Dit ecosysteemttype is onderscheiden omdat RIZA hier een specifiek meetnet onderhoudt. De indeling van de grote wateren (Noordzee, Waddenzee, Zoute Delta, Zoete Delta en IJsselmeer) is mede gebaseerd op beschikbare meetnetactiviteiten van RIKZ en RIZA.

Voor een uitgebreide beschrijving van de ecosysteemttypen per fysisch-geografische regio wordt verwezen naar Ten Brink *et al.* (2002).

Bij de ontwikkeling van de graadmeter Natuurwaarde versie 1.0 was het niet meer mogelijk rekening te houden met de herziene versie van de natuurdoeltypologie (Bal *et al.*, 2001).

⁴ In de Natuurwaarde 1.0 zijn de 'ecosysteemttypen' als 'natuurtypen' aangeduid. Omdat de term natuurtypen ook in het beleid wordt gebruikt, is gekozen voor ecosysteemttypen.

Tabel 1. Ecosysteemt看typen in de graadmeter Natuurwaarde 1.0 en nadere splitsing in fgr-subecosysteemt看typen (grijze vlakken). De ecosysteemt看typen met een zelfde cijfer zijn gekoppeld. Eventueel later uit te werken fgr-subecosysteemt看typen zijn met een x gemarkeerd. Bron: Ten Brink et al., 2002.

Indeling in sub-ecosysteemt看typen met fysisch-geografische regio's (fgr-subecosysteemt看typen)	Ecosysteemt看type													
	Bos	Heide	Moeras	Open duin	Agrarisch gebied	Stedelijk	Beek	Plas	Sloot	Van	Rivier (buitendijks)	Noordzee	Waddenzee	Zoute delta*
Heuveland (Hl)	1	x				x	1							
Hogere zandgronden (Hz)	1	2	x			x	1	x	x	2				
Rivierengebied (Ri)						x		x	x					
Laagveengebied (Lv)					3	x			3					
Zeekleigebied (Zk/Az**)						x		x	x					
Duingebied (Du)					x	x		x	x					
Getijdengebied (Gg)														
Afgesloten zeearmen (Az)														

*Inclusief zoute afgesloten zeearmen

**Landnatuur van afgesloten zeearmen (AZ) is bij het zeekleigebied ondergebracht

2.2 Aanpassing ecosysteemt看typen Natuurwaarde 2.0

De indeling van de ecosysteemt看typen en nadere opsplitsing met fysisch-geografische regio's in de Natuurwaarde versie 1.0 geeft nog een aantal problemen. Zo zijn er nog onduidelijkheden in de begrenzing van typen, is het de vraag of de half-natuurlijke graslanden niet moeten worden afgesplitst van het agrarische gebied, is het lastig om lintvormige waterecosysteemt看typen zoals sloten en beken goed te integreren, en zijn er problemen met de meetbaarheid van soorten in een aantal fgr-subecosystemen.

In de Natuurwaarde versie 2.0 is de indeling en begrenzing van de ecosysteemt看typen daarom op een aantal punten aangepast. Daarbij ligt de nadruk op de terrestrische ecosysteemt看typen. In een aantal gevallen hebben deze aanpassingen ook gevolgen voor de soortensets. De bepaling van het areaal van de terrestrische ecosysteemt看typen komt aan de orde in Hoofdstuk 3. Het gaat om de volgende aanpassing van ecosysteemt看typen:

1. Begrenzing en definiëring ecosysteemt看type 'Open duin' in relatie tot ecosysteemt看typen van de fysisch-geografische regio 'Getijdegebied'

In de Natuurwaarde 1.0 zijn strand, sluffers, kwelders en zandplaten tot het getijdegebied gerekend. In veel situaties gaat het om overgangen tussen 'Open duin' en het getijdegebied, waar ook veel aan land gebonden soorten hun leefgebied hebben. In de Natuurwaarde 2.0 zijn strand, sluffers, kwelders en open zandplaten daarom bij het ecosysteemt看type 'Open duin' ondergebracht. Deze begrenzing zal ongeveer overeenkomen met de gemiddelde hoogwaterlijn. Als gevolg van deze aanpassing moet de soortenset worden aangepast (zie H 4).

2. Begrenzing en definiëring ecosysteemtype 'Moeras'

In de Natuurwaarde 1.0 is moeras omschreven als een eenheid van kleinere plassen, moerasvegetaties, (vrij) voedselrijke graslanden en bossages. Omdat halfnatuurlijke graslanden in de Natuurwaarde 2.0 een afzonderlijk ecosysteemtype vormen, is de definitie nu beperkt tot moeras (inclusief moerasruigte, veenmosrietland) en struweel. De kleine ingesloten wateren worden als een integraal onderdeel van het natuurtype moeras beschouwd. Voor de beoordeling van moeras als 'terrestrisch' natuurtype, worden de uitsluitend aan de aquatische component gebonden soorten, als macrofauna, waterplanten en vissen niet meegenomen. Dit zal afzonderlijk moeten worden beoordeeld.

3. Typering landnatuur in de ecosysteemtypen van de fysisch-geografische regio Afgesloten zeearmen

In de Natuurwaarde 1.0 is de landnatuur van het ecosysteemtype 'Afgesloten zeearmen' ondergebracht bij de fysisch-geografische regio Zeekleigebied. Dit geldt ook voor het IJsselmeer (was niet expliciet vermeld).

4. Integratie kleine wateren

Beken, sloten en vennen hebben een zeer geringe omvang en worden in de Natuurwaarde 1.0 als een integraal onderdeel beschouwd van andere terrestrische ecosysteemtypen waar ze onderdeel van uitmaken. Dit houdt in dat ze eerst apart worden beoordeeld en daarna samengevoegd met bos (beek), agrarisch gebied (sloot) en heide (ven). Vanwege de keuze van een deel van de soorten in de watertypen was deze benadering niet correct. Een aantal soorten (o.a. veel broedvogels) is namelijk kenmerkend voor de combinatie van watertype én het omliggende terrestrische natuurtype of zijn niet uitsluitend gebonden aan water. In de Natuurwaarde 2.0 wordt voor deze soorten het watertype beschouwd als een integraal onderdeel van het natuurtype waar ze deel van uit maken. Een aparte beoordeling van het watertype vindt dan alleen plaats met uitsluitend aan de aquatische component gebonden soorten, als macrofauna, waterplanten en vissen. De aquatische ecosysteemtypen afzonderlijk worden in dit rapport verder niet besproken.

5. Combinaties van ecosysteemtypen en fysisch-geografische regio's

Het combineren van ecosysteemtypen met fysisch-geografische regio's resulteert soms tot typen waar meetbaarheid een probleem is. In de Natuurwaarde 1.0 was dit onder andere het geval bij de meeste ecosysteemtypen in de fysisch-geografische regio Heuvelland. In de Natuurwaarde 2.0 wordt in eerste instantie de nadere uitsplitsing van ecosysteemtypen met fysisch-geografische regio's gehandhaafd. In hoofdstuk 4 komt de meetbaarheid van soorten aan de orde en wordt nader besloten in welke mate de fgr-indeling moet worden losgelaten.

6. Halfnatuurlijk grasland afsplitsen van het agrarisch gebied

In de Natuurwaarde 1.0 maakt halfnatuurlijk grasland onderdeel uit van het agrarisch gebied. Hierdoor komt de betekenis van (verandering in) halfnatuurlijk grasland nauwelijks tot uiting. In de Natuurwaarde 2.0 is halfnatuurlijk grasland afgesplitst van het agrarisch gebied. Het gevolg is dat de soortensets moeten worden aangepast.

7. Ecosysteemtype 'Rivier' in relatie tot overige ecosysteemtypen in de fysisch-geografische regio rivierengebied

In de Natuurwaarde 1.0 omvatte het natuurtype rivier de buitendijkse gebieden in de fgr Rivierengebied en de overige ecosysteemtypen de binnendijkse gebieden. Binnen het natuurtype rivier was geen verder onderscheid gemaakt in typen natuur. In de Natuurwaarde 2.0, die zich vooralsnog beperkt tot de terrestrische natuur, is geen onderscheid meer gemaakt tussen binnen- en buitendijks, en zijn alleen de ecosysteemtypen voor het binnendijkse gebied gebruikt. De aquatische component van de rivier zelf wordt dus niet beschouwd en zal afzonderlijk beoordeeld moeten worden.

Tabel 2 geeft een overzicht van de terrestrische ecosystemen zoals verder gebruikt in dit rapport.

Tabel 2. Terrestrische ecosysteemtypen in de graadmeter Natuurwaarde 2.0 en nadere splitsing in fgr-subecosysteemtypen (grijze vlakken). De kleine wateren beek, sloot en ven zijn integraal opgenomen met uitzondering van de aquatische component. Eventueel later uit te werken fgr-subecosysteemtypen zijn met een X gemarkeerd. Deze indeling houdt nog geen rekening met de meetbaarheid van soorten (zie tabel 13 in Hoofdstuk 4.5).

Ecosysteemtypen						
Indeling in subecosysteemtypen met fysisch-geografische regio's (fgr's)						
	Bos	Heide	Moeras	Open duin	Halfnatuurlijk grasland	Agrarisch gebied
Heuvelland (Hl)	+beek		X			
Hogere zandgronden (Hz)	+beek	+ven	X			
Rivierengebied (Ri)						
Laagveengebied (Lv)			+sloot			
Zeekleigebied (Zk/Az)						
Duingebied (Du)				+kwelder en slufteer		X

3 Areaal landecosystemen

3.1 Aanpak

Beschikbare areaalbepalingen

Voor de toepassing van de graadmeter Natuurwaarde in de Tweede Natuurverkenning was het areaal van alle toen onderscheiden fgr-subecosystemen berekend voor de situatie in 1950 en 1990 (Van der Meij & Van Duuren, 2000). Ten behoeve van referenties voor het Landelijk Meetnet Flora (LMF) zijn door Smits & Schamineé (2002) ook voor 1950 arealen bepaald van alleen de terrestrische fgr-subecosysteemttypen (inclusief halfnatuurlijk grasland). Daarbij is, met uitzondering van de halfnatuurlijke graslanden, van dezelfde basisgegevens uitgegaan als bij de tweede Natuurverkenning. Die aanpak van beide areaalberekeringen is niet bruikbaar als methode voor monitoring door onder andere het gebruik van moeilijk te actualiseren basisbestanden en deels andere definities van de ecosysteemttypen.

Nieuwe basisbestanden Bestaande Natuur 1990 en 2004

Het tijdens de looptijd van dit project ontwikkelde basisbestand Bestaande Natuur 2004 (Kramer *et al.*, 2005) geeft de mogelijkheid om op een reproduceerbare wijze jaarlijks arealen van terrestrische fgr-subecosystemen te bepalen (Kramer *et al.*, 2005). Het bestand is een rasterbestand gemaakt op basis van Top10-vector in combinatie met een tweetal bestanden, die beheersinformatie bevatten. De beheersbestanden zijn gebruikt om extensief beheerd grasland en natuurlijk water te onderscheiden van niet als natuur beheerd grasland en water. De gebruikte beheersbestanden zijn het bestand Subsidie Agrarisch Natuurbeheer (SAN) en Subsidie Natuurbeheer (SN) en het bestand Staatsbosbeheer 2005 (SBB2005). Naast de bestanden met beheersinformatie zijn ook het Bestand BodemGebruik 2000 (BBG2000) en het bestand Fysisch Geografische Regio's (FGR-plus) gebruikt om natuur te onderscheiden en de klasse zand onder te verdelen in een kustregio (duinen, strand en zandplaten) en een binnenlandse regio (zandverstuivingen en stuifduinen). De resolutie van het bestand is 25*25 meter en onderscheidt de volgende klassen; Grasland, Extensief beheerd grasland, Akker, Heide, Bos, Overige wateren, Water in natuurgebieden, Stuifduinen, Duinen, strand en zandplaten, Bebouwing en infrastructuur en Moeras.

In 2006 is ook een kaart Bestaande Natuur 1990 samengesteld, waardoor een vergelijking gemaakt kan worden met Bestaande Natuur 2004 (Kramer *et al.*, 2006).

Vertaling legenda-eenheden basisbestand Bestaande Natuur naar landecosystemen

Combinatie van de legenda-eenheden van de basiskaart Bestaande Natuur met het bestand Fysisch Geografische Regio's geeft direct een goed beeld van het areaal van de meeste landecosystemen per fgr. Een aantal ecosysteemttypen vraagt nog nader aandacht:

- Heide op de fgr Hogere zandgronden is gedefinieerd als de combinatie van droge en natte heide, hoogveen, stuifzand, droog schraalgrasland en ven. De legenda-eenheid Heide van de kaart Bestaande Natuur omvat in elk geval droge en natte heide, hoogveen en stuifzand. Verkend moet worden in hoe verre droog schraalgrasland in deze legenda-eenheid aanwezig is en hoe vennen kunnen worden toegevoegd.
- Moeras is gedefinieerd als de combinatie van (riet)moerasvegetatie met ingesloten of aansluitend klein water en struweel. De legenda-eenheid Moeras van de kaart Bestaande Natuur omvat alleen rietmoeras. Verkend moet worden in hoeverre klein water en struweel hieraan zijn toe te voegen.

3.2 Resultaten en conclusies

Vergelijking arealen NVK2 en Bn-1990

Tabel 3 geeft de arealen van de landecosystemen per fgr bepaald voor het LMF, de Tweede natuurverkenning (NVK2) en met het recente basisbestand Bestaande Natuur. Voor 1990 zijn er zowel arealen bepaald voor NVK2 als met het basisbestand Bestaande natuur (Bn). In alle gevallen zijn de arealen afwijkend. Het kleinere areaal open duin in NVK2 is verklaarbaar door het niet meenemen van kwelders en zandplaten. Het grotere areaal moeras in NVK2 wordt veroorzaakt doordat meer elementen zijn meegenomen dan in Bn-1990. Zo ontbreekt in Bn-1990 open water en struweel. Verder is in NVK2 soms moeras ook op gebiedsniveau gedefinieerd, zo is het gehele Lauwersmeergebied als moeras benoemd. Het areaal bos in NVK2 is steeds lager dan in Bn-1990. Voor het agrarische gebied is het areaal in NVK2 ook steeds lager dan in Bn-1990, terwijl juist een groter areaal is te verwachten. In NVK2 is halfnatuurlijk grasland meegenomen in het agrarische gebied, in Bn-1990 niet. Opvallend zijn verder de grote arealen halfnatuurlijk grasland aanwezig in 1950 (LMF).

Monitoring arealen

Het basisbestand bestaande Natuur is het meest geschikt voor het monitoren van het areaal van de ecosysteemttypen, omdat hiervoor een reproduceerbare methode is ontwikkeld om nieuwe updates van de topografische kaarten 1:10.000 te vervaardigen. Bij de ecosysteemttypen heide en moeras zijn nog een aantal acties nodig om het areaal beter weer te geven.

Door de afwijkingen in arealen van ecosysteemttypen tussen NVK2 en Bn-1990 is het niet goed mogelijk gebruik te maken van de NVK2-arealen uit 1950. Dit vraagt nog nader onderzoek.

Tabel 3. Arealen ecosysteemtypen per fgr in 1950, 1990 en 2004. LMF, Landelijk Meetnet FLORA (Smits & Schaminee 2002); Nvk2, tweede natuurverkenning (Van der Meij & Van Duuren 2000); Bn, basisbestand Bestaande natuur (Kramer et al., 2000, 2006). Hl, heuvelland; Hz, hogere zandgronden; Ri, rivierengebied; Lv, laagveengebied; Zk, zeekleigebied; Du, duingebied; Gg, getijdengebied; Az, afgesloten zeearmen.

Ecosysteemtype	Fgr	LMF-1950	Nvk2-1950	Nvk2-1990	Bn-1990	Bn-2004
Bos	Tot	234.700	245.840	329.390	383.968	389.149
	Hl	4.000	3.880	4.910	5.442	5.450
	Hz	206.000	210.290	263.420	305.793	308.669
	Lv	2500	2.920	7.090	8.334	8.733
	Ri	10.000	16.250	13.600	15.365	16.221
	Zk/Az	5200	5.630	28.250	35.257	37.213
	Du	7.000	6.870	11.850	13.809	13.010
Heide	Hz	100.000	141.570 ¹⁾	44.130 ¹⁾	51.557 ²⁾	49.262 ²⁾
Open duin	Du/Gg	40.000 ³⁾	35.909 ³⁾	29.439 ³⁾	53.718	56.449
Moeras	Tot	43.400 ⁴⁾	-	-	20.236 ⁵⁾	26.116 ⁵⁾
	Tot -Hz	37.400 ⁴⁾	37.220 ⁴⁾	41.660 ⁴⁾	19.086 ⁵⁾	24.518 ⁵⁾
	Hz ⁶⁾	6000 ⁴⁾	-	-	1150 ⁵⁾	1598 ⁵⁾
	Lv	25.000 ⁴⁾	24.900 ⁴⁾	20.540 ⁴⁾	8.278 ⁵⁾	9.413 ⁵⁾
	Ri	4200 ⁴⁾	4.160 ⁴⁾	4.040 ⁴⁾	1.314 ⁵⁾	1.888 ⁵⁾
	Zk/Az	8200 ⁴⁾	8.160 ⁴⁾	17.080 ⁴⁾	9.494 ⁵⁾	13.217 ⁵⁾
Halfnatuurlijk grasland	Tot	-	-	-	44.005	115.352
	Tot -Du	1.217.700	-	-	43.363	113.802
	Hl	14.700	-	-	370	2.341
	Hz	572.000	-	-	14.083	47.070
	Lv	398.000	-	-	8.952	19.469
	Ri	93.000	-	-	3.900	14.321
	Zk/Az	140.000	-	-	16.058	30.601
	Du ⁷⁾	-	-	-	642	1.550
Agrarisch gebied	Tot	-	2.495.400 ⁸⁾	2.357.430 ⁸⁾	2.413.434	2.142.806
	Hl	26.600	45.810 ⁸⁾	35.970 ⁸⁾	39.170	33.150
	Hz	382.000	1.168.720 ⁸⁾	1.095.960 ⁸⁾	1.101.778	972.873
	Lv	45.500	278.960 ⁸⁾	249.610 ⁸⁾	192.668	169.055
	Ri	23.300	300.980 ⁸⁾	270.530 ⁸⁾	280.192	243.027
	Zk	5000	700.930 ⁸⁾	705.360 ⁸⁾	799.624	724.700
	Du ⁹⁾	28.000	28.120 ⁸⁾	16.450 ⁸⁾	33.791	28.643

1) In NVK2 is droog schraalgrasland waarschijnlijk niet of slechts deels meegenomen.

2) In Bn ontbreken nog droog schraalgrasland en ven.

3) In LMF en NVK2 zijn Kwelder en zandplaten niet meegenomen.

4) Moeras is veelal breder gedefinieerd dan het ecosysteemtype.

5) Moeras in Bn omvat alleen rietmoeras, zonder ingesloten of aansluitend klein water en struweel.

6) Moeras in de fgr Hogere zandgronden wordt nog niet beoordeeld.

7) Halfnatuurlijk grasland in de fgr duingebied (buiten open duin) wordt niet beoordeeld.

8) Agrarisch gebied in NVK2 omvat ook halfnatuurlijke grasland.

9) Het agrarisch gebied in de fgr duingebied wordt (nog) niet beoordeeld.

4 Optimalisatie soortensets landecosystemen

In de inleiding (Hoofdstuk 1) was geconstateerd dat de Natuurwaarde 1.0 beperkingen kende voor de keuze van indicatieve soorten. Daarbij ging het met name om:

- de meetbaarheid: de relatie met beschikbare meetnetten dient versterkt te worden;
- de beleidsrelevantie: de relatie met de in het beleid gekozen doelsoorten dient versterkt te worden;
- de ecosysteemrepresentativiteit: voor enkele ecosystemen waren geen evertibraten-soorten – naast planten en vertebraten- vertegenwoordigd;
- de modelleerbaarheid: van slechts een deel van de soorten per ecosysteem (50-90%) zijn modellen (in de Natuurplanner) beschikbaar.

Hierna worden verbeteringen besproken op de genoemde tekortkomingen.

4.1 Aanpak

4.1.1 Soortensets in Natuurwaarde 1.0

In de graadmeter Natuurwaarde zijn soorten en hun abundanties de basis om de kwaliteit te bepalen. Per ecosysteemtype en daarbinnen onderscheiden fgr-subecosystemen is gestreefd naar het samenstellen van een representatieve set van kenmerkende soorten, die behoort bij het referentiebeeld: een weinig door de mens beïnvloede situatie (Ten Brink *et al.*, 2000, 2002). Tabel 4 geeft een overzicht van alle overwegingen die als relevant zijn beschouwd voor de selectie van de soorten en soortgroepen. Het resultaat van de selectie voor de landecosysteemtypen en daarbinnen onderscheiden fgr-subecosysteemtypen is opgenomen in tabel 5 en van de aquatische deelecosystemen binnen de landecosysteemtypen ecosystemen in tabel 6. Van de aquatische deelecosystemen zijn alleen de vaatplanten, zoogdieren, broedvogels en reptielen vermeld.

Tabel 4. Overwegingen bij het kiezen van soorten en soortgroepen (naar Ten Brink et al., (2002).

Soortgroep:		
1	Voldoende kennis aanwezig	Vooraf van referenties
2	Ecosysteemrelevant	Kenmerkende soorten
3	Beleidsrelevant	Soortgroep bevat doelsoorten
4	Betaalbaar meetbaar	Meetnetten beschikbaar
5	Modelleerbaar	Modellen beschikbaar
6	Robuustheid	Zoveel mogelijk soorten
De soortgroepen samen:		
7	Representatief voor het ecosysteem	Uit verschillende sub-ecosystemen en functionele groepen
8	Representatief voor menselijke ingrepen	Gevoelig voor de belangrijkste milieuthema's
9	Gevoeligheid	Soortgroepen beschouwen die aan veranderingen onderhevig zijn
10	Robuustheid	Verschillende soortgroepen met zoveel mogelijk soorten

Tabel 5. Geselecteerde soortgroepen en aantal soorten in de landecosystemen en fgr-subecosystemen van de Natuurwaarde 1.0 (Ten Brink et al., 2002). Soorten kunnen in meer dan één ecosysteemtype en fgr-subecosysteemtype voorkomen. Agrarisch gebied is inclusief halfnatuurlijk grasland. De soorten van de deelecosystemen beek, ven en sloot zijn niet opgenomen.

Ecosysteemtype	Fgr	Planten	Vertebraten			Evertebraten	Totaal
		Vaatplanten	Broedvogels	Zoogdieren	Reptielen	Dagvlinders	
Bos	Tot	366	24	7			397
	Hi	110	21	6			137
	Hz	302	24	7			333
	Ri	257	20	6			283
	Lv	151	18	4			173
	Zk	279	20	5			304
	Du	195	22	7			224
	Tot	73	25	4	1		103
Moeras	Ri	24	22	4			50
	Lv	44	24	4	1		73
	Zk	17	25	4			46
	Hz	39	28	5	4	23	109
Open duin	Du	82	32	5	1	20	140
Agrarisch gebied	Tot	228	31	1	1	27	288
	Hi	52	28			6	86
	Hz	106	29	1		21	157
	Ri	90	25	1		8	124
	Lv	35	19	1	1	9	65
	Zk	56	23	1		7	87
Totaal		609	72	11	4	41	737

Tabel 6. In Natuurwaarde 1.0 geselecteerde soortgroepen en aantal soorten in de deelecosystemen beek, ven en sloot. De soortgroepen vissen en macrofauna zijn niet vermeld. Soorten kunnen in meer dan één ecosysteemtype en fgr-subecosysteemtype voorkomen. (Ten Brink et al., 2002).

Deelecosysteme-type	Fgr	Planten	Vertebraten			Evertebraten	Totaal
		Vaatplanten	Vogels	Zoogdieren	Reptielen	Dagvlinders	
Beek	Tot	22	2	2			26
	Hi	12	2	2			14
	Hz	21	2	2			2
Ven	Hz	26	2				28
Sloot	Lv	18	2				20
Totaal		60	6	2			68

Voor de keuze van soorten was de meetbaarheid om de trend van de natuurwaarde te bepalen over het algemeen het meest beperkend. Voor gegevens over de abundantie van soorten in de referentiesituatie is voor de meeste ecosysteemtypen uitgegaan van de periode rond 1950. Van de meeste soortgroepen zijn dan namelijk nog bruikbare gegevens te achterhalen en de menselijke verstoring was relatief gering (Ten Brink et al., 2000, 2002). Voor open duin is de referentie echter gebaseerd op de periode rond 1850, vóór de grootschalige verdroging. Voor bos is een referentie geconstrueerd op basis van gegevens van aanwezige bossen in Nederland en Noordwest-Europa die nog weinig zijn aangetast (geografische referentie). De periode rond 1950 was niet geschikt omdat vooral de structuur van de bossen teveel beïnvloed was door het intensieve beheer en relatief recente aanplanten (Ten Brink et al., 2002). Voor zoogdieren zijn geografische referenties gehanteerd omdat deze groep ook ver vóór de genoemde historische situaties (1950, 1850) sterk onder menselijke invloed stond.

4.1.2 Optimalisatie soortensets in Natuurwaarde 2.0

De algemene conclusie van de evaluatie van de soortensets in de Natuurwaarde 1.0 was dat deze een eerste, redelijk representatief en robuust beeld gaven van de kwaliteit van de ecosystemen (Ten Brink *et al.*, 2002). Aanbevelingen voor verbetering hebben per soortgroep vooral betrekking op de meetbaarheid (beschikbaarheid van meetnetten), de beleidsrelevantie (aanwezigheid van doelsoorten) en de modelleerbaarheid (voor verkenningen). Voor de soortenset als geheel vraagt vooral de representativiteit van de gekozen soortgroepen voor de ecosystemen aandacht, evertebraten zijn namelijk niet vertegenwoordigd in bos en moeras (zie ook Ten Brink *et al.*, 2002).

Meetbaarheid voor bepaling trend

Meetbaarheid was één van de belangrijkste criteria om soorten te selecteren voor de berekening van de Natuurwaarde 1.0. Bekeken is of met beschikbare meetgegevens een gemiddelde kwaliteitsinschatting gemaakt kon worden voor de periode 1990-2000. Wanneer incidentele informatie beschikbaar gemaakt kon worden om iets te zeggen over deze periode, werd een soort meetbaar geacht. Voor het maken van een jaarlijkse trendlijn worden nu echter hogere eisen gesteld aan meetbaarheid.

- *Fauna.* In de NVK2 zijn de beschikbare meetnetten van het NEM, bijeengebracht door het CBS, gebruikt om de natuurkwaliteit van de ecosysteemttypen te bepalen. Voor een vrij groot deel van de soorten waren de gegevens van het NEM echter niet toereikend en zijn aanvullende incidentele bepalingen gebruikt, meest direct afkomstig van de PGO's. Het percentage soorten waarvoor een incidentele bepaling is uitgevoerd, was het grootst bij zoogdieren: in alle ecosysteemttypen en voor vrijwel alle soorten. Incidentele bepalingen bij broedvogels komen vooral voor in bos van heuvelland, laagveengebied, zeekleigebied en duingebied (50-80%). Incidentele bepalingen bij dagvlinders zijn beperkt tot het agrarische gebied van het heuvelland (67%). In de Natuurwaarde 2.0 worden nu alleen incidentele bepalingen van soorten meegenomen als deze zijn te standaardiseren.
- *Planten.* In de NVK2 zijn atlasgegevens van FlorBase en Florivon gebruikt om de natuurkwaliteit van de ecosysteemttypen te bepalen voor de vaatplanten (Ten Brink *et al.*, 2000). Nadeel van het gebruik van atlasgegevens voor dit doel is vooral de beperkte updatefrequentie. Atlassen worden maximaal eens per 10-15 jaar opnieuw opgesteld. Voor bossen kon in de NVK2 echter al gebruik gemaakt worden van de eerste gegevens uit het Landelijk Meetnet Flora - Milieu en Natuur (LMF-M&N) (Ten Brink *et al.*, 2000). Dit meetnet is onderdeel van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) en is in beginsel bruikbaar om de te berekenen (Smits en Schamineé, 2002). In de Natuurwaarde 2.0 wordt geheel over gegaan op het LMF.

Aanwezigheid doelsoorten (beleidsrelevantie)

De 'doelsoorten' zijn soorten die in het beleid extra aandacht genieten op basis van hun internationale en/of nationale belang, zeldzaamheid en/of mate van trend. Alle soorten van Rode Lijsten, de Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn zijn als doelsoort opgenomen.

- De totale set van geselecteerde natuurwaardesoorten bestaan maar voor een deel uit doelsoorten (circa 30%). Voor de Natuurwaarde 2.0 is getracht het aantal doelsoorten zoveel mogelijk te verhogen;
- De mogelijkheden om doelsoorten te kunnen toevoegen voor het vergroten van de beleidsrelevantie zijn beperkt (Reijnen *et al.*, 2003). Veel doelsoorten zijn zeldzaam en moeilijk meetbaar. Daarom is verkend in hoeverre het voorkomen van de algemenere, dus beter meetbare natuurwaardesoorten indicatief is voor het voorkomen van de doorgaans veel zeldzamere doelsoorten.

Ecosysteemrepresentativiteit (de soortgroepen samen)

- Een belangrijk aspect is dat in de soortensets kenmerkende soorten zijn vertegenwoordigd die behoren tot de vertebraten, de evertebraten en de planten. Vertebraten (broedvogels, zoogdieren, reptielen) en planten zijn nu in elke soortenset aanwezig. Evertebraten (dagvlinders) ontbreken in bos en moeras. Voor de Natuurwaarde 2.0 is nagegaan of in deze ecosysteemttypen dagvlinders zijn op te nemen.

Modelleerbaarheid

- In de landecosysteemttypen en daarbinnen onderscheiden fgr-subecosystemen varieert het percentage soorten waarvoor modellen beschikbaar zijn van 48-89 %. Wanneer de dekking veel lager is dan 100%, is het van belang of modelsoorten representatief zijn voor de hele soortenset. De modellering van soorten is bij de uitwerking van de keuzes voor verbetering van de soortensets niet expliciet als overweging meegenomen. Het is te verwachten dat de situatie na verbetering niet wezenlijk zal veranderen. Daarom is alleen verkend in hoeverre met de modelleerbare soorten in de Natuurwaarde 1.0 een representatieve set voor verkenningen is samen te stellen.

De keuzes voor verbetering van de soortensets zijn per soortgroep uitgewerkt. De aangebrachte wijzigingen in de indeling van de ecosysteemttypen zijn daarin meegenomen (zie hoofdstuk 2). Bij de vaatplanten is ook rekening gehouden met de andere overwegingen die relevant zijn voor de selectie van soorten (zie tabel 4, paragraaf 4.1.1), omdat die soortensets feitelijk geheel worden herzien. Bij de fauna gaat het om het toevoegen van nieuwe soorten of laten vallen van bestaande soorten. Hier is vooral extra aandacht besteed aan de kenmerkendheid van zowel de nieuwe als de bestaande soorten.

De wijzigingen in de soortensets brengen ook met zich mee dat referentiewaarden van nieuwe soorten moeten worden bepaald. Voor de planten gaat het om alle soorten en voor de fauna om alleen de nieuwe soorten. Bestaande referentiewaarden van de overige faunasoorten zijn echter wel zoveel mogelijk gecontroleerd en zonodig aangepast. De referentiekeuze van ecosysteemttypen kan hierdoor deels of geheel wijzigen.

Paragraaf 4.2 behandelt de planten, paragraaf 4.3 de fauna (broedvogels, dagvlinders, zoogdieren en reptielen). Paragraaf 4.4 gaat in op de indicatieve waarde van natuurwaardesoorten voor het voorkomen van doelsoorten en paragraaf 4.5 geeft een overzicht van de resultaten en conclusies. De verkenning van de modellering is opgenomen in Bijlage 1.

4.2 Optimalisatie vaatplanten

Om de trends van de flora voor de graadmeter Natuurwaarde te bepalen, zijn indexen van plantensoorten per jaar als input nodig. Er is echter momenteel nog geen gestandaardiseerde methode om op basis van een meetnet die trends per soort per jaar direct te berekenen. De Natuurwaarde 1.0 maakt gebruik van atlasgegevens van FlorBase en Florivon (Ten Brink *et al.*, 2000). Nadeel van het gebruik van deze atlasgegevens voor het berekenen van indexen is de beperkte updatefrequentie. Atlasdata worden maximaal eens per 10 tot 15 jaar volledig vernieuwd. Daarom is gekozen om in de Natuurwaarde 2.0 het Landelijk Meetnet Flora - Milieu en Natuur (LMF-M&N) te gebruiken om de indexen te berekenen.

Aanpassing soortensets

Tegelijk met de overstap naar het LMF-M&N is er voor gekozen de soortensets van de fgr-subecosystemen volledig te herzien. Per fgr-subecosysteemttype zijn als uitgangspunt genomen de soortenset van de Natuurwaarde 1.0 (Ten Brink *et al.*, 2002), de doelsoorten van de natuurdoeltypen Bal *et al.*, 2001) waaruit het fgr-subecosysteemttype bestaat en de

kenmerkende plantensoorten van plantengemeenschappen behorende tot het fgr-subecosysteemtype (Smits en Schaminée, 2002). Vervolgens heeft een nadere selectie plaatsgevonden waarbij vergelijkbare criteria zijn gebruikt als bij de Natuurwaarde 1.0 (zie tabel 4 in par. 4.1.1). De volgende acties zijn uitgevoerd (zie bijlage 2 voor nadere toelichting):

1. Niet-inheemse soorten die op de drie lijsten staan worden niet meegenomen.
2. Hydrofytisch levende vaatplanten worden buiten beschouwing gelaten. Immers het LMF-M&N is een terrestrisch meetnet. Bomen en struiken zijn niet meegenomen (behalve de doelsoorten), aangezien deze kunnen zijn aangeplant. Dwergstruiken worden echter wel meegenomen. Mossen blijven buiten beschouwing omdat ze niet consequent in het LMF-M&N worden gemeten.
3. Selectie op zeldzaamheid. Soorten met een frequentie lager dan 0,001 in de referentiesituatie (1950), zoals opgesteld door Smits en Schaminée (2002) zijn niet meegenomen.
4. Selectie op kenmerkendheid. Per fgr-subecosysteemtype worden alleen soorten meegenomen als de frequentie gelijk of hoger is dan de gemiddelde frequentie in alle fgr-subecosysteemtypen. Als aanvullend criterium geldt dat soorten in twee of meer van de drie lijsten voorkomen. Alleen soorten waarvan de frequentie twee keer of meer is dan de gemiddelde frequentie mogen ook op maar één van de drie lijsten staan.
5. Ten slotte is een controle uitgevoerd op de meetbaarheid van soorten in de fgr-subecosystemen. Voor het verkrijgen van een statistisch betrouwbare trend zijn per meetjaar minimaal 25 opnamen nodig (Van Strien *et al.*, 1997). Als dit aantal niet wordt gehaald valt het betreffende meetjaar af. Als teveel meetjaren afvallen, is eerst nagegaan of via interpolatie toch een meetreeks is te verkrijgen die de hele meetperiode voldoende afdekt. Als dat niet lukt valt de soort voor het betreffende fgr-subecosysteemtype af.

Referentiewaarde soorten en koppeling met meetnetten

Voor de geselecteerde soorten dienen trends per soort per jaar verkregen te worden. De bron daarvoor is het LMF-M&N. In het rapport van Smits en Schaminée (2002) is beschreven hoe voor het LMF per fgr-subecosysteemtype referentiewaarden van soorten berekend kunnen worden voor de situatie in 1950. Basis voor deze berekening is het aandeel van ecotopen en plantengemeenschappen in 1950. Met de beschrijving van die plantengemeenschappen in termen van synoptische tabellen, is vervolgens per soort de frequentie van soorten in 1950 bepaald. Deze waarden zijn overgenomen als zijnde de referentiewaarden.

De geselecteerde plantensoorten zijn vaak relatief zeldzaam. Hierdoor is de trefkans van het direct meten in het LMF-M&N van veel plantensoorten te laag om statistisch betrouwbare uitspraken te doen over hun trend (De Knecht *et al.*, 2003). Echter op indirecte wijze kunnen wel trends voor – ook zeldzame – plantensoorten worden geschat. Zo geeft bijvoorbeeld de compleetheid van een plantenassociatie informatie over de te verwachten soorten in die plantenassociatie. In het LMF-M&N wordt standaard onder andere berekend wat de compleetheid is met de parameter ‘incompleteness’. Deze aanpak is uiteindelijk toegepast voor alle soorten en wordt hierna kort toegelicht (voor nadere toelichting zie bijlage 2 en De Knecht *et al.*, 2010):

1. Per associatie en de bijbehorende ‘incompleteness’-klasse is met 300.000 opnamen uit de Landelijke Vegetatie Databank (Schaminée *et al.*, 2006) een synoptische tabel gemaakt die beschrijft hoe groot de frequentie van voorkomen van soorten is. Met deze tabel kan bij een gegeven associatie en ‘incompleteness’ de verwachte kans op voorkomen van elke willekeurige soort bepaald worden. Deze aanpak is getoetst door de berekende frequentie te vergelijken met gemeten frequentie van voorkomen.
2. Per fgr-subecosysteemtype en per jaar zijn van de daartoe behorende LMF-opnamen met het programma ASSOCIA de associatie en incompleteness bepaald (Van Tongeren, 2000). Met de synoptische tabel uit (1) is vervolgens per soort per opname de frequentie van verwacht voorkomen bepaald. Het middelen van frequenties van alle opnamen geeft de frequentie van de soort in het fgr-subecosysteemtype.

3. Omdat het LMF-M&N pas in 1999 is gestart, is voor de periode 1990-1999 een reconstructie van de trend uitgevoerd. Hiervoor zijn uit de Landelijke Vegetatie Databank (LVD) vegetatieopnamen geselecteerd uit die jaren. Om zo goed mogelijk aan te sluiten bij de locaties van het LMF is in een straal van 500 meter rond de LMF-M&N - opnamelocaties gezocht (via een GIS) naar opnamen van hetzelfde natuurstype uit de Landelijke Vegetatie Database. Omdat de opnamen van de LVD niet zijn gekoppeld aan de fgr-subecosystemen, zijn alleen die opnamen geselecteerd waarvan de associatie overeenkomt met het betreffende fgr-ecosysteemtype. Het bepalen van de frequentie per soort is gelijk aan dat voor de LMF-M&N -opnamen.

Resultaat

De gehanteerde methode selecteert soorten op een eenduidige en reproduceerbare wijze, wat een verbetering is ten opzichte van de Natuurwaarde 1.0. De geselecteerde soorten zijn bovendien aantoonbaar karakteristiek voor fgr-subecosysteemtypen. Met het model MOVE 4 (Van Adrichem *et al.*, 2010) kunnen per natuurstype uitspraken gedaan worden over meer dan 80% van de soorten, wat een verbetering van de modelleerbaarheid is ten opzichte van de soortenset gebruikt in de Natuurwaarde 1.0. De uiteindelijk geselecteerde soorten zijn bovendien qua abiotische profielen voor vocht, zuur en voedselrijkdom (volgens Ellenberg 1991, 1992) voldoende representatief voor de fgr-subecosysteemtypen (Bijlage 2). Alleen de verdeling van Ellenberg-indicatiewaarden voor stikstof van de geselecteerde groep van planten van moeras op zeeklei komt niet goed overeen met de verdeling in de oorspronkelijke drie basislijsten (zie aanpassing soortensets hiervoor). Dit wordt veroorzaakt door het relatief kleine aantal geselecteerde plantensoorten.

Tabel 7. Aantal plantensoorten, en % doelsoorten in dit aantal, per ecosysteemtype en daarbinnen onderscheiden fgr-subecosysteemtype voor en na de optimalisatie.

Ecosysteemtype	Fgr	Aantal soorten	Aantal soorten	% doelsoorten	% doelsoorten
		Natuurwaarde 1.0	Natuurwaarde 2.0	Natuurwaarde 1.0	Natuurwaarde 2.0
Bos	Tot	368	76	12%	58%
	Du	195	24	6%	63%
	Hi	110	52	19%	63%
	Hz	302		10%	
	Ri	257		7%	
	Lv	151	25	1%	56%
	Zk	279		4%	
Heide (+ven)	Hz	65	35	69%	94%
Open duin	Du	82	88	49%	74%
Moeras	Tot	73	43	22%	63%
	Ri	24		8%	
	Lv	44	43	32%	63%
	Zk	17		6%	
Halfnatuurlijk grasland	Tot		155		70%
	Hi		94		78%
	Hz				
	Ri		74		76%
	Lv		42		71%
	Zk		25		60%
Agrarisch gebied	Tot	228		41%	
	Hi	52		65%	
	Hz	106		41%	
	Ri	90		44%	
	Lv	35		21%	
	Zk	56		29%	
Totaal		624	319	30%	68%

Tabel 7 geeft het aantal geselecteerde soorten en het percentage doelsoorten dat hierin aanwezig is per ecosysteemtype en de fgr-ecosysteemsotypen voor de Natuurwaarde 1.0 en de Natuurwaarde 2.0. Het totaal aantal soorten van de Natuurwaarde 2.0 bedraagt echter circa de helft van het aantal soorten in de Natuurwaarde 1.0. Een belangrijke oorzaak hiervan is dat nu meer aandacht is besteed aan meetbaarheid van soorten op jaarlijkse basis. Meetbaarheid van soorten vormde een probleem voor alle fgr-subecosystemen van Heuvelland en voor moeras in de fgr's Rivierengebied, Laagveengebied en Zeekleigebied. Dit is opgelost door de fgr Heuvelland altijd samen te voegen met de fgr Hogere zandgronden en voor moeras door de fgr's Rivierengebied, Laagveengebied en Zeekleigebied samen te voegen. Het percentage doelsoorten vertoont een duidelijke stijging en waarden onder de 50% komen niet meer voor. Deze stijging wordt echter voor een groot deel verklaard door het geringere aantal soorten in de Natuurwaarde 2.0 ten opzichte van de Natuurwaarde 1.0. Het totaal aantal doelsoorten is wel gestegen van 187 naar 216.

Bijlage 3 geeft de volledige lijst van geselecteerde soorten.

4.3 Optimalisatie fauna

4.3.1 Broedvogels

Aanpassing soortensets

De soortensets van de graadmeter Natuurwaarde versie 1.0 zijn het uitgangspunt (Ten Brink *et al.*, 2002). De optimalisatie van de soortensets is uitgevoerd in overleg met SOVON en het CBS. De volgende acties zijn uitgevoerd:

1. Verdeling van de oorspronkelijke soortenset agrarisch gebied in soortenset voor halfnatuurlijk grasland en soortenset voor het overig agrarisch gebied. Alle soorten die zijn toegewezen aan halfnatuurlijk grasland zijn overigens ook toegewezen aan het agrarische gebied.
2. De soorten van sloot en ven zijn toegekend aan respectievelijk agrarisch gebied in laagveen en heide op hogere zandgronden.
3. In verband met de herdefiniering van het ecosysteemtype open duin (zie hoofdstuk 2) is de soortenset uitgebreid met soorten van kwelder, strand en zandplaten.
4. Algemene controle van de kenmerkendheid van de soorten in de bestaande soortensets (inclusief natuurgrasland en agrarisch gebied). Als gevolg hiervan is een aantal soorten geheel (o.a. slechtvalk) of gedeeltelijk (o.a. grutto in het agrarische gebied van het Heuvelland) uit de soortensets verwijderd. In een enkel geval zijn nieuwe soorten toegevoegd, zoals de middelste bonte specht in bos.
5. Selectie van doelsoorten die op basis van kenmerkendheid zijn toe te voegen (expertoordeel SOVON).
6. Met trendgegevens van het CBS (data van het NEM) over de periode 1990-2003 is van alle in de vijf voorgaande acties geselecteerde soorten in alle soortensets bepaald of ze meetbaar zijn. Soorten waarvoor slechts een onzekere trend is vast te stellen, zijn alleen gehandhaafd als het aandeel van deze soorten in de soortenset gering is.
7. Van soorten waarvan het CBS geen trendgegevens kan bepalen, is nagegaan of SOVON wel jaarlijks betrouwbare gegevens leveren. Het betreft vrijwel altijd zeldzame soorten. Soorten, waarvoor dit niet mogelijk is, vallen af.

Referentiewaarde soorten en koppeling met meetnetten

De mate van voorkomen in de referentiesituatie is de referentiewaarde van een soort, meestal weergegeven als een dichtheidsmaat. Meetnetgegevens van het NEM worden door het CBS aangeleverd als indexen, waarbij de waarde bij de start van het meetnet (of het eerste

voorkomen) op 100 is gesteld. Gegevens over dichtheden op basis van de meetnetgegevens zijn daarom niet goed te vergelijken met dichtheden in de referentiewaarden (veelal voor 1950). Daarom zijn afzonderlijk dichtheden bepaald voor het startjaar van het meetnet (1990), die vergelijkbaar zijn met de dichtheden in de referentiesituatie. Hiermee kunnen de meetnetgegevens van de overige jaren worden gekoppeld aan de referentiewaarde. Meetgegevens van soorten die direct door SOVON zijn aangeleverd hebben voor een deel betrekking op aantallen. Dit geldt ook voor de bijbehorende referentiewaarde. Deze gegevens zijn gecorrigeerd voor eventuele verschillen in areaal van ecosystemen in de referentiesituatie en de meetperiode. De meetgegevens zijn daarna omgezet in indexen. De volgende acties zijn uitgevoerd:

1. Van alle soorten, die zijn gehandhaafd in de soortensets van de Natuurwaarde 1.0, is zowel de referentie- als 1990-situatie gecontroleerd aan de hand van de oorspronkelijke basisgegevens.
 Van alle bossen zijn de referentiewaarden van de meeste soorten gebaseerd op Reijnen *et al.*, (2002) en voor zeer zeldzame en/of verdwenen soorten (aantallen) op Van Kleunen & Sierdsema (2001b). Reijnen *et al.*, (2002) geven alleen dichtheden voor de referentie (geografisch). Voor bos in heuvelland, het rivierengebied en op de hogere zandgronden zijn dichtheden in 1990 gebaseerd op Hagemeyer & Sierdsema (1997), voor bos in het rivieren- en zeekleigebied op data van het MNP (geleverd door SOVON) gebruikt voor de tweede natuurverkenning. Voor enkele zeldzame soorten zijn tevens gegevens gebruikt van Van Kleunen (2001).
 Voor open duin zijn de referentiewaarden (1850) en de 1990-situatie gebaseerd op Hagemeyer & Sierdsema (1997) en Van Kleunen & Sierdsema (2001a). Voor enkele zeldzame soorten zijn tevens gegevens gebruikt van Van Kleunen (2001).
 Voor moeras en heide zijn de referentiewaarden (1950) en de 1990-situatie van de meeste soorten gebaseerd op Hagemeyer & Sierdsema (1997), van zeldzame en kolonievogels (aantallen) op Van Kleunen *et al.* (2005) en van zeer zeldzame en/of verdwenen soorten (aantallen) op Van Kleunen & Sierdsema (2001b). Van Kleunen (2001) vergelijkt de referentie (1950) niet met 1990 maar met 1998. De situatie in 1990 is waar mogelijk bepaald aan de hand van de trendreeksen in de periode 1990-2003 (NEM-data via het CBS) of geschat.
2. Van de toegevoegde soorten aan bestaande soortensets is de referentie- en de 1990-situatie door SOVON nieuw bepaald.
 Referentiewaarden en de 1990-situatie van nieuwe soorten in bos, heide, moeras en open duin zijn beschreven in Van Kleunen *et al.* (2005). Van een aantal soorten is de referentiewaarde en/of de 1990-situatie daarna nog aangepast (pers. mededeling A. van Kleunen, SOVON).
3. Van de soorten in het nieuwe ecosysteemtype halfnatuurlijk grasland en het gewijzigde ecosysteemtype agrarisch gebied zijn de referentiewaarden en 1990-situatie opnieuw vastgesteld of gewijzigd.
 Referentiewaarden voor het agrarische gebied zijn bepaald voor het agrarische gebied inclusief natuurgrasland. Een aanzienlijk deel der agrarische graslanden in 1950 had een vergelijkbare natuurkwaliteit als de huidige halfnatuurlijke graslanden (Smits & Schaminée 2002). Hierdoor zijn de gegevens van Hagemeyer & Sierdsema (1997) en Van Kleunen (2001) die het gehele agrarische gebied beschouwen, bruikbaar voor de situatie in 1950. Voor de situatie in 1990 zijn de referentiewaarden waar nodig gecorrigeerd (Van Kleunen *et al.*, 2005). Voor nieuw toegevoegde soorten zijn door SOVON de 1950 en 1990 situatie in dichtheden en/of aantallen beschreven (Van Kleunen *et al.*, 2005).
 Referentiewaarden voor halfnatuurlijk grasland (situatie 1950) in het laagveengebied en zeekleigebied zijn gebaseerd op Hagemeyer & Sierdsema (1997). Voor halfnatuurlijk grasland in de overige fysisch-geografische regio's heeft SOVON nieuwe referentiewaarden bepaald en/of afgeleid van de referenties in het totale agrarische

gebied (Van Kleunen *et al.*, 2005). In aansluiting op deze rapportage zijn in overleg met SOVON nog een aantal aanvullingen en correcties doorgevoerd.

4. Aan de ecosysteemttypen heide, moeras en open duin zijn een aantal soorten toegevoegd waarvoor het gekozen jaar geen goede referentiesituatie is (zowel in Natuurwaarde 1.0 als 2.0). Het betreft soorten die niet aanwezig waren in 1950 en vaak ook niet in 1990, maar die zich na 1990 hebben gevestigd of waarvan vestiging op enige termijn is te verwachten (Van Kleunen & Sierdsema 2001b; Van Kleunen *et al.*, 2005). Voor deze soorten is door SOVON een geografische referentie opgesteld. Voorbeelden zijn grote zilverreiger, blauwe kiekendief.

Resultaat

Tabel 8 geeft het aantal geselecteerde soorten en het % doelsoorten van dit aantal per ecosysteemtype en fgr-ecosysteemsuubtype voor de Natuurwaarde 1.0 en 2.0.

*Tabel 8. Aantal broedvogelsoorten en % doelsoorten in dit aantal per ecosysteemtype en fgr-subecosysteemtype in de Natuurwaarde 1.0 (Ten Brink *et al.*, 2002) en de Natuurwaarde 2.0.*

Ecosysteemtype	Fgr	Aantal soorten Natuurwaarde	Aantal soorten Natuurwaarde	% doelsoorten Natuurwaarde	% doelsoorten Natuurwaarde
		1.0	2.0	1.0	2.0
Bos	Tot	24	27	50%	59%
	Du	22	19	55%	47%
	Hi	21	26	52%	58%
	Hz	24		50%	
	Ri	20	20	45%	50%
	Lv	18	11	22%	64%
	Zk	20	17	45%	41%
Heide	Hz	30 ¹	34	77%	88%
Open duin	Du	32	43	75%	86%
Moeras	Tot	25	35	76%	80%
	Ri	22	27	68%	81%
	Lv	24	32	75%	84%
	Zk	25	33	72%	79%
Halfnatuurlijk grasland	Tot		19		84%
	Hi		16		81%
	Hz				
	Ri		18		83%
	Lv		15		80%
	Zk		17		82%
Agrarisch gebied	Tot	31	29	77%	79%
	Hi	28	26	75%	77%
	Hz	29		76%	
	Ri	25	26	72%	77%
	Lv	21 ²	19	76%	79%
	Zk	23	24	74%	79%
Totaal		73	83	77%	80%

¹inclusief 2 soorten van het (deel)ecosysteemtype ven

²inclusief 2 soorten van het (deel)ecosysteemtype sloot

Hoewel het mogelijk bleek aan veel ecosysteemttypen doelsoorten toe te voegen, zijn ook soorten (waaronder doelsoorten) vanwege vooral beperkte meetbaarheid afgevallen. Voor de ecosysteemttypen bos en agrarisch gebied blijft het aantal soorten ongeveer gelijk en voor de ecosysteemttypen heide, open duin en moeras neemt het aantal soorten duidelijk toe. Alleen voor bos in het laagveengebied wordt het aantal soorten als gevolg van beperkte

meetbaarheid beduidend lager. In de ecosysteemttypen van het heuvelland waren vrijwel geen soorten meetbaar. Daarom zijn deze ecosysteemttypen ondergebracht bij die van de hogere zandgronden. Soorten met een zwakke meetbaarheid (berekende trend onzeker volgens het CBS) komen vooral voor in bos en halfnatuurlijk grasland van het laagveen- en riviereengebied.

Het percentage doelsoorten blijft na de optimalisatie, op enkele uitzonderingen na, gelijk of neemt toe. Percentages lager dan 50% komen nu vrijwel niet meer voor. Het totale aantal doelsoorten is gestegen van 56 tot 66.

Bijlage 3 geeft de volledige lijst van geselecteerde soorten.

4.3.2 Dagvlinders

Aanpassing soortensets

De soortensets van de graadmeter Natuurwaarde versie 1.0 zijn het uitgangspunt (Ten Brink 2002). De optimalisatie van de samenstelling van de soortensets is uitgevoerd in overleg met de Vlinderstichting en het CBS (NEM). De volgende acties zijn uitgevoerd:

1. Verdeling soortensets agrarisch gebied in soortensets voor halfnatuurlijk grasland en soortensets voor het overig agrarisch gebied (zonder halfnatuurlijk grasland).
2. Algemene controle van de kenmerkendheid van de soorten in de bestaande soortensets (inclusief halfnatuurlijk grasland en agrarisch gebied).
3. Selectie van doelsoorten die op basis van kenmerkendheid zijn toe te voegen.
4. Samenstellen nieuwe soortensets voor bos en moeras op basis van kenmerkendheid en beleidsrelevantie (zoveel mogelijk doelsoorten). Voor bos is gebruik gemaakt van het rapport van Wallis de Vries (2002).
5. Met trendgegevens van het CBS (data van het NEM) over de periode 1992-2003 is voor alle soorten in alle soortensets bepaald of ze meetbaar zijn. Soorten waarvoor alleen een onzekere trend is vast te stellen zijn gehandhaafd als het aandeel van deze soorten in de soortenset gering is.
6. Van zeldzame of verdwenen soorten waarvan het CBS geen trendgegevens kan bepalen, is nagegaan of de Vlinderstichting jaarlijks betrouwbare gegevens kan leveren. Soorten waarvoor dit niet mogelijk is vallen af.

Referentiewaarde soorten en koppeling aan meetnetten

Bij dagvlinders is de referentiewaarde van soorten bepaald aan de hand van het historische voorkomen in routes van het bestaande meetnet. Hierdoor zijn de meetgegevens direct te koppelen aan de referentiewaarden. Dit is gedaan door de verhouding tussen dichtheden in de referentiewaarde en het startjaar van het meetnet (1992) te bepalen. De volgende acties zijn uitgevoerd:

1. Van alle soorten die zijn gehandhaafd in de soortensets van de Natuurwaarde 1.0 is zowel de referentie- als 1992-situatie gecontroleerd aan de hand van de oorspronkelijke basisgegevens. Voor open duin zijn de referentie- en 1990-waarden gebaseerd op Wallis de Vries (2001), voor heide op Van Swaay (1999).
2. Van toegevoegde soorten aan bestaande soortensets van heide en open duin is de referentie- en de 1992-situatie door de Vlinderstichting nieuw bepaald.
3. Van de soorten in de nieuwe soortensets van bos zijn de referentiewaarde en de 1992-situatie gebaseerd op Wallis de Vries (2002).
4. Van de soorten in het nieuwe ecosysteemtype halfnatuurlijk en het gewijzigde ecosysteemtype agrarisch gebied zijn de referentiewaarden en 1990-situatie opnieuw vastgesteld of gewijzigd. Daarbij is gebruik gemaakt van gegevens van het totale agrarische gebied (inclusief halfnatuurlijk grasland; Van Swaay 1999).

Resultaat

Tabel 9 geeft het aantal geselecteerde soorten en het percentage doelsoorten in dit aantal per ecosysteemtype en fgr-subecosysteemtype voor de Natuurwaarde 1.0 en de Natuurwaarde 2.0. De meetbaarheid gaf enige beperking bij het verbreden van de soortensets met dagvlinders om een betere ecosysteemrepresentativiteit te bereiken. Ecosystemen in het heuvelland konden alleen meedoen door deze toe te voegen aan de hogere zandgronden. In laag Nederland waren soorten alleen meetbaar door het rivierengebied, laagveengebied en zeekleigebied samen te voegen. Het toevoegen van dagvlinders bleek niet mogelijk voor moeras en voor bos in laag Nederland (rivierengebied, laagveengebied en zeekleigebied). Verder is het aantal soorten van bos in duingebied en van het agrarische gebied in laag Nederland vrij laag.

Een verhoging van het % doelsoorten is alleen gerealiseerd voor het ecosysteemtype heide. Slechts drie ecosysteemtypen scoren een percentage van 50% of hoger. Het agrarische gebied heeft veel minder doelsoorten gekregen door het afsplitsen van het halfnatuurlijk grasland. In laag Nederland heeft het agrarische gebied nu helemaal geen doelsoorten. Het totale percentage doelsoorten is gelijk gebleven, maar het totaal aantal doelsoorten is gestegen van 28 naar 37.

Bijlage 3 geeft de volledige lijst van geselecteerde soorten.

Tabel 9. Aantal dagvlindersoorten en % doelsoorten per ecosysteemtype en fgr-subecosysteemtype in de Natuurwaarde 1.0 (Ten Brink et al., 2002) en de Natuurwaarde 2.0.

Ecosysteemtype	Fgr	Aantal soorten natuurwaarde 1.0	Aantal soorten natuurwaarde 2.0	% doelsoorten natuurwaarde 1.0	% doelsoorten natuurwaarde 2.0
Bos	Totaal		17		47%
	Du		9		11%
	HI		17		47%
	Hz				
	Ri				
	Lv				
	Zk				
Heide	Hz	23	19	65%	74%
Open duin	Du	20	18	50%	50%
Moeras	Totaal				
	Ri				
	Lv				
	Zk				
Halfnatuurlijk grasland	Totaal		27		59%
	HI		27		59%
	Hz				
	Ri				
	Lv		13		31%
	Zk				
Agrarisch gebied	Totaal	27	14	63%	21%
	HI	6	14	100%	21%
	Hz	21		52%	
	Ri	8		25%	
	LV	9	9	22%	0%
	Zk	7		0%	
Totaal		41	54	70%	69%

4.3.3 Zoogdieren

In de Natuurwaarde 1.0 zijn tien vooral grotere soorten geselecteerd, waaronder slechts één doelsoort (eekhoorn). Voor slechts twee van deze soorten (vos en eekhoorn) levert het CBS indexen waarmee een trend is te bepalen. Van de overige soorten zijn de metingen gebaseerd op incidentele bepalingen (Cromsigt *et al.*, 2001; Hollander 2000). Standdaardisatie van deze incidentele bepalingen is mogelijk te realiseren, maar naar verwachting alleen bij een lage meetfrequentie. Van andere soorten zijn geen bruikbare meetgegevens beschikbaar. In de Natuurwaarde 2.0 zijn zoogdieren daarom voorlopig niet opgenomen.

4.3.4 Reptielen

Aanpassing soortensets

Het CBS (op basis van meetdata van RAVON) levert voor 5 van de 7 reptielsoorten jaarlijks betrouwbare indexen. Hiervan zijn 4 soorten opgenomen in de Natuurwaarde 1.0. In de Natuurwaarde 2.0 zijn alle 5 soorten opgenomen. Het aantal doelsoorten stijgt daardoor van 4 naar 5. Indexen voor het agrarisch gebied blijken niet betrouwbaar.

Tabel 10. Aantal soorten reptielen en % doelsoorten in dit aantal per ecosysteemtype en fgr-subecosysteemtype in de Natuurwaarde 1.0 (Ten Brink et al., 2002) en de Natuurwaarde 2.0.

Ecosysteemtype	Fgr	Aantal soorten Natuurwaarde 1.0	Aantal soorten Natuurwaarde 2.0	% doelsoorten Natuurwaarde 1.0	% doelsoorten Natuurwaarde 2.0
Bos	Totaal				
	Du				
	HI				
	Hz				
	Ri				
	Lv				
	Zk				
Heide	Hz	4	5	75%	80%
Open duin	Du	1	1	100%	100%
Moeras	Totaal	1	1	100%	100%
	Zk				
	Lv	1	1	100%	100%
Halfnatuurlijk grasland	HI				
	Totaal				
	HI				
	Hz				
	Ri				
	Lv				
	Zk				
Agrarisch	Totaal	1		100%	
	HI				
	Hz				
	Ri				
	Lv	1		100%	
	Zk				
Totaal		4	5	75%	80%

Referentiewaarde soorten en koppeling met meetnetten

Voor reptielen is het voorkomen in de referentiesituatie vergeleken met het voorkomen in 1994, de start van het meetnet. Voor open duin zijn de gegevens gebaseerd op Zuiderwijk & Groenveld (2001), voor de overige ecosysteemttypen op Zuiderwijk *et al.*, (1999).

Resultaat

Tabel 10 geeft het resultaat van de selectie. Het percentage doelsoorten in de soortensets van de Natuurwaarde 1.0 was hoog en is in de Natuurwaarde 2.0 nog iets gestegen door het toevoegen van één doelsoort.

Bijlage 3 geeft de volledige lijst van geselecteerde soorten.

4.4 Betekenis van natuurwaardesoorten als indicator voor doelsoorten

4.4.1 Inleiding

In voorafgaande paragrafen is getracht de soortensets van de Natuurwaarde 1.0 zoveel mogelijk te optimaliseren en waar mogelijk het aantal doelsoorten te vergroten. Echter niet alle doelsoorten kunnen worden opgenomen, eenvoudigweg omdat deze te weinig voorkomen en betrouwbare schattingen van veranderingen in mate van voorkomen een aanzienlijke intensivering van de huidige meetnetten zouden betekenen. Daarnaast is het zinvol om soms ook andere soorten dan doelsoorten op te nemen. Vraag is echter nu: in hoeverre kunnen uitspraken over veranderingen in de mate van voorkomen van huidige soorten uit de natuurwaarde gebruikt worden, als statistische schatters van veranderingen in de mate van voorkomen van doelsoorten. Aangezien de hiervoor benodigde gegevens over trends in mate van voorkomen van doelsoorten (in termen van abundanties) zeer schaars zijn, is echter ook deze vraag moeilijk te beantwoorden. Hooguit kan met behulp van beschikbare verspreidingsgegevens (aan- en afwezigheid) van doelsoorten uit de groepen van broedvogels, vaatplanten en dagvlinders geanalyseerd worden of het aantal doelsoorten per atlasblok of 1x1 km-grid, statistisch gezien goed te schatten is met behulp van informatie over het aantal soorten van overeenkomstige ecosysteemttypen uit de natuurwaarde. Indien dit zo is, dan is aannemelijk dat de kwaliteit van ecosystemen bepaald op basis van voorkomen van doelsoorten ook geschat kan worden op basis van voorkomen van soorten uit de natuurwaarde. Als dit zo is dan is dit een aanwijzing dat ook sprake kan zijn van overeenkomsten in trends van doelsoorten en natuurwaardesoorten.

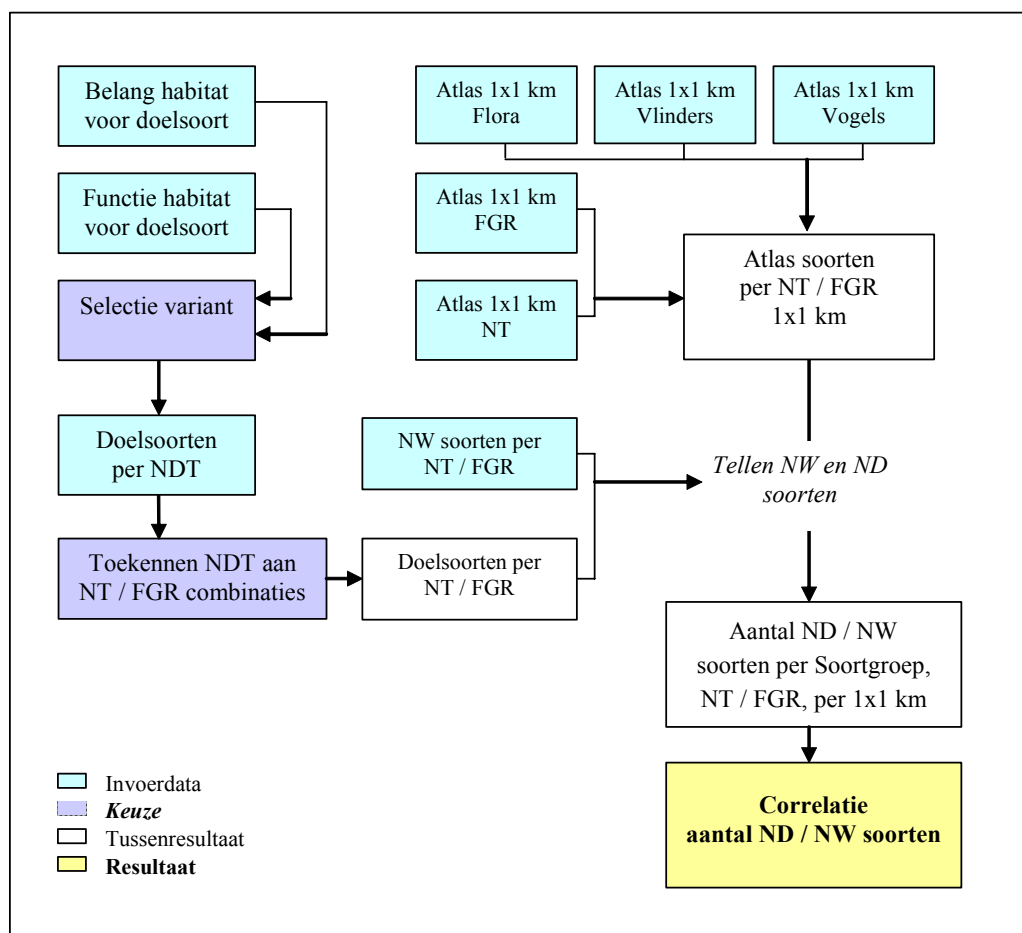
4.4.2 Methode

Bovenstaande vraag is geanalyseerd door het uitvoeren van regressieanalyse, waarbij is gekeken of het aantal doelsoorten statistisch te relateren is aan het aantal natuurwaardesoorten op een locatie. De berekening bestaat uit een aantal stappen die in figuur 1 in een stroomschema zijn weergegeven. De analyses zijn uitgevoerd per soortgroep (broedvogels, dagvlinders en vaatplanten), per natuurtype (bos, heide, moeras, duin en bos), per fysisch-geografische eenheid (hogere zandgronden, heuvelland, zeekleigebied, rivierengebied en laagveengebied) alsmede combinaties hiervan.

Voor de berekening is gebruikgemaakt van de volgende informatie:

- Verspreidingsatlas van plantensoorten (FLORON, 2003);
- Verspreidingsatlas van dagvlinders (Vlinderstichting, 2003);

- Verspreidingsatlas van broedvogels (SOVON, 2003);
- Kaart van fysisch-geografische regio's (Ten Brink *et al.*, 2002);
- Kaart van verspreiding ecosysteemt看typen op basis van de LARCH-begroeiingstypen kaart (De Jong, 1998);
- Lijsten van doelsoorten per Natuurdoeltype (Bal *et al.*, 2001);
- Geoptimaliseerde lijsten van natuurwaardesoorten per ecosysteemtype per fgr (zie bijlage 3).



Figuur 1. Stroomdiagram voor het berekenen van de correlatie tussen het aantal (natuur) doelsoorten (ND) en Natuurwaarde v2.0 (NW)soorten.

Basis voor de analyse is een lijst met soorten per fgr-subecosysteemtype. Vervolgens is per fgr-subecosysteemtype bepaald welke natuurdoeltypen hiertoe behoren. Daarmee is vastgelegd welke doelsoorten kenmerkend zijn voor een fgr-subecosysteemtype. Per kilometerhok uit de verspreidingsatlassen is vervolgens geteld hoeveel soorten voorkomen in een bepaald fgr-subecosysteemtype op basis van de natuurwaardesystematiek en hoeveel doelsoorten voorkomen op basis van overeenkomende natuurdoeltypen. Bij de berekening is rekening gehouden met mogelijke dubbeltelling en ruimtelijke afhankelijkheid van de gegevens.

Dubbeltelling zal optreden wanneer verspreidingsgegevens van 5x5km (vogels) worden gecombineerd met verspreidingsgegevens op 1x1km (vlinders en planten). Te grote ruimtelijke afhankelijkheid zou kunnen optreden wanneer verspreidingsgegevens teveel betrekking hebben op dezelfde gebieden. Om invloeden te beperken zijn alleen kilometercellen

die verder uitelkaar liggen dan 5 kilometer in beschouwing genomen in de analyse. In Nederland zijn de meeste natuurgebieden veel kleiner dan 5x5 km en zullen verspreidingsgegevens uit cellen die meer dan 5 kilometer uit elkaar liggen betrekking hebben op afzonderlijke gebieden.

4.4.3 Resultaten en conclusies

Tabel 11 geeft weer hoe de aantallen natuurwaardesoorten (vaatplanten, broedvogels en dagvlinders) per kilometerhok correleren met de aantallen doelsoorten van dezelfde soortgroepen. Tabel 12 geeft op analoge wijze de resultaten weer per soortgroep.

Voor de verschillende fgr-subecosysteemttypen zijn de correlaties zeer sterk. De r^2 is gemiddeld 0.92. Dit betekent dat gemiddeld 92% van de variatie in aantallen doelsoorten per kilometergrid verklaard kan worden met de aantallen soorten uit de Natuurwaarde 2.0. Ook de aantallen doelsoorten die niet in de Natuurwaarde 2.0 voorkomen zijn goed te schatten met behulp van aantallen van die set (gemiddeld is de r^2 dan 0.85). Tabel 12 laat zien dat binnen afzonderlijke soortgroepen de correlaties wat minder sterk zijn. Met name bij de dagvlinders wordt dit veroorzaakt door het soms zeer geringe aantal soorten waarop de correlatie is gebaseerd (zie paragraaf 4.3.2).

Conclusies

- Er bestaat een sterk positief lineair verband tussen het aantal natuurdoelsoorten en het aantal natuurwaardesoorten op een locatie. Dit geldt zowel op het niveau van gecombineerde als afzonderlijke soortgroepen (broedvogels, dagvlinders en vaatplanten) en op het niveau van geaggregeerde en afzonderlijke ecosysteemttypen per fysisch geografische regio.
- Eenzelfde positieve correlatie wordt verkregen wanneer alleen gekeken wordt naar de doelsoorten die niet in de geoptimaliseerde lijst van doelsoorten voorkomen. Ook voor deze doelsoorten geldt dat de mate van voorkomen in kilometercellen goed te schatten is met informatie over aantallen soorten uit de geoptimaliseerde lijst.
- Deze correlatie wordt niet veroorzaakt door een onderliggende variatie in het totaal aantal soorten per kilometercel of door het oppervlakte van het fgr-subecosysteemttype per kilometercel. Hetgeen laat zien dat het voorkomen van soorten uit de natuurwaardeset een goede indicator kan zijn om het voorkomen van doelsoorten mee te voorspellen.
- Een focus op alleen die doelsoorten die afhankelijk zijn van één natuurdoelttype en/of daarin voortplanten, leidt niet tot het vinden van een sterker of zwakker verband tussen natuurwaardesoorten en doelsoorten.

Op basis van vergelijking met eerdere analyses tussen soorten uit Natuurwaarde 1.0 en doelsoorten blijkt dat de correlaties, door de nieuwe soort selectie zijn toegenomen.

Het lijkt reëel om te veronderstellen dat op basis van (gemeten of gemodelleerde) veranderingen in mate van voorkomen van natuurwaardesoorten geïnterpreteerd kunnen worden in termen van veranderingen in de mate van voorkomen van doelsoorten. Een hard bewijs hiervoor kan met de beschikbare gegevens nu niet gegeven worden. Bij het wel beschikbaar komen van gegevens over trends in doelsoorten en natuurwaardesoorten zou onderzocht moeten worden of snelheid en omvang van veranderingen daadwerkelijk overeenkomen. Wanneer gegevens beschikbaar komen van andere soortgroepen van doelsoorten en/of mariene en aquatische ecosysteemttypen zouden ook deze onderzocht moeten worden.

Tabel 11. Verklaarde variantie (r^2) van de correlaties tussen aantallen soorten (planten, broedvogels en dagvlinders) per kilometerhok van de Natuurwaarde 2.0 en de aantallen doelsoorten van diezelfde soortgroepen. Tussen haakjes de resultaten van de correlatie tussen de aantallen Natuurwaarde 2.0-soorten en de overgebleven doelsoorten die daarin niet voorkomen.

Fysisch-geografische regio	Natuur grasland	Bos	Open duin	Heide	Moeras
Duingebied		0.92(0.85)	0.96(0.92)		
Heuvelland	0.98(0.92)	0.94(0.84)			
Hogere zandgronden	0.89(0.82)	0.89(0.83)		0.97(0.87)	
Laagveengebied	0.95(0.88)	0.93(0.87)			0.96(0.91)
Rivierengebied	0.96(0.91)	0.91(0.87)			0.96(0.92)
Zeekleigebied	0.90(0.86)	0.72(0.67)			0.94(0.88)
Totaal	0.77(0.70)	0.81(0.73)	0.96(0.92)	0.97(0.87)	0.94(0.89)

Tabel 12. Verklaarde variantie (r^2) van de correlaties tussen aantallen soorten van de afzonderlijke soortgroepen per kilometerhok van de Natuurwaarde 2.0 en de aantallen doelsoorten van diezelfde soortgroepen. Tussen haakjes de resultaten van de correlatie tussen de aantallen soorten uit de geoptimaliseerde set en de overgebleven doelsoorten die daarin niet voorkomen.

Soort-groep	Fysisch-geografische regio	Natuur grasland	Bos	Open duin	Heide	Moeras
Vaatplanten	Duingebied		0.54(0.26)	0.94(0.88)		
	Heuvelland	0.88	0.79(0.54)			
	Hogere zandgronden	0.61(0.51)	0.46(0.37)		0.86(0.67)	
	Laagveengebied	0.89(0.72)	0.37(0.12)			0.84(0.79)
	Rivierengebied	0.92(0.55)	0.53(0.49)			0.79(0.84)
	Zeekleigebied	0.82(0.74)	0.33(0.29)			0.78(0.70)
	Totaal	0.61 (0.45)	0.34(0.27)	0.94(0.88)	0.86(0.67)	0.74(0.74)
Dagvlinders	Duingebied		0.56(0.39)	0.94(0.58)		
	Heuvelland	0.64(0.18)	0.69(0.67)			
	Hogere zandgronden	0.66(0.34)	0.44(0.32)		0.83(0.31)	
	Laagveengebied	0.09(0.09)				
	Rivierengebied	0.43(0.43)				
	Zeekleigebied	0.30(0.30)				
	Totaal	0.59(0.28)	0.42(0.30)	0.94(0.58)		
Broedvogels	Duingebied		0.96(0.85)	0.97(0.86)		
	Heuvelland	0.91(0.90)	0.96(0.91)			
	Hogere zandgronden	0.93(0.83)	0.93(0.81)		0.97(0.80)	
	Laagveengebied	0.90(0.81)	0.84(0.70)			0.97(0.90)
	Rivierengebied	0.95(0.90)	0.94(0.89)			0.97(0.88)
	Zeekleigebied	0.92(0.86)	0.88(0.81)			0.95(0.86)
	Totaal	0.90(0.81)	0.91(0.75)	0.97(0.86)	0.97(0.80)	0.95(0.85)

4.5 Overzicht en conclusies

De optimalisatie van de soortensets in de Natuurwaarde 2.0 heeft in vergelijking met de Natuurwaarde 1.0 tot een duidelijke verbetering van de meetbaarheid, de beleidsrelevantie en de ecosysteemrelevantie geleid. De verbetering van de meetbaarheid geeft wel beperkingen voor het gebruik van de fgr-subecosystemen en verandert deels de referentiekeuze van de ecosysteemttypen.

Meetbaarheid

In de Natuurwaarde 1.0 zijn meetgegevens van soorten voor een groot deel gebaseerd op incidentele waarnemingen en Atlasdata. Hierdoor was alleen een gemiddelde uitspraak mogelijk over de periode 1990-2000. In de Natuurwaarde 2.0 zijn alleen die soorten gekozen waarvan op basis van de meetnetten van het NEM jaarlijks trends zijn te berekenen. Alleen voor enkele zeldzame soorten wordt gebruik gemaakt van aanvullende meetgegevens van de PGO's die jaarlijks beschikbaar zijn. Hierdoor zijn jaarlijkse trends in natuurkwaliteit vanaf 1990 te berekenen. Als gevolg van deze aanpassing worden de soortgroepen planten, broedvogels, reptielen en dagvlinders gehandhaafd en komt de soortgroep zoogdieren geheel te vervallen.

In fgr-subecosystemen van bos, halfnatuurlijk grasland, moeras en het agrarische gebied is de meetbaarheid van soorten vaak een beperkende factor (zie tabel 13). In geval van een grote beperking is dit opgelost door fgr-subecosystemen samen te nemen. In andere gevallen is aangegeven dat de meetbaarheid zwak is. Voor de berekening van de Natuurwaarde in versie 2.0 is daarom besloten om het ecosysteemttype als basiseenheid te nemen (tabel 14).

Tabel 13. Meetbaarheid van soortgroepen per fgr-subecosysteemttype in de Natuurwaarde 2.0. Goed (geen arcering), zwak (lichtgrijs). Bij slechte meetbaarheid zijn fgr-subecosystemen met andere fgr-subecosystemen gecombineerd (donkergrijs).

Ecosysteemttype	Fgr-subtype	Planten	Broedvogels	Vlinders	Reptielen
Bos	Duingebied	X	X	X	
	Heuvelland	X	X	X	
	Hogere zandgronden				
	Rivierengebied		X		
	Laagveengebied	X	X		
	Zeekleigebied		X		
Heide	Hogere zandgronden	X	X	X	X
Open duin	Duingebied	X	X	X	X
Moeras	Rivierengebied		X		
	Laagveengebied	X	X		X
	Zeekleigebied		X		
Halfnatuurlijk grasland	Heuvelland	X	X	X	
	Hogere zandgronden				
	Rivierengebied	X	X		
	Laagveengebied	X	X	X	
	Zeekleigebied	X	X		
Agrarisch gebied	Heuvelland				
	Hogere zandgronden		X	X	
	Rivierengebied		X		
	Laagveengebied		X	X	
	Zeekleigebied		X		

Tabel 14. Aantal soorten en % doelsoorten in dit aantal per ecosysteemtype, totaal landnatuur (zonder agrarisch gebied) en agrarisch gebied in de Natuurwaarde 2.0.

Ecosysteemtype	Planten	Broed- vogels	Dag- vlinders	Reptielen	Totaal	% doelsoort
Bos	76	27	17		120	58%
Heide	35	34	19	5	93	88%
Open duin	88	43	18	1	150	75%
Moeras	43	35		1	79	71%
Halfnatuurlijk grasland	155	19	27		201	70%
Totaal landnatuur	319	79	54	5	457	70%
Agrarisch gebied		29	14		43	72%

Aandeel doelsoorten

De ecosysteemtypen van de natuurwaarde zijn combinaties van de natuurdoelen waar het Rijksnatuurbeleid op stuurt. De natuurdoelen bestaan uit clusters van natuurdoeltypen, die nader zijn getypeerd met doelsoorten. De aansluiting op het beleid wordt in belangrijke mate bepaald door de aanwezigheid van deze doelsoorten.

Een verhoging van aandeel doelsoorten in de soortensets in de Natuurwaarde 2.0 is vooral gerealiseerd voor de planten. De meetbaarheid van de doelsoorten blijft echter veelal een beperkende factor. Het totale aantal doelsoorten is in alle soortensets toegenomen.

Tussen het aantal natuurdoelsoorten en het aantal natuurwaardesoorten op een locatie bestaat echter een sterk positief verband. Het is daardoor aannemelijk dat trends in natuurwaardesoorten gebruikt kunnen worden als schatter voor de trends in doelsoorten.

Ecosysteemrelevantie

De soortensets dienen zoveel mogelijk kenmerkend te zijn voor de kwaliteit van ecosysteemtypen als geheel. In de Natuurwaarde 1.0 is voor de terrestrische ecosysteemtypen vooral op basis van meetbaarheid gekozen voor vaatplanten, broedvogels, zoogdieren, reptielen en dagvlinders. Deze soortgroepen representeren de hoofdgroepen planten, gewervelde dieren en ongewervelde dieren. Planten en gewervelde dieren zijn in de soortensets van alle ecosysteemtypen vertegenwoordigd, ongewervelde echter in beperkte mate. In de Natuurwaarde 2.0 is dit verbeterd door het toevoegen van de soortgroep dagvlinders aan bos. Hoewel de zoogdieren vanwege de meetbaarheid afvallen blijven de vertebraten goed vertegenwoordigd.

Met uitzondering van moeras zijn nu in de soortensets van de ecosysteemtypen van de terrestrische natuur zowel planten, vertebraten (broedvogels, reptielen) en evertrebraten (dagvlinders) vertegenwoordigd (zie tabel 14). In moeras ontbreken de dagvlinders (evertrebraten), maar zijn daar niet zo'n relevante soortengroep, omdat het aantal soorten beperkt is. Een optie zou zijn om hier naar libellen te kijken bij de nieuwe monitoring in het kader van het vernieuwde programma Beheer (IPO & LNV, 2010). Aangenomen wordt dat met planten, vogels en vlinders (aangevuld met reptielen) in het algemeen een goede beschrijving van de kwaliteit van landnatuur gegeven kan worden. Dit is in lijn met de conclusies van de Index Natuur en Landschap (voorschrift natuurbeheer in subsidieprogramma Beheer van provincies en rijk) waarin terreinbeheerders en onderzoekers hebben geconcludeerd dat in het algemeen met drie soortgroepen (waaronder vogels en planten) de kwaliteit van natuur al relatief goed is te bepalen. Voor het agrarische gebied is nu nog geen betrouwbare natuurkwaliteit te berekenen. De soortgroep planten wordt er onvolledig gedekt, omdat het LMF niet is gericht op het agrarische gebied.

Referentiekeuze ecosysteemtypen

De graadmeter Natuurwaarde beschrijft per ecosysteem hoe landelijk gezien de gemiddelde mate van voorkomen van kenmerkende soorten afwijkt van een intact systeem (referentie)⁵. In de meeste gevallen zijn gegevens over het intacte systeem gebaseerd op de situatie in 1950. In gevallen waar dit niet voldoet is een referentie geconstrueerd, aangeduid als potentie.

De keuze om voor vaatplanten het NEM-meetnet Landelijk Meetnet Flora (LMF) als meetbasis te kiezen heeft gevolgen voor de referentiekeuze zoals gemaakt in de Natuurwaarde 1.0. Beschikbare referentiegegevens hebben betrekking op 1950 (Smits en Schamminee, 2002). Dit betekent dat in voor alle ecosysteemtypen de referentiekeuze voor planten 1950 wordt. Ten opzicht van de Natuurwaarde 1.0 verandert de referentiekeuze voor bos van potentie naar 1950 en voor open duin van 1850 naar 1950. Voor open duin is vervolgens besloten om 1950 ook als referentiekeuze voor de overige soortgroepen (broedvogels, dagvlinders en reptielen) aan te houden. Verschillen in trend en niveau tussen 1850 en 1950 bleken voor deze soortgroepen zeer gering. Voor bos is de referentiekeuze voor de overige soortgroepen niet gewijzigd. De situatie in 1950 was voor deze soortgroepen in bos relatief ongunstiger dan voor vaatplanten en daarom is de geografische referentie aangehouden (tabel 15).

Tabel 15. Referentiekeuze van ecosysteemtypen en soortgroepen in de Natuurwaarde 2.0. Wijzigingen t.o.v. de Natuurwaarde 1.0 zijn grijs gearceerd

Ecosysteemtype	Planten	Broedvogels	Dagvlinders	Reptielen
Bos	1950	geografisch	geografisch	
Heide	1950	1950*	1950	1950
Open duin	1950	1950*	1950	1950
Moeras	1950	1950*		1950
Halfnatuurlijk grasland	1950	1950	1950	
Agrarisch gebied		1950	1950	

*voor enkele soorten geografische referentie

⁵ Deze aanpak is vergelijkbaar met de aanpak in de kaderrichtlijn water (KRW; <http://www.kaderrichtlijnwater.nl>) en de Habitatrichtlijn (http://www.minlnv.nl/portal/page?_pageid=116,1640949&_dad=portal&_schema=PORTAL&p_document_id=110237&p_node_id=143102).

5 Berekening Natuurwaarde 2.0

5.1 Berekening Natuurwaarde 1.0

De Natuurwaarde 1.0 is als volgt opgebouwd. Ecosysteemt看pen gesplitst naar fysisch-geografische regio's (fgr's) vormen de ruimtelijke basis. De eerste berekeningsstap is het bepalen van een kwaliteitindex per soort, door de waargenomen abundantie te delen door de referentieabundantie en waar nodig af te kappen op de waarde van de referentieabundantie (=100). De vergelijking met het referentieniveau is bedoeld om de graadmeter de betekenis van 'intactheid' te geven. Vervolgens zijn de afgekapte indexen rekenkundig gemiddeld. Rekenkundige middeling van de kwaliteitindexen per soort levert de kwaliteitindex van het ecosysteemtype per fgr. Om een eventuele overdominantie van een bepaalde taxonomische groep te verminderen, worden eerst kwaliteitindexen per hoofdgroep bepaald (vertebraten, evertbraten en planten) en daarna gemiddeld over de hoofdgroepen.

Voor toepassingen waarbij landen met geheel verschillende arealen natuurgebied kunnen worden vergeleken, wordt de kwaliteitindex vermenigvuldigd met de areaalindex. Deze areaalindex geeft aan welk deel een ecosysteemtype in neemt in Nederland. Door deze vermenigvuldiging ontstaat de natuurwaarde-index. Aggregatie van ecosysteemt看pen per fgr, bijv. tot landnatuur, vindt plaats door de natuurwaarde-indexen⁶ te sommeren. Ecosysteemt看pen met een groot oppervlakte tellen daarmee zwaarder dan ecosysteemt看pen met een kleiner oppervlakte.

5.2 Aandachtspunten

5.2.1 Berekening kwaliteit ecosysteemt看pen

De belangrijkste stap bij het berekenen van de kwaliteit van een ecosysteem is het middelen van de afgekapte soortindexen. In de Natuurwaarde 1.0 is gekozen voor afkap van soortindexen op 100% (referentieniveau) en vervolgens deze rekenkundig te middelen, in plaats van meetkundige middeling zonder afkap van soorten op 100% (Ten Brink *et al.*, 2000). De vraag is of de argumenten voor deze keuze nog steeds valide zijn.

Afkap

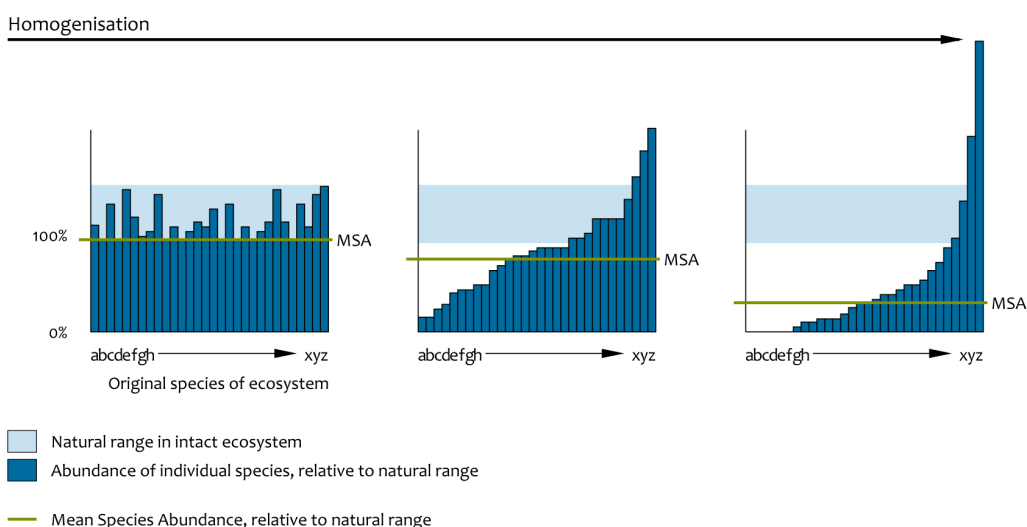
De keuze voor afkap is ingegeven door het doel van de graadmeter. Aangezien de graadmeter moet beschrijven hoe het met ecosystemen gaat, is gedefinieerd hoe ecosystemkwaliteit beoordeeld moet worden. Dit gebeurt met een referentiesituatie, die beoogt een zoveel mogelijk intact ecosysteem te beschrijven. Een intact ecosysteem krijgt derhalve de waardering 100%. Als een soort minder voorkomt dan in die referentiesituatie, dat wil zeggen een lagere waarde heeft dan 100%, moet dit als negatief beoordeeld worden. Wanneer een soort meer voorkomt dan in de referentiesituatie, dan moet dit niet positief beoordeeld worden, zeker niet omdat een toename van één soort de afname van andere soorten kan maskeren. Dit alles betekent dat gekozen wordt voor het afkappen van indexen boven de 100%.

⁶ Voor toepassingen in Nederland worden natuurkwaliteit- en areaalcijfers steeds apart gepresenteerd. Zie voor toelichting ad 2 bij de aandachtspunten.

Hiermee verschilt de aanpak essentieel van de aanpak die gekozen is bij de SoortgroepTrendIndex (STI), een nationaal en internationaal veel gebruikte biodiversiteitsgraadmeter (www.compendiumvoordeleefomgeving.nl). De STI beschrijft hoe het gaat met een bepaalde groep soorten. Voor het berekenen van een STI worden de indexen niet afgekapt. Afkappen van indexen bij een STI zou ook vreemd zijn omdat de referentiekeuze, c.q. het 100% niveau, een willekeurig, niet ecologisch gekozen, niveau is. Meestal wordt het 100% niveau bij STI's gesteld op het begin van een meetreeks. Die situatie wordt op 100% gesteld, zonder daarmee iets te willen suggereren over de ecologische situatie op het begin van de meting.

Door de afkap op 100% krijgt de graadmeter zijn betekenis; de ecosysteemkwaliteit is pas 100% als alle soorten minimaal op niveau zijn. Een exacte afkap op 100% heeft als nadeel dat wordt gesuggereerd dat er maar één referentiesituatie mogelijk is en dat de mate van voorkomen van soorten in die referentiesituatie vast zou liggen. Het referentieniveau heeft feitelijk een bepaalde bandbreedte als gevolg natuurlijke fluctuaties en onzekerheid in de beschikbare data. Bij de uitwerking van Natuurwaarde 1.0 en ook van Natuurwaarde 2.0 is veelal niet expliciet aandacht besteed aan het definiëren van die bandbreedte. Aangenomen is dat het referentieniveau zich ergens binnen de bandbreedte bevindt. Dat betekent dat het kwaliteitniveau onderschat kan worden, omdat het referentieniveau al kan worden bereikt bij een lagere score dan 100%. Dit zou te vermijden zijn door uit te gaan van de ondergrens van de bandbreedte voor het bereiken van 100% kwaliteit (zie figuur 2). Onderschatting treedt dan niet meer op. Met de huidige beschikbare data is een bandbreedte, dus ook de ondergrens daarvan, echter niet aan te geven.

Process of biodiversity homogenisation expressed by the MSA indicator



Figuur 2. Schematische voorstelling van de berekening van de natuurkwaliteit van een ecosystem (MSA) als gemiddelde van de afgekapte index-waarde van individuele soorten. In dit figuur worden alle indexen afgekapt op het laagste niveau van de natuurlijke range van mate van voorkomen. Bron: PBL, 2009b

Rekenkundig middelen van afgekapte indexen

In de Natuurwaarde 1.0 is gekozen om de afgekapte waarden rekenkundig te middelen. Rekenkundig middelen met afkap zoals gehanteerd in de Natuurwaarde 1.0 geeft eenduidig de feitelijke afstand tot de referentie weer van de set geselecteerde soorten. Een toename van 50% naar 75% wordt bij deze aanpak gelijk verondersteld aan een afname van 30% naar 5%.

Een punt van aandacht is dat primaire indexcijfers (dus zonder afkap op 100%) over het algemeen log-normaal verdeeld zijn (met soms hoge uitschieters boven de 100%). Op basis van statistische argumenten kan gesteld worden dat meetkundig middelen het beste past bij het werken met indexcijfers die niet worden afgekapt (Buckland *et al.*, 2005; Gregory *et al.*, 2005, Gregory *et al.*, 2008). Doordat op basis van ecologische gronden gewerkt moet worden met afkapping boven de 100%, is het de vraag wat de beste methode van middeling is.

Door indexen af te kappen op 100% (referentieniveau) zoals in de Natuurwaarde 1.0 gaat de verdeling wel weer richting normale verdeling. Meetkundige middeling van afgekapte indexwaarden ligt op basis van statistische gronden niet voor de hand. Bij het werken met afgekapte indexen is het werken met rekenkundig middelen weer beter mogelijk. Hierbij ontstaat wel een knelpunt. Wanneer indexen laag zijn ten opzichte van de referentiesituatie, en derhalve niet afgepakt worden, is uit statistische gronden meetkundig middelen beter. Wanneer een aantal soorten een hoge index hebben die wordt afgekapt, ligt gebruik van meetkundig middelen minder voor de hand. Hier botsen dan ook statistische argumenten met andere argumenten. Zo geven Lamb *et al.*, (2009) een beoordeling van een groot aantal 'species intactness indices' waarbij de 'Buckland's arithmetic mean' (rekenkundig) het beste scoorde, gevolgd door de 'Buckland's geometric mean' (meetkundig). In een ander artikel waarin deze twee indices worden beschreven wordt de 'arithmetic' mean (van onafgekapte indexen) juist als niet toereikend bestempeld (Buckland *et al.*, 2005). De lagere score voor de 'geometric mean' door Lamb *et al.*, (2009) werd voor een belangrijk deel veroorzaakt door de arbitraire mathematische keuzes van meetkundige middeling, waarmee wordt bedoeld dat aan 0-waarden een fictieve lage waarde moet worden toegekend (log 0 bestaat niet).

Meetkundig middelen (zonder afkap)

Vraag is nu of meetkundig middelen zonder het afkappen van indexen een mogelijkheid zou kunnen zijn die beter aansluit bij het werken met indexen en tegelijkertijd een mogelijkheid biedt voor het omgaan met onzekerheden in referentieniveaus.

Bij meetkundig middelen weegt een verdubbeling van een soort (index = 200%) op tegen een halvering van een andere soort (index waarde = 50%). Als de bandbreedte in de referentiesituatie eenzelfde omvang zou hebben, dan zou deze uitmiddeling niet erg zijn. Immers, een verdubbeling van een soort binnen zijn natuurlijke range van voorkomen, kan best de afname van een andere soort binnen diezelfde range compenseren. Echter, als de referentieniveaus meer gezet zijn op het laagste niveau dat in een meer intact systeem aanwezig is, zou een dergelijke uitmiddeling niet op zijn plaats zijn. Een soort die halveert ten opzichte van zijn minimum niveau in een intacte situatie moet immers als problematisch gezien worden in het licht van de doelstelling van de graadmeter. Omdat onduidelijk is hoe groot marges in mate van voorkomen zijn in de referentiesituatie, is nu ook niet te zeggen wat, in het licht van de graadmeter, de beste keuze is.

Weging soortgroepen

Verder is het de vraag voor de Natuurwaarde 1.0 of de gebruikte getrapte berekening van de kwaliteit via de soortgroepen (planten, evertebraten, vertebraten) niet kan worden losgelaten. Evenredige presentatie van soorten wordt ook met de getrapte middeling niet bereikt, gezien het relatief enorme aantal soorten buiten de gewervelden en planten.

5.2.2 Aggregatie van ecosysteemtypen

In de Natuurwaarde 1.0 vindt aggregatie van ecosysteemtypen tot bijvoorbeeld landnatuur in Nederland plaats door de kwaliteit van ecosystemen te middelen rekeninghoudend met de oppervlakte van die ecosystemen. Ecosystemen met grote oppervlakten wegen daarbij zwaarder dan kleine ecosystemen. Deze berekeningswijze geeft eigenlijk de gemiddelde kwaliteit van het totale areaal van de ecosystemen van de landnatuur weer, waarbij elke hectare natuur even zwaar telt ongeacht het type ecosysteem. Deze benadering is te beschouwen als een maat voor natuurlijkheid van de landnatuur. Diversiteit aan ecosystemen speelt dan geen rol meer.

Gezien de doelen van het Nederlandse natuurbeleid, zou het wenselijker zijn om de gemiddelde kwaliteit van de ecosystemen weer te geven zonder areaalweging. In het Nederlandse natuurbeleid streeft men immers naar een natuur met verschillende typen natuur en zet men natuurtypen naast elkaar zonder onderscheid naar oppervlak.

Een derde, nog weer andere benadering is om rekening te houden met verschillen in biodiversiteit tussen ecosystemen. Er wordt dan een nieuwe soortenset geconstrueerd met bijbehorende abundaties voor de referentiesituatie en de meetsituatie. De betekenis van soortenrijkdomverschillen tussen ecosystemen wordt dan weerspiegeld door het aantal gekozen kenmerkende doelsoorten van dat ecosysteem. Een ecosysteem met meer kenmerkende doelsoorten draagt sterker bij aan het totaal (bij aggregatie). Deze maat geeft meer een indicatie van de voorraad biodiversiteit (in termen van soorten) in Nederland en sluit minder aan bij de 'ecosysteem' (sensu stricto)- benadering van de graadmeter Natuurwaarde.

5.3 Aanpassing berekening voor Natuurwaarde 2.0

Berekening kwaliteit ecosysteemtypen

De keuze voor afkap van indexen boven de 100% met daarna rekenkundige middeling lijkt het meest voor de hand liggend. De resultaten kunnen hier echter meer helderheid over geven. Daarom is de kwaliteit van de ecosysteemtypen zowel met een rekenkundige als een meetkundige middeling en met en zonder afkap van de soortindexen uitgevoerd. In de discussie van hoofdstuk 6 wordt hier verder op ingegaan.

Verder is er voor gekozen de getrapte bepaling van de kwaliteit via de hoofdgroepen los te laten. Dat wil zeggen dat alle soorten gelijkwaardig zijn.

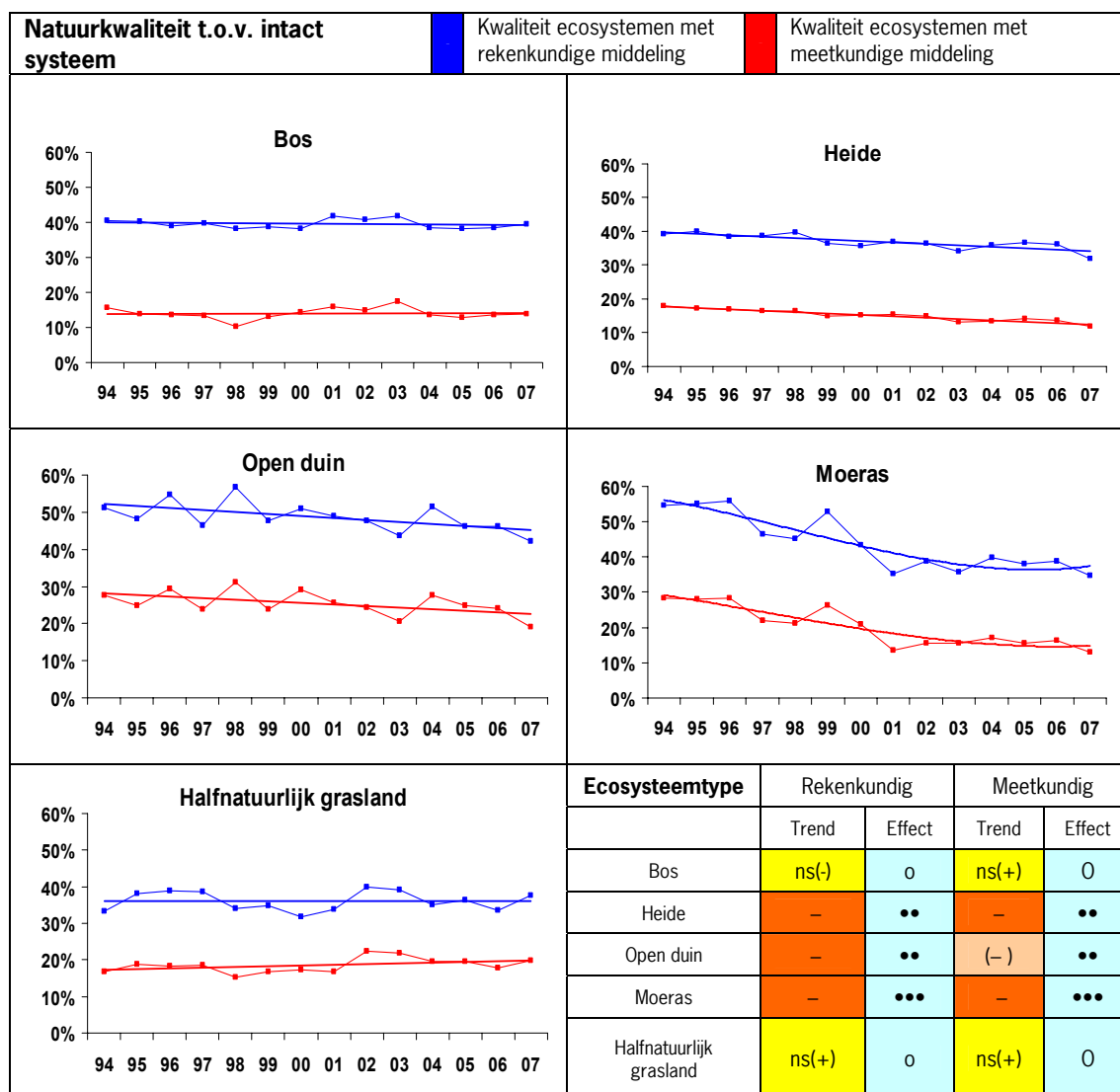
Aggregatie van ecosysteemtypen tot landnatuur

Voor de aggregatie van ecosysteemtypen zullen alle drie de opties worden uitgerekend. Op basis hiervan wordt een keuze gemaakt welke aanpak het best aansluit bij de graadmeter Natuurwaarde. Voor toepassingen waarin het nationale beleid wordt geëvalueerd, lijkt de gemiddelde kwaliteit van de ecosysteemtypen (zonder areaalweging) het meest relevant te zijn. Voor een volledig beeld worden ook de andere wijzen van aggregatie berekend; zie figuur 6 in Hoofdstuk 6.

6 Resultaten en discussie

6.1 Kwaliteit en areaal landecosystemen

Kwaliteit en areaal van ecosystemen zijn bepaald voor bos, heide, open duin, moeras en halfnatuurlijk grasland. Voor het agrarisch gebied zijn nu geen betrouwbare uitspraken mogelijk, omdat er nog geen goed meetnet bestaat voor planten in dit gebied. Voor natuurgebieden in Nederland zijn de meetnetten dus wel adequaat.



Figuur 3. Het effect van meet- of rekenkundig middelen van de soorten op de trend in natuurkwaliteit 1994-2007 van ecosysteemttypen ten opzichte van intact systeem met afkap van soortindexen op 100%. Trend: ns, geen significante verandering; (-), mogelijke afname; -, afname; (+), mogelijke toename; +, toename. Effect: o, geen significant effect; •, klein; ••, matig; •••, groot.

Trend kwaliteit

De meetnetten van de verschillende soortgroepen hebben een verschillend startjaar. De meetnetten voor vaatplanten en broedvogels hebben 1990 als startjaar, maar voor vaatplanten zijn de eerste drie jaren onbetrouwbaar (te weinig meetpunten). Voor dagvlinders is het startjaar 1992 en voor reptielen 1994. Als startjaar voor de berekening van de kwaliteit is daarom 1994 gekozen.

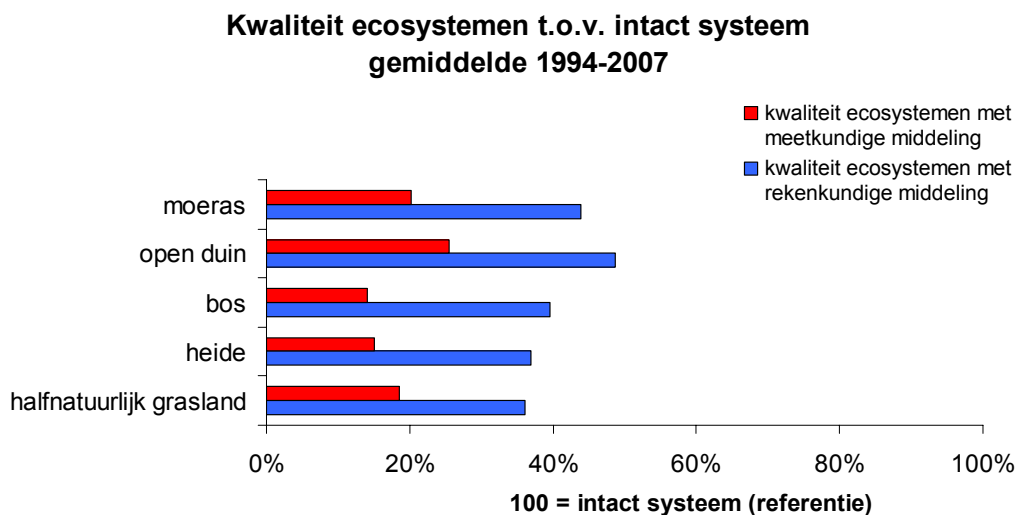
De trend in de kwaliteit is weergegeven ten opzichte van een intact ecosysteem, het referentieniveau. De kwaliteit is op twee wijzen berekend: door het rekenkundig middelen van de soortindexen en door het meetkundig middelen van de soortindexen (zie hoofdstuk 5 voor nadere toelichting). In beide gevallen zijn de soortindexen afgekapt op het referentieniveau (100%). De resultaten per ecosysteemtipe zijn weergegeven in figuur 3 (pagina 57). Verschillen in trends tussen beide berekeningswijzen zijn verwaarloosbaar, zowel voor de richting van de trend als de grootte van het effect.

Moeras, heide en open duin laten een verdere daling zien van de kwaliteit in de periode 1994-2007. De afname die voor 1990 heeft plaatsgevonden gaat dus door. Wel stabiliseert rond 2000 de afname in moeras. In moeras, heide en open duin vertonen niet alle soortgroepen een negatieve tend. In moeras lijken de broedvogels stabiel of zelfs iets toe te nemen. In heide en open duin nemen de reptielen duidelijk toe.

In bos en halfnatuurlijk grasland is sprake van stabilisatie over de gehele periode van 1994 tot 2007. In bos en halfnatuurlijk grasland is er mogelijk nog wel een afname van de broedvogels.

Niveau van de kwaliteit ten opzichte van intact ecosysteem

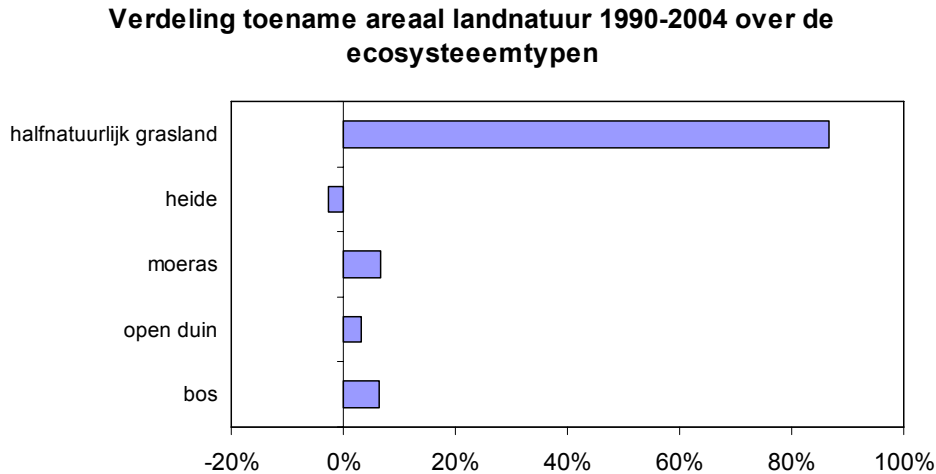
Voor alle ecosystemen ligt de kwaliteit in de periode 1994-2007 op een beduidend lager niveau dan in de referentiesituatie (meest overeenkomend met de situatie in 1950) (fig. 4). Met rekenkundig middelen varieert de kwaliteit van 36% (halfnatuurlijk grasland) tot 49% (open duin). Met meetkundig middelen komt dit de ca. helft lager uit omdat lage soortindexen zwaar wegen, van 14% (bos) tot 25% (open duin) (fig. 4).



Figuur 4. De natuurkwaliteit in de periode 1994-2007 ligt op een beduidend lager niveau dan in de referentiesituatie (meest overeenkomend met de situatie in 1950). Dit geldt voor alle ecosystemen.

Trend areaal 1990-2004

Gegevens van het areaal van de ecosysteemtypen zijn alleen beschikbaar voor 1990 en 2004. Deze hebben deels nog een indicatief karakter (zie hoofdstuk 2) vanwege technische problemen. Daarom is de nadruk gelegd op de trend. Van alle ecosysteemtypen, heide uitgezonderd, neemt het areaal toe. (fig. 5). De procentuele toename is het grootst bij halfnatuurlijk grasland (162%) en moeras (28,5%). Van het totaal aantal hectares nieuwe natuur gaat 87% naar halfnatuurlijk grasland. De afname van het areaal heide komt waarschijnlijk vooral door verbossing.



Figuur 5. De toename van het areaal landnatuur in de periode 1990-2007 bestaat vooral uit halfnatuurlijk grasland. Het areaal heide neemt iets af.

Aggregatie van landecosysteemtypen

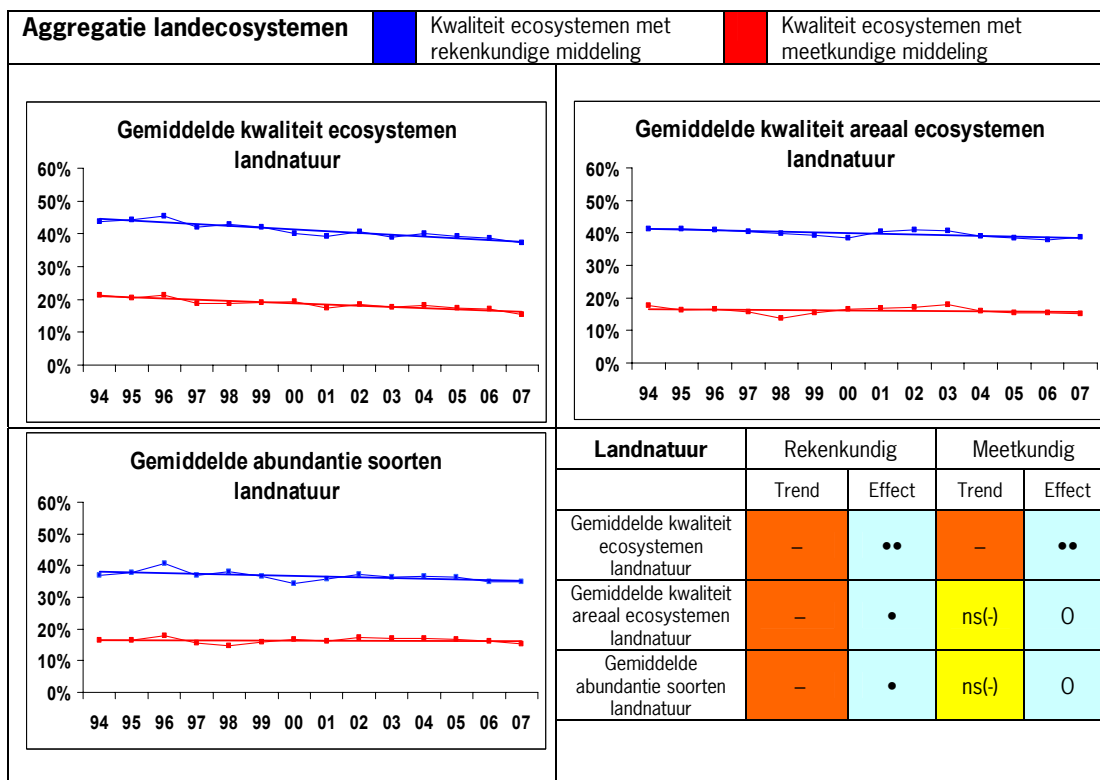
De aggregatie van ecosystemen is zoals toegelicht in hoofdstuk 5 op drie manieren uitgevoerd (fig. 6):

1. gemiddelde kwaliteit van de landnatuur-ecosystemen
2. gemiddelde kwaliteit van het areaal van de landnatuur-ecosystemen
3. gemiddelde abundantie van de soorten in het areaal van de landnatuur-ecosystemen.

De gemiddelde kwaliteit van de landnatuur-ecosystemen (1) laat een duidelijke afname zien van de kwaliteit in de periode 1994-2007 (fig. 5). Op basis van de trends van de afzonderlijke ecosysteemtypen is dit een te verwachten resultaat (fig. 2, pagina 54).

Wanneer de gemiddelde kwaliteit van het areaal van de landecosystemen (2) wordt bepaald, is de afname van de kwaliteit veel geringer. Dit is verklaarbaar omdat nu de gemiddelde kwaliteit wordt bepaald door de ecosystemen met het grootste areaal. In deze situatie is dat bos waarbij geen significante verandering in de trend is vastgesteld.

Wanneer een nieuwe soortenset met bijbehorende abundanties wordt geconstrueerd voor het totale areaal van de landnatuur (3) is de afname ook veel geringer. Dit wordt veroorzaakt doordat de ecosystemen met de grootste soortendiversiteit, zoals halfnatuurlijk grasland en bos, geen significante verandering in de trend laten zien.



Trend	
+	Toename
(+)	mogelijke toename
Ns	geen significante verandering
(-)	mogelijke afname
—	afname

Effect	
0	geen significante verandering
•	klein
••	matig
•••	groot

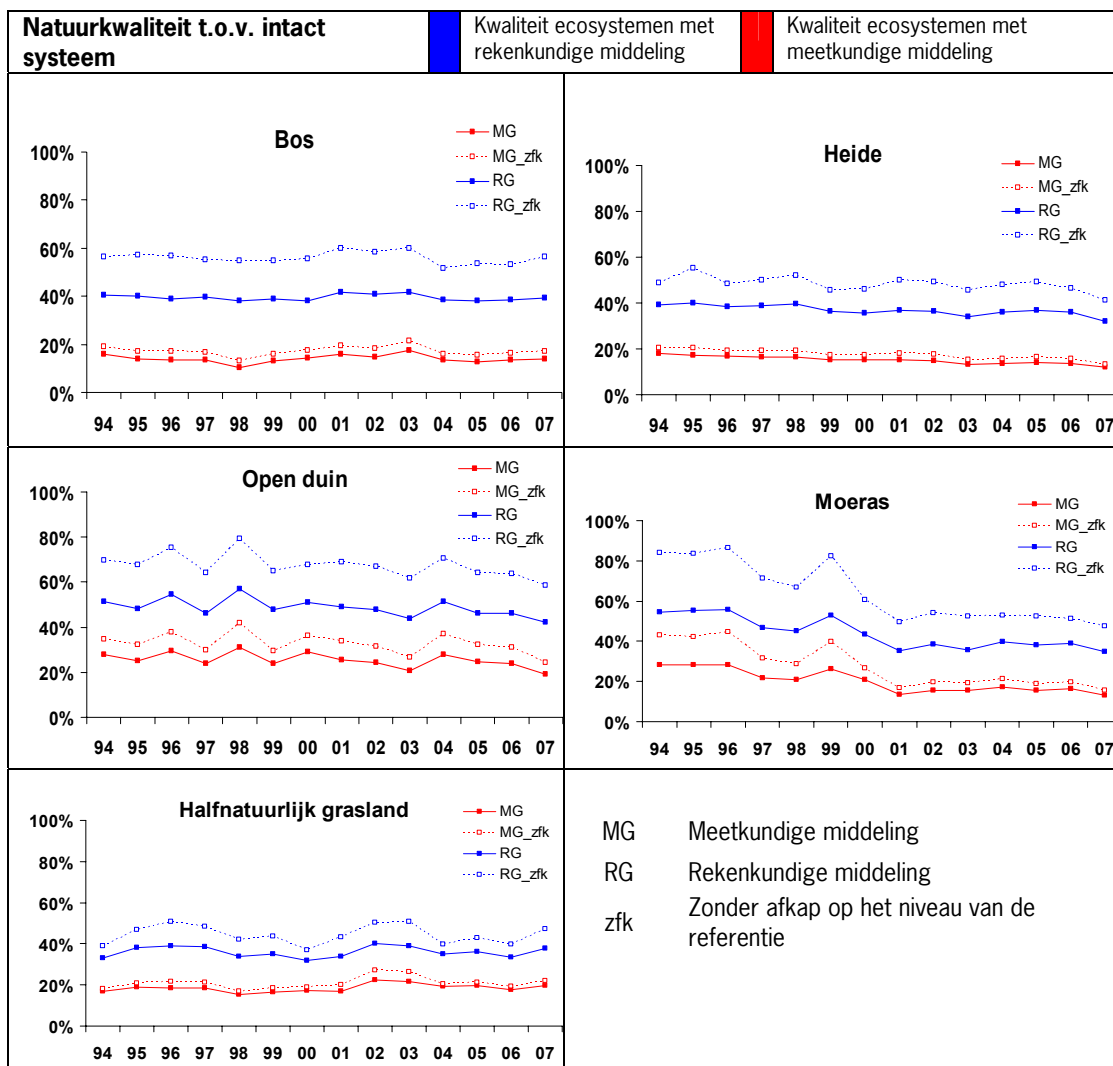
Figuur 6. Het effect van verschillende aggregatiemethoden voor de ecosystemen om tot een trend te komen in natuurkwaliteit 1994-2007 van landnatuur ten opzichte van intact systeem. Trend: ns, geen significante verandering; (-), mogelijke afname; —, afname; (+), mogelijke toename; +, toename. Effect: 0, geen significant effect; •, klein; ••, matig; •••, groot.

6.2 Discussie en conclusies

Kwaliteit ecosystemen

Figuur 3 geeft alleen de resultaten van rekenkundig en meetkundig middelen met voor beide een afkap van soortindexen op 100%. Ter aanvulling is nog een berekening uitgevoerd van rekenkundig middelen en meetkundig middelen met beide zonder en met afkap van indexen op 100% (fig. 7). Het blijkt dat in alle gevallen rekenkundig middelen en meetkundig middelen vrijwel geen verschillen in de trend laten zien.

Omdat bij soortindexen uitschieters boven de 100% geregeld en in alle ecosysteemttypen voorkomen, ligt bij afkap van soortindexen op 100% meetkundig middelen niet voor de hand. Door het afkappen van de indexen gaat de verdeling immers richting normale verdeling (zie par. 5.2.1). Rekenkundige middeling is dan een betere keuze.



Figuur 7. Het effect van wel of niet afkappen op de trend in natuurkwaliteit 1994-2007 van landnatuur ten opzichte van intact systeem. Trend: ns, geen significante verandering; (-), mogelijke afname; -, afname; (+), mogelijke toename; +, toename. Effect: o, geen significant effect; •, klein; ••, matig; •••, groot.

Verder valt op dat het niveau van de natuurkwaliteit bij meetkundig middelen veel lager uitvalt dan bij rekenkundig middelen. De oorzaak hiervan is dat er relatief veel lage indexwaarden aanwezig zijn die bij meetkundig middelen veel zwaarder tellen dan bij rekenkundig middelen. Ook nulwaarden (de soort is dan verdwenen) komen regelmatig voor. Bij meetkundig middelen moet hier een waarde aan worden gegeven omdat de log van 0 niet bestaat. In deze studie zijn de 0-waarden tot 1% getransformeerd. Het maakt echter veel uit welke waarde wordt toegekend. Een keuze voor 0.1 %, 1% of 5% heeft grote invloed op het meetkundig gemiddelde. Bij veel nulwaarden heeft het niveau van de natuurkwaliteit met meetkundig middelen daardoor een grote mate van onzekerheid.

In paragraaf 5.2.1 was al aangegeven dat de vraag of meetkundig middelen zonder het afkappen van de indexen een beter alternatief zou kunnen zijn, niet goed is te beantwoorden. is, een aanpak zou kunnen zijn die beter aansluit bij het werken met indexen, en tegelijkertijd een mogelijkheid zou bieden voor het om gaan met onzekerheden in referentieniveaus, niet

goed is te beantwoorden. De resultaten geven geen nadere argumentatie voor deze aanpak: de trend in natuurkwaliteit is gelijk aan rekenkundig middelen met afkap op 100% en er is onzekerheid over het niveau van de natuurkwaliteit. De eerdere beschouwingen in par. 5.2.1 en de resultaten geven geen aanleiding om de berekening van de natuurkwaliteit zoals gebruikt in de Natuurwaarde 1.0 te wijzigen.

Een aandachtspunt is nog wel de representativiteit van de soortenset voor het beoordelen van de kwaliteit van de ecosystemen. Nu is vooral gekozen voor de doelsoorten die in het beleid genoemd zijn. Hierdoor is de keuze deels afgestemd met keuzen in het beleid. Tegelijkertijd komt de nadruk te liggen op soorten die achteruit zijn gegaan. Soortselectie en de gevolgen daarvan blijft aandacht vragen.

Aggregatie van kwaliteit van ecosystemen

De aggregatie van de kwaliteit ecosystemen is op drie manieren uitgevoerd:

1. De gemiddelde kwaliteit van de landnatuur-ecosystemen (c.q. voor de kwaliteit van landnatuur weegt de kwaliteit van elk ecosysteem even zwaar).
Betekenis graadmeter: bijdrage aan diversiteit van ecosystemen en soorten.
2. De gemiddelde kwaliteit van het areaal van de landnatuur-ecosystemen (c.q. voor de kwaliteit van landnatuur weegt elke hectare natuur even zwaar ongeacht het type ecosysteem).
Betekenis graadmeter: bijdrage aan natuurlijkheid.
3. De gemiddelde abundantie van de soorten in het areaal van de landnatuur-ecosystemen (c.q. voor landnatuur weegt elke populatie van een soort evenveel ongeacht het type ecosysteem waarin de soort voorkomt en de oppervlakte daarvan).
Betekenis graadmeter: bijdrage aan populaties van soorten

De eerste twee benaderingen sluiten het beste aan bij de graadmeter Natuurwaarde als een ecosysteembenadering. De derde benadering geeft een op soorten gericht resultaat en kan beter met directe landelijke indexen van soorten worden berekend. Voor nationale toepassingen gaat de voorkeur uit naar een benadering waarin de diversiteit aan ecosystemen tot uiting komt. Dit is de eerste benadering waarin kwaliteit van de ecosystemen' zonder weging naar areaal' wordt gemiddeld. Er zijn daarin drie relevante opties onderscheiden: (1) middeling van de kwaliteit van de ecosystemen in de huidige natuurgebieden (zoals in de resultaten weergegeven), (2) middeling van de kwaliteit van de ecosystemen in de beoogde natuurgebieden en (3) middeling van de kwaliteit van ecosystemen uitgaande van een situatie waarbij het gehele Nederlandse grondgebied (natuur + agrarisch +stedelijk) beschouwd wordt. Alle drie de opties zijn praktisch uitvoerbaar. In het rapport is alleen de eerste optie uitgewerkt omdat deze al is gepresenteerd in de Natuurbalans.

Relatie tussen trend kwaliteit en areaal

De toename van het areaal betreft voor het grootste deel nieuwe natuur die nog in ontwikkeling is (recent verlaten landbouwgrond) en veelal pas na enige tijd een bepaald kwaliteitniveau zal halen. Deze nieuwe natuur zou op korte termijn zelfs in een verlagend effect op de kwaliteit kunnen resulteren. Dit geldt vooral voor halfnatuurlijk grasland waarvan het areaal de afgelopen jaren meer dan verdubbeld is (zie hoofdstuk 2). De resultaten in figuur 3 laten echter juist een relatief gunstig beeld zien. Alleen voor broedvogels is er sprake van een afname. Het lijkt zinvol dit nader te analyseren. Daarbij is ook aandacht nodig voor de verdeling van de meetpunten: liggen er wel genoeg meetpunten in nieuwe natuur, met name voor planten.

Vergelijking kwaliteit Natuurwaarde 1.0 en 2.0

De Natuurwaarde 1.0 en 2.0 verschillen methodisch op een aantal punten duidelijk van elkaar. De wijze waarop soortindexen worden gemiddeld tot een kwaliteit blijkt de grootste verschillen te weeg te brengen. Bij het bepalen van de kwaliteit met meetkundige middeling bedraagt de kwaliteit in de Natuurwaarde 2.0 ca. de helft van de kwaliteit in de Natuurwaarde 1.0. Wanneer de kwaliteit wordt bepaald met rekenkundige middeling zijn de verschillen echter zeer gering. Het effect van de wijzigingen in de soortensets op de kwaliteitbepaling en het niet getrapd middelen van de soorten (alle soorten gelijkwaardig) lijken derhalve verwaarloosbaar, wanneer uit wordt gegaan van de nu gekozen soortenset (tabel 16).

Tabel 16 Vergelijking gemiddelde kwaliteit van landecosystemen Natuurwaarde 1.0 en 2.0 ten opzichte van de referentiesituatie.

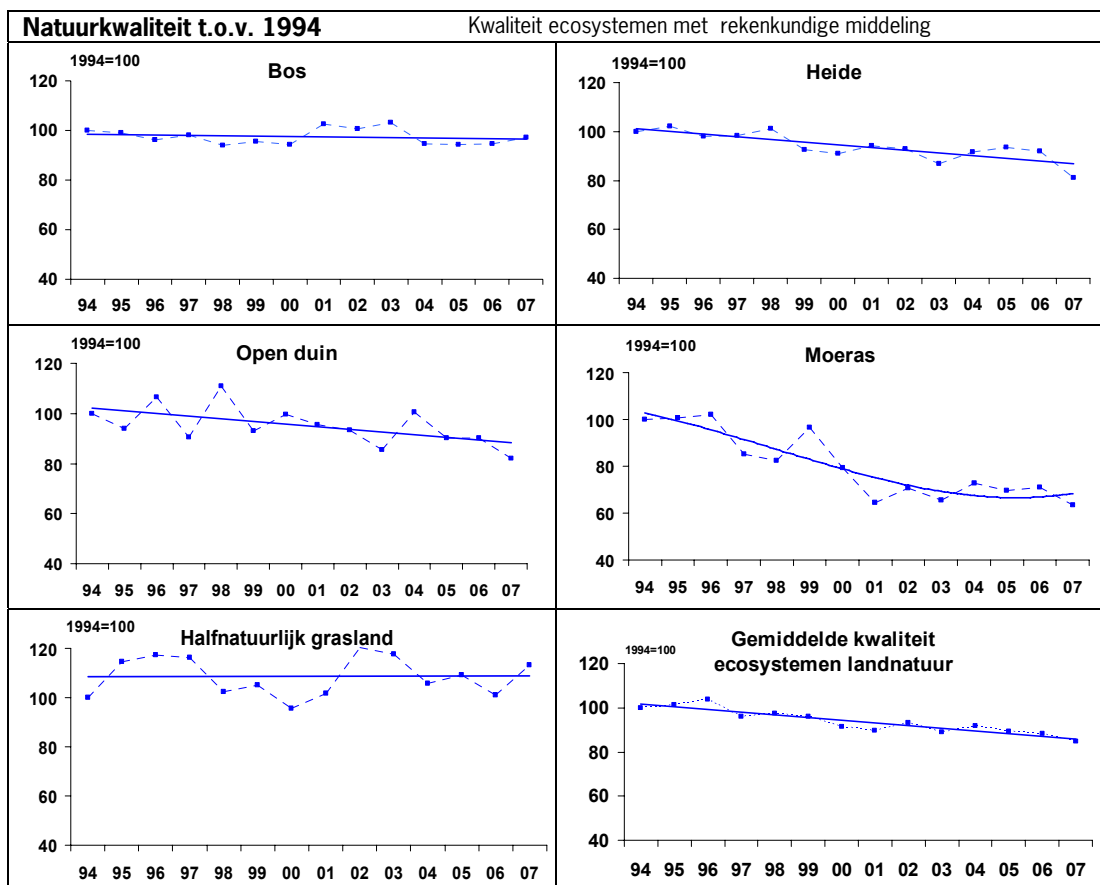
Ecosysteemtype	Natuurwaarde 1.0	Natuurwaarde 2.0	Natuurwaarde 2.0
	1990-2000¹	1994-2007	1994-2007
	Rekenkundig middelen	Rekenkundig Middelen	Meetkundig Middelen
Open duin	0.55	0.51	0.27
Moeras	0.50	0.51	0.25
Bos	0.39	0.39	0.14
Heide	0.36	0.38	0.16
Halfnatuurlijk grasland	— ²	0.36	0.17
Aggregatie tot landnatuur	0.41	0.37	0.16

¹alleen een gemiddelde kwaliteit van de periode 1990-2000 berekend

²onderdeel van het agrarische gebied

Conclusies voor de keuzes

- Er zijn geen duidelijke argumenten om de aanpak van Natuurwaarde 2.0 'rekenkundig middelen van indexen met afkap op 100%' te wijzigen.
- Bij presentatie in Natuurbalansen (thans Balansen van de Leefomgeving) kan men er ook voor kiezen om na berekening van de kwaliteiten te indexeren op het startjaar van de meetperiode (zie fig. 8). Met deze laatste indexering wordt de indicator geschikt voor het volgen van de veranderingen in de huidige natuurgebieden ten opzichte van de start van de Ecologische Hoofdstructuur in 1990.
- Een nadere verkenning is nodig om na te gaan hoe representatief de soortselectie in de graadmeter Natuurwaarde is voor het beoordelen van de natuurkwaliteit van de ecosystemen.
- Een aggregatie van ecosysteemkwaliteit met minder nadruk op het areaal van de ecosystemen is zinvol als de focus van de graadmeter op de diversiteit van ecosystemen ligt. Er zijn daarin drie relevante opties: (1) middeling van de kwaliteit van de ecosystemen in de huidige natuurgebieden, (2) middeling van de kwaliteit van de ecosystemen in de beoogde natuurgebieden en (3) middeling van de kwaliteit van ecosystemen uitgaande van een situatie waarbij het gehele Nederlandse grondgebied (natuur + agrarisch + stedelijk) beschouwd wordt.
- Een betere verdeling van de meetpunten over bestaande en nieuwe natuur, vraagt aandacht. Dit geldt vooral voor (planten in) halfnatuurlijk grasland waar veel nieuwe natuur is bijgekomen.
- De kwaliteit van ecosystemen in de Natuurwaarde 1.0 en de Natuurwaarde 2.0 komt vrijwel overeen wanneer de berekeningsgrondslag uitgaat van rekenkundig middelen met afkap op 100%. Dit ondanks verschillen in de soortensets (veel minder planten en geen zoogdieren in de NW 2.0) en verschillen in de gegevensbasis (NEM-data in de NW 2.0 en een mix van NEM-data en verspreidingsdata in de Natuurwaarde 1.0).



Figuur 8 Het effect van normalisatie van het startjaar 1994 (= 100) op de trend in natuurkwaliteit 1994-2007 van ecosystemtypen. Voor verdere informatie zie figuur 3.

7 Natuurwaarde 2.0 als indicator voor doelrealisatie van het beleid

7.1 Doel- en taakstellingen natuurbeleid

De beleidsopgave voor natuur is het zeker stellen van de biodiversiteit en het vergroten van de kwaliteit van de leefomgeving. Daarvoor is het nodig te werken aan behoud, herstel, ontwikkeling en duurzaam gebruik van de natuur. In de beleidsnota's 'Agenda Vitaal Platteland' (AVP) en 'Natuur voor mensen, mensen voor natuur' (NVM) is deze hoofddoelstelling als volgt uitgewerkt (LNV, 2004):

'voor alle in 1982 in Nederland voorkomende soorten en populaties moeten in 2020 duurzame condities voor hun voortbestaan zijn gegarandeerd'

Het jaar 1982 verwijst hierin naar de Conventie van Bonn. Deze doelstelling kan op verschillende wijze geïnterpreteerd worden. In strikte zin kan bedoeld zijn dat op alle plekken (=populatie) waar in 1982 een soort voorkwam, duurzame condities voor voortbestaan gerealiseerd moeten worden. Aannemelijker lijkt echter dat bedoeld is dat condities benodigd voor duurzaam voorkomen van populaties van inheemse soorten landelijk gerealiseerd moeten zijn.

Omdat het ondoenlijk is om voor alle soorten afzonderlijke maatregelen te treffen, kiest het natuurbeleid voor een ecosysteemgerichte benadering: realiseren van gunstige omstandigheden voor levensgemeenschappen van soorten. Het idee is dat via bescherming van intacte ecosystemen alle afzonderlijke soorten behouden kunnen blijven. Het belangrijkste instrument voor het behouden van de ecosystemen is de realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) en de Europese Natura 2000⁷. In 2018 zou de EHS een samenhangend netwerk van kwalitatief hoogwaardige natuurgebieden op het land en in het water moeten zijn, waarbinnen ecosystemen behouden en hersteld worden. De nagestreefde ecosystemen in de EHS worden beschreven conform de natuurdoelen, zoals aangegeven op de Landelijke Natuurdoelenkaart (LNV, 2003) en beschreven in het handboek 'natuurdoeltypen' (Bal *et al.*, 2001).

Aanvullend op het gebiedsgerichte beleid, dat via het realiseren van de EHS wordt vormgegeven, is er in het natuurbeleid ook soortgericht beleid geformuleerd. Dit is erop gericht om speciale beschermingsmaatregelen te treffen voor soorten waarvoor het EHS-beleid en ander gebiedsgericht beleid onvoldoende soelaas biedt. De instrumenten die daarvoor worden ingezet, zijn Rode Lijsten en Soortbeschermingsplannen. Ook binnen het soortenbeleid kiest men tegenwoordig meer voor een leefgebiedenbenadering (LNV 2007).

Nadere invulling natuurkwaliteit in de EHS

Vanaf 1995 is begonnen om invulling te geven aan de 'kwaliteitsdoelstellingen' binnen de EHS (LNV, 1995). Sinds de nota 'Natuur voor mensen, mensen voor natuur' (LNV, 2000) worden deze kwaliteitsdoelen aangeduid met de term 'natuurdoelen'. In totaal zijn er 27 verschillende natuurdoelen. Deze natuurdoelen waren de basis voor zowel de kwalitatieve sturing (het nagestreefde kwaliteitsniveau van natuur in de EHS), als voor de kwantitatieve sturing (hoeveel

⁷ Ook in Europa kiest men voor een ecosysteembenadering om biodiversiteit te beschermen. In het Europese netwerk van natuurgebieden, de Natura 2000, worden bedreigde ecosystemen (habitats) en soorten beschermd. In Nederland zijn de Natura 2000-gebieden onderdeel van de EHS.

hectares van een bepaald type moet worden gerealiseerd). De kwantitatieve sturing vindt plaats op basis van taakstellingen die zijn gepresenteerd in beleidsnota's, zoals Ecosystemen in Nederland (LNV, 1995), Programma Beheer (LNV, 1997), NVM (LNV, 2000) en het concept-SGR2 (concept 2^e Structuurschema Groene Ruimte). De 27 natuurdoelen zijn nader omschreven met de zogenoemde natuurdoeltypen-systematiek (Bal *et al.*, 2001). In totaal zijn er 92 natuurdoeltypen (Bal *et al.*, 2001). De kwaliteit van een natuurdoeltype op een bepaalde locatie kan worden afgemeten aan het halen van een bepaald percentage van aanwezige 'doelsoorten' die karakteristiek zijn voor dat natuurdoeltype (de soorten moeten dan wel met voldoende aantallen individuen voorkomen). Daarnaast moet de beheerstrategie voldoen. Als aan beide eisen is voldaan, is sprake van realisatie van het natuurdoeltype.

Rijk, provincies en beheerders werken momenteel in de projecten Waarborging natuurkwaliteit' (WVK) en 'Omvorming programma beheer (OPB) aan een verdere aanscherping van deze 'gemeenschappelijke taal', in een nieuwe geharmoniseerde typologie van 18 natuurtypen en 58 beheertypen (deze typologie wordt ook wel Index NL genoemd, Schipper & Siepel 2008; IPO, 2009). Kwaliteit binnen deze typen zal benoemd worden in termen van biotische kwaliteit (voorkomen soorten), vegetatiestructuur en milieuocondities.

In de natuurdoeltypologie wordt de kwaliteit van ecosystemen afgemeten aan de mate van voorkomen van doelsoorten. De 'doelsoorten' zijn soorten die in het beleid extra aandacht genieten (236 gewervelde diersoorten, 260 ongewervelde diersoorten en 546 soorten vaatplanten en mossen; Bal *et al.*, 2001). Deze soorten zijn geselecteerd uit de circa 33.000 inheemse Nederlandse soorten op basis van hun internationale en/of nationale belang, zeldzaamheid en/of trend. Alle soorten van Rode Lijsten, de Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn zijn als doelsoort opgenomen. Komen er voldoende doelsoorten van een natuurdoeltype in een gebied voor, dan is lokaal het natuurdoeltype gerealiseerd. Achterliggend idee is, dat wanneer de meeste bedreigde en/of zeldzame soorten aanwezig zijn, het leefgebied intact is en ook alle overige soorten van de betreffende habitat aanwezig zullen zijn. Een zelfde benadering wordt gevolgd in de Habitatrichtlijn, waar de kwaliteit van een habitattypen wordt afgemeten aan het voorkomen van karakteristieke soorten. Ook in het traject van WVK/OPB werkt men met een soortgelijke systematiek, waarbij de biologische kwaliteit wordt beoordeeld op basis van het voorkomen van soorten (Schipper & Siepel 2008; IPO, 2009).

7.2 Beleidsevaluaties en gebruik graadmeter Natuurwaarde

Het PBL heeft als taak een jaarlijks beschrijving te geven van de kwaliteit van natuur, milieu en landschap, en evaluaties en verkenningen uit te voeren naar de vorderingen van natuur- en milieubeleid.

De graadmeter Natuurwaarde kan een rol spelen in evaluaties van de natuurbeleidsdoelen. De natuurwaarde van een bepaald ecosysteem beschrijft namelijk hoe landelijk gezien de gemiddelde mate van voorkomen van soorten afwijkt van een intact systeem. Hoofdstuk 4 heeft laten zien dat de uitspraak in natuurwaarde hoog gecorreleerd is met uitspraken over het voorkomen van doelsoorten, die gebruikt zijn in de definities van het beleidsdoel. Daarbij richt de natuurwaarde zich op het totaal aan verschillende ecosystemen die plaats moet bieden aan de totale set van doelsoorten. De natuurwaarde, zoals berekend in dit rapport, geeft weer hoe de gemiddelde kwaliteit van de landecosystemen zich ontwikkelen. De ecosysteemttypen - heide, bos, moeras, open duin en half-natuurlijke graslanden - zijn clusters van de door het beleid onderscheiden natuurdoelen en natuurdoeltypen. Dit geldt ook voor de nieuwe natuurtypen en beheertypen die het LNV/IPO-traject 'Herziening programma beheer en kwaliteitsborging' worden onderscheiden (zie paragraaf 7.1). De keuze van de soortgroepen in

de graadmeter Natuurwaarde sluit ook aan bij de recent voorgestelde index-NL: kwaliteit wordt gemeten met drie soortgroepen, zijnde planten, broedvogels en een derde groep⁸ (IPO & LNV, 2010). De derde groep kan wisselen per natuurstype, veelal dagvlinders maar soms andere soorten, o.a. aquatische macrofauna.

De link met de doelstelling uit 1982 is te leggen omdat uitgegaan is van soorten die in het beleid worden nagestreefd. Alle relevante soorten uit de Habitatrichtlijn, Vogelrichtlijn en Rode Lijsten zijn immers doelsoorten. Daarbij moet worden gezegd dat de link met 1982 verder versterkt zou kunnen worden als soorten die in 1982 verdwenen waren in Nederland buiten beschouwing worden gelaten. De vraag bestaat echter of met deze actie ook de link met het beleid wordt versterkt, aangezien ook het beleid streeft naar herintroducties of natuurlijk herstel van populaties van inmiddels verdwenen soorten. De link met duurzame condities is gelegd door aan te nemen dat in de intacte systemen, die gebruikt zijn als referentie, sprake is van duurzame condities. Echter, de trend in gemiddelde natuurwaarde kan alleen maar gezien worden als globale indicator voor doelbereik. De concrete, meer operationele beleidsdoelstellingen zijn niet in termen van natuurwaarde uitgedrukt. Locale effecten die een terreinbeheerder realiseert worden, zeker bij een jaarlijkse monitoring, al gauw weggemiddeld in de graadmeter Natuurwaarde. Hiervoor is een aparte graadmeter nodig (zie par. 7.3). Wel zou de beleidsdoelstelling voor 2010 – het stoppen van de achteruitgang van biodiversiteit – in beeld gebracht kunnen worden door de trend van natuurwaarde te laten zien.

Hoewel de koppeling met concrete beleidsdoelen als de realisatie van natuurdoelen, natuurdoeltypen en natuurstypen/beheertypen niet 1-op-1 te leggen is, heeft de graadmeter Natuurwaarde één groot voordeel: het is namelijk de enige bestaande ecosysteeminindicator die de landelijke beleidsdoelstelling globaal jaarlijks in beeld kan brengen.

7.3 Natuurwaarde en overige PBL-graadmeters

Hoewel de graadmeter Natuurwaarde sterke punten heeft moet ook worden gerealiseerd dat er beperkingen zijn. Zo zijn uitspraken over de landelijk gemiddelde kwaliteit van de ecosysteemttypen niet te herleiden naar uitspraken over lokale doelbereiking van natuurdoeltypen, habitattypen en/of beheertypen. Ook is de landelijk gemiddelde kwaliteit van de natuurwaarde niet eenvoudig koppelbaar met uitspraken over lokale aanwezigheid van duurzame condities. Het PBL heeft dan ook een set van graadmeters ontwikkeld. In deze paragraaf wordt ingegaan op de relatie tussen de graadmeter Natuurwaarde en de overige biodiversiteits-gerelateerde graadmeters van het PBL (Kader 2). Zo zijn er specifieke uitwerkingen van de ecosysteemgraadmeter. Daarnaast zijn er soortgerichte graadmeters en graadmeters voor condities.

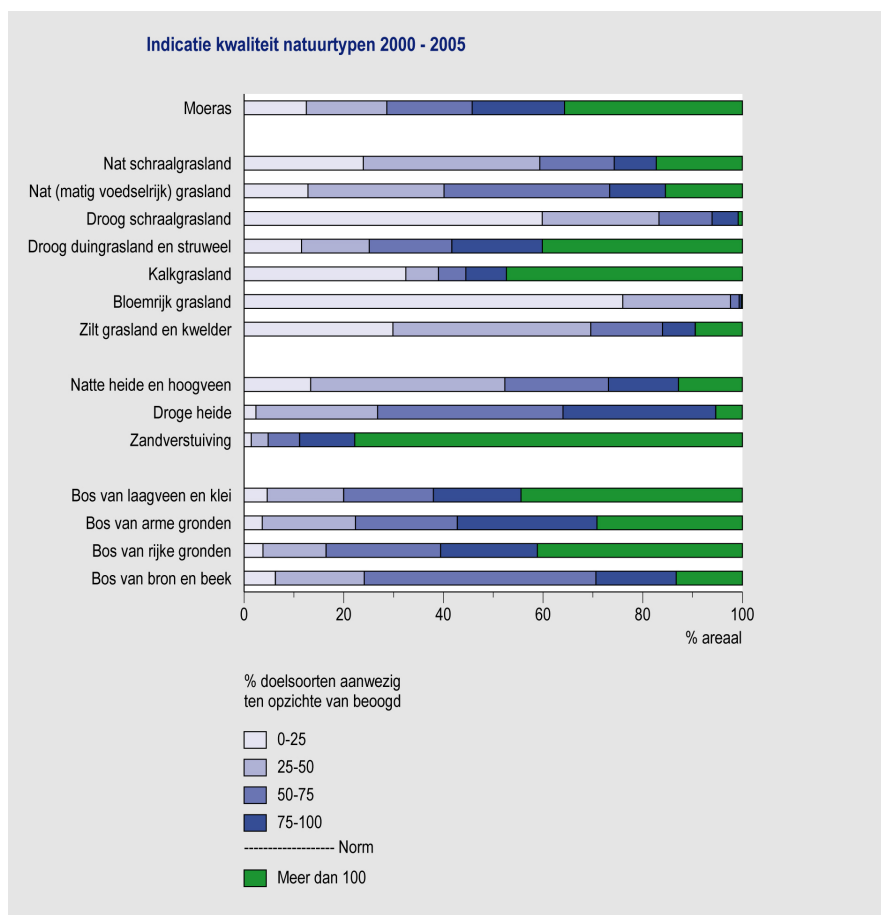
⁸ Rijk, provincies en beheerders werken momenteel aan een nieuwe typologie van 18 natuurstypen en 58 beheertypen. Kwaliteit binnen deze typen zal benoemd worden in termen van biotische kwaliteit (voorkomen van soorten), vegetatiestructuur, landschapsvormende processen, en milieu- en watercondities en ruimte (IPO & LNV, 2010).

Kader 2. Kernindicatoren Natuur. De ecologische voetafdruk kan uitgedrukt worden in verschillende van onderstaande aspecten. Gebaseerd op PBL (2008, 2009a), zie ook Bredenoord et al. (2008).

Generieke kern-indicatoren	Voorbeelden van specifieke uitwerkingen
Natuur	
Kwaliteit van ecosystemen (Natuurwaarde)	Kwaliteit van ecosystemen in deelgebieden zoals EHS, Natura 2000 of KRW-waterlichamen met natuurdoel (al dan niet op kaart). Ieder beleidsdoel heeft soms zijn eigen ecosysteemindeling en soortenset om kwaliteit te bepalen.
Toestand van inheemse soorten (Rode Lijst-index)	Trends van soorten uit VHR of KRW
Genetische variatie	Vooralsnog alleen uitgewerkt voor landbouwvrassen
Conditie voor natuur	
Oppervlakte natuur	Oppervlakte van EHS of Natura 2000. Of uitsplitsing naar oppervlakte met specifiek type beheer (bijv agrarisch of particulier natuurbeheer)
Zuurgraad/voedselrijkdom passend bij nagestreefde ecosystemen	Conditie voor dezelfde verbijzonderingen van ecosystemen (bijvoorbeeld EHS-, Natura2000-, of KRW-doelen).
Vochttoestand passend bij nagestreefde ecosystemen	
Waterkwaliteit passend bij nagestreefde ecosystemen	
Ruimtelijke samenhang voor leefgebieden van (doel)soorten	Conditie voor deel van de doelsoorten (bijvoorbeeld VHR-soorten, soorten in de verschillende Rode Lijst-categorieën, ed).

Specifieke uitwerkingen van de ecosysteemkwaliteitsgraadmeter: de lokale EHS-natuurkwaliteit of EHS-doelrealisatie Graadmeter (EDG)

De graadmeter Natuurwaarde beschrijft landelijk gezien de gemiddelde kwaliteit van ecosystemen. De gemiddelde situatie kent waarschijnlijk goede en minder goede locaties. Hierdoor is de natuurwaarde niet geschikt om aan te geven hoeveel hectaren een goede kwaliteit heeft. Dit terwijl voor natuurbeheer en milieubeheer juist vaak afspraken worden gemaakt in termen van inzet van middelen in hectaren met een bepaalde kwaliteit. Zo zijn in het kader van Investeringsbudget Landelijk Gebied (ILG) afspraken gemaakt tussen Rijk en provincies over het terugdringen van het areaal verdroogd gebied. Om uitspraken te kunnen doen over hectaren is derhalve een andere invulling van de graadmeter nodig. Een eerste uitwerking van zo'n graadmeter is weergegeven in figuur 8. Deze is opgenomen in onder andere de Natuurbalans 2007 (MNP, 2007b). Figuur 9 laat zien hoeveel areaal van de beoogde natuurstype een bepaalde kwaliteit heeft. Deze informatie is afgeleid van een kaart, waarop te zien is waar locaties met hoge kwaliteit voorkomen. Net als bij de natuurwaarde is de lokale kwaliteit gebaseerd op het voorkomen van doelsoorten vogels, vlinders en planten. De beoordeling van de kwaliteit is daarbij gebaseerd op het handboek natuurdoeltypen, dat aangeeft hoeveel doelsoorten voor moeten komen voor een goede kwaliteit (Bal *et al.*, 2001). Deze graadmeter kan gezien worden als een gespecificeerde en gelocaliseerde uitwerking van de graadmeter Natuurwaarde. Voor een nadere beschrijving en verantwoording van de graadmeter voor lokale natuurkwaliteit (EDG) wordt verwezen naar Pouwels *et al.* (2010).



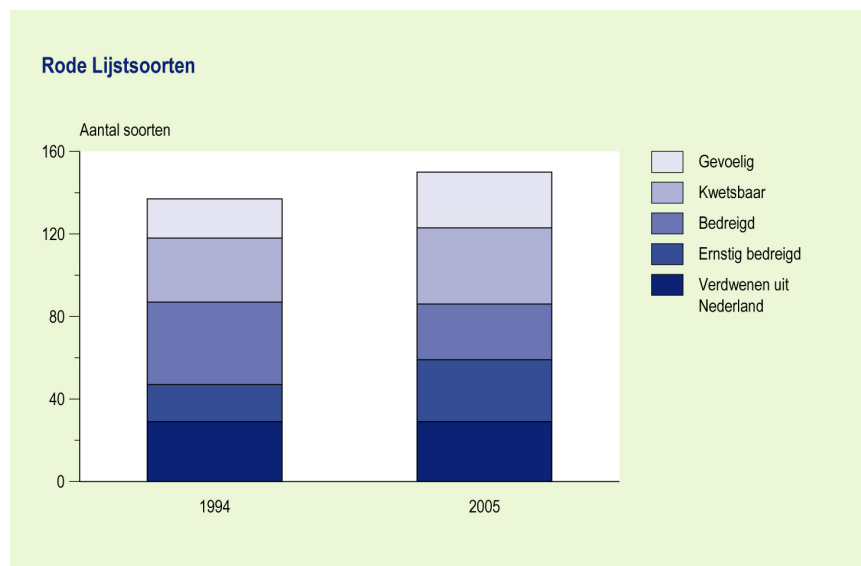
Figuur 9 De ecosysteemgerichte lokale natuurkwaliteit of EHS-doelrealisatie graadmeter (EDG): de indicatie van de kwaliteit afgemeten in aantal aanwezige doelsoorten vergeleken met de norm voor dat natuurtype. De kwaliteit van zilt grasland en kwelder is een onderschatting. Bron: Natuurbalans 2007 (MNP, 2007b).

Andere ecosysteemgerichte graadmeters zijn de Ecologische KwaliteitsRatio (EKR) van de Kaderrichtlijn Water (KRW) en de habitatkwaliteit van de Habitatrichtlijn. Voorbeelden zijn te vinden in de natuurbalansen en de rijksrapportages voor deze richtlijnen. Beide indicatoren beschrijven de kwaliteit van ecosystemen op basis van voorkomen voor soorten. Net als bij de natuurwaarde worden ecosysteemttypen afzonderlijk beoordeeld. Vervolgens wordt geteld hoeveel ecosystemen (c.q. waterlichamen of habitattypen) in bepaalde kwaliteitsklassen vallen. Ook hier krijgt net als in de natuurwaarde elk ecosysteemtype een even grote waarde.

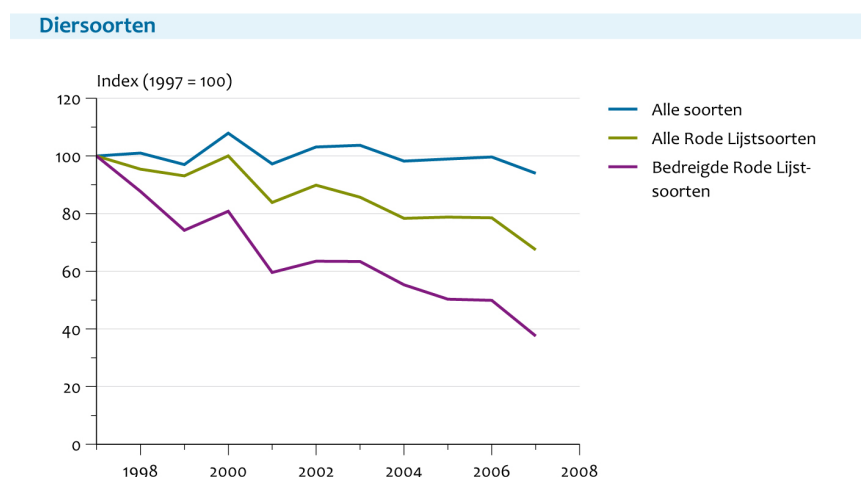
Soortgerichte graadmeter: de Rode Lijst-indicator (RLI)

Naast de ecosysteemgerichte graadmeters heeft het PBL ook soortgerichte graadmeters, die focussen op het soortaspect van de biologische diversiteit. Hoewel de graadmeter Natuurwaarde uitspraken baseert op informatie van voorkomen van inheemse soorten, is deze ecosysteemgerichte graadmeter niet primair gericht op het in beeld brengen van de (nationale) diversiteit aan soorten. Zo worden nieuwe soorten niet meegenomen (zolang deze geen onderdeel geworden zijn van de ecosysteemreferentie) en doet de graadmeter geen uitspraken over verdwijnen van soorten. Hiervoor is de Rode Lijst-index geschikter (Ten Brink *et al.*, 2000). Figuur 10 geeft een voorbeeld van de verandering in Rode Lijsten. Nadeel van een indicator die de groei van de Rode Lijst weergeeft, is de lage updatefrequentie. In de Natuurbalans (thans Balans van de Leefomgeving) wordt derhalve de landelijke trends van

Rode Lijst-soorten gepresenteerd. Deze indicator geeft jaarlijks de recente trends in verschillende categorieën van de Rode Lijst (zie figuur 11). De trends in deze figuur 11 zijn berekend met de CBS-methode van de soortgroeptrend-index (STI). Er komen nieuwe statistische technieken aan met het perspectief om Rode Lijsten (en verspreidingskaarten) jaarlijks te kunnen gaan actualiseren (zie Kéry *et al.*, 2010; Van Strien *et al.*, 2010).



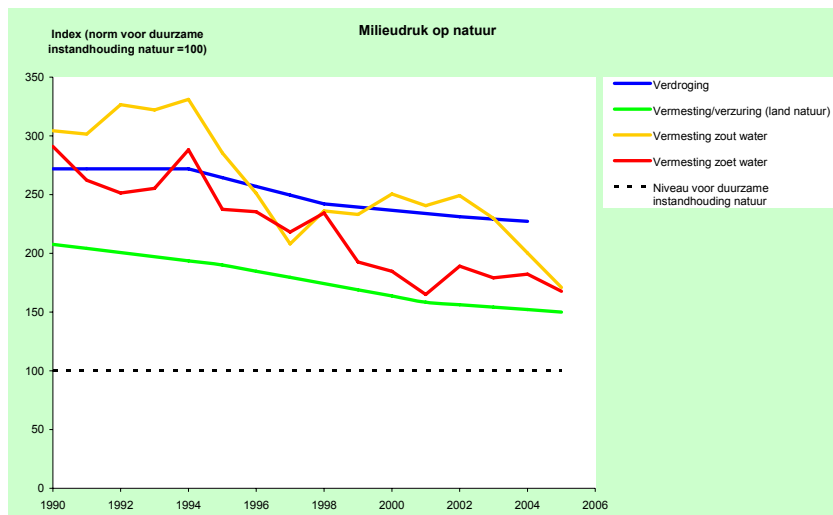
Figuur 10. De soortgerichte Rode Lijst heeft een lage updatefrequentie.; de bedreigheidsklassen worden eens in de circa 10-15 jaar geupdate. De Rode Lijst is sinds 1994 langer geworden voor die soortgroepen waarover recente gegevens beschikbaar zijn. Het gaat om vogels, dagvlinders, zoogdieren, reptielen en amfibieën. Op basis van gegevens van het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS) en het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM). Bron: Natuurbalans 2008 (PBL, 2008).



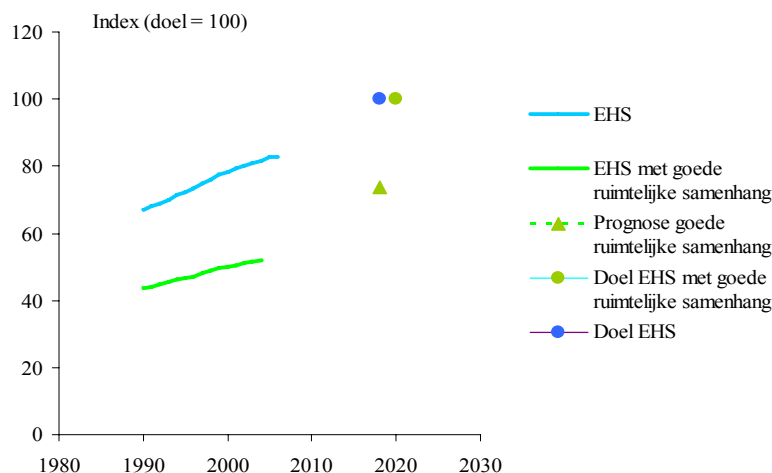
Figuur 11 De Rode Lijst-indicator is als een jaarlijkse indicator weer te geven als gelet wordt op het jaarlijkse trend van die soorten in plaats van op de verandering van bedreigheidsklassen. Recente trends van diersoorten (dagvlinders, broedvogels, zoogdieren, amfibieën en reptielen) laten zien dat met name de bedreigde Rode Lijst-soorten nog sterk achteruitgaan. Voor een kortere Rode Lijst is meer oppervlakte geschikt leefgebied nodig en moeten de ruimtelijke samenhang en de milieucondities van gebieden verbeteren. Bron: NEM en CBS in Natuurbalans 2009 (PBL, 2009a).

Conditie voor ecosysteemkwaliteit

Zoals eerder aangegeven beschrijft de graadmeter Natuurwaarde de gemiddelde kwaliteit van ecosystemen. In Nederland. Een 1-op-1 koppeling tussen deze graadmeter en graadmeter voor condities is moeilijk, omdat benodigde condities en huidige condities zullen variëren tussen verschillende ecosystemen en locaties daarin. Een koppeling tussen lokale ecosysteemkwaliteit (c.q. lokale uitwerking van de graadmeter Natuurwaarde) en lokale condities ligt meer voor de hand. Figuur 12 geeft weer hoe belangrijke condities zich ontwikkeld hebben. Daarbij zijn milieucondities vergeleken met benodigde milieucondities voor lokaal nagestreefde intacte ecosystemen.



Figuur 12. Ecosysteemgerichte indicatoren voor milieucondities in natuurgebieden ontwikkelen zich in de goede richting. Ze zijn echter veelal nog onvoldoende om natuur duurzaam te behouden (Natuurbalans - PBL, 2008)

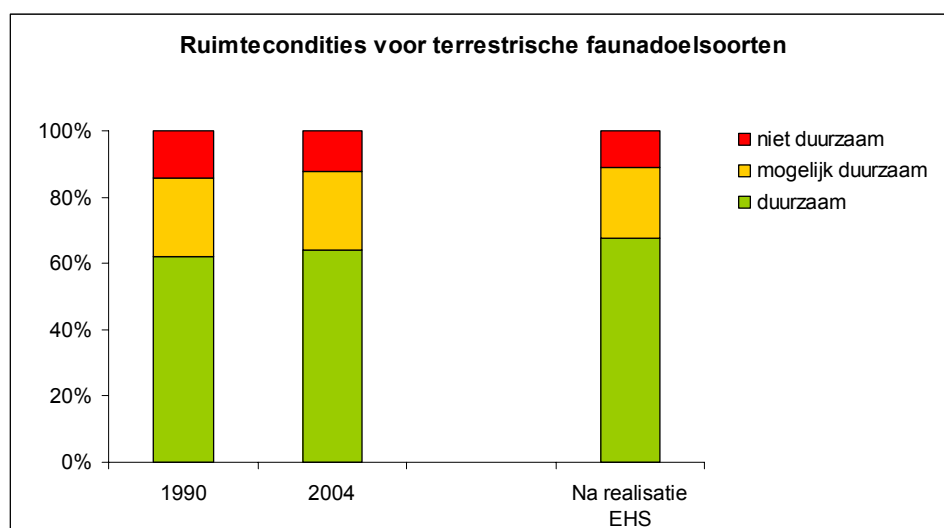


Figuur 13. Ecosysteemgerichte indicator voor ruimtelijke samenhang in natuurgebieden waarbij middels indexering de relatie tussen de trend in areaaluitbreiding van de EHS en de betekenis daarvan voor de ruimtelijke samenhang in beeld wordt gebracht. De ruimtelijke samenhang in deze figuur is afgeleid van faunasoorten, maar momenteel zijn ook uitspraken te doen met fauna- en plantensoorten. Naarmate de oppervlakte van de EHS toeneemt, neemt het aantal locaties met goede ruimtelijke kwaliteit toe. Als de overheid meer inzet op grote eenheden natuur, kan deze situatie nog verbeteren. Bron: MNP, 2008.

De condities zijn niet alleen te beschrijven voor milieu-aspecten zoals verdroging en vermessing, maar ook voor ruimtelijke condities. Deze condities zijn in beeld te brengen door per locatie aan te geven voor welke doelsoorten gelet op noodzakelijk habitatareaal geschikt leefgebied aanwezig is. Geschikt leefgebied is gedefinieerd als de oppervlakte groot genoeg is voor een sleutelpopulatie. Figuur 13 geeft hiervan een voorbeeld.

Condities voor duurzaam voortbestaan soorten

Het realiseren van voldoende natuurkwaliteit in alle gebieden van de EHS (vastgesteld met de EDG) houdt niet zonder meer in dat duurzaamheid behoud van de biodiversiteit op nationale schaal wordt veilig gesteld. Voor het bereiken een voldoende kwaliteit per gebied hoeven niet alle soorten aanwezig te zijn. Voor een deel van de soorten kunnen de condities op nationale schaal dan nog steeds ontoereikend zijn voor duurzame instandhouding. Hiervoor is een afzonderlijke graadmeter ontwikkeld die op basis van ruimte- en milieufacties op lokale schaal (per gebied) uitspraken doet over de kans dat soorten duurzaam kunnen voortbestaan op nationale schaal. Figuur 14 geeft een voorbeeld van de graadmeter voor de ruimtecondities van soorten bij optimale milieufacties in de EHS na realisatie. Deze figuur, onder andere gepresenteerd in Natuurbalansen, laat zien dat voor een aantal soorten, ook onder optimale milieufacties, de ruimte ontoereikend is voor duurzame instandhouding. Momenteel zijn uitspraken te doen voor de doelsoorten vlinders, vogels en planten. Daarbij kan bekeken worden of condities voldoende zijn met of zonder milieufacties (Pouwels *et al.*, 2009)



Figuur 14 Soortgerichte indicator die weergeeft in welke mate condities in de EHS kunnen leiden tot duurzaam voorkomen van soorten. Realisatie van de EHS leidt, uitgaande van de huidige beleidspraktijk (EHS met nog maar beperkt samenhang), slechts tot een geringe toename van de kans op duurzaam voorkomen van faunasoorten als gevolg van een verbetering van de ruimtecondities. De figuur is gebaseerd op de aanname dat de milieu- en watercondities optimaal zijn.

Graadmeters in internationale context

Het PBL is geregeld betrokken bij internationale assessments. Ook in internationale assessments is meestal de Natuurwaarde versie 1.0 gebruikt (Alkemade *et al.*, 2009). Daar werd tot nog toe de natuurwaarde vaak aangeduid met de term MSA, ofwel Mean Species abundance. Afhankelijk van de toepassing werd de MSA al dan niet in letterlijke zin gebruikt in de betekenis van 'gemiddeld soortvoorkomen per ecosysteem' (relatief ten opzichte van een referentie). Net als bij Natuurwaarde 1.0 werden de MSA's van verschillende ecosystemen

geaggregeerd, rekening houdend met de oppervlakte van die ecosystemen. Momenteel wordt onderzocht wat het betekent als –zoals in versie 2.0 - elk ecosysteem even zwaar weegt. Daarna zal met internationale partners van het PBL bekeken worden of en hoe de internationale berekeningswijze aangepast kan worden.

Daarnaast is het van belang om de gevolgen van Nederlands handelen in het buitenland te volgen (ecological footprint). Strikt genomen zijn dat nationale assessments. In principe kunnen degelijke effecten op het buitenland in beeld gebracht worden met alle verschillende graadmeters. Tot op heden is de graadmeter Natuurwaarde versie 1.0 gebruikt om de voetafdruk weer te geven.

8 Algemene conclusies en aandachtspunten

Algemene conclusies

Het primaire doel van deze studie was om voor de landecosystemen te komen tot een nieuwe versie van de graadmeter Natuurwaarde die beter aansluit op de nationale beleidsdoelen en jaarlijks meetbaar is. De wijzigingen aangebracht in de Natuurwaarde 2.0 ten opzichte van de Natuurwaarde 1.0 hebben tot een aantal duidelijke verbeteringen geleid.

- De natuurkwaliteit van ecosystemen én aggregaties hiervan tot bijvoorbeeld landnatuur geeft aan hoe, landelijk gezien, de gemiddelde mate van voorkomen van soorten afwijkt van een intact systeem. Het voorkomen van de nieuwe soortselectie is nu hoog gecorreleerd met het voorkomen van de doelsoorten die gebruikt zijn in de definities van het beleidsdoel.
- De ecosysteemttypen bestaan uit clusters die nu goed aansluiten op de door het beleid onderscheiden natuurdoelen en natuurdoeltypen. Dit geldt ook voor de nieuwe natuurtypen en beheertypen die het LNV-traject 'waarborgen natuurkwaliteit & omvorming programma beheer' worden onderscheiden.
- De gewijzigde keuze van de soortgroepen sluit beter aan bij de aanpak in het LNV-traject 'waarborgen natuurkwaliteit & omvorming programma beheer': kwaliteit meten met drie soortgroepen zijnde planten, broedvogels en een derde groep⁹ (Schipper & Siebel 2008). De derde groep kan wisselen per natuurtipe, veelal dagvlinders maar soms andere soorten.
- De Natuurwaarde 2.0 is de enige bestaande graadmeter die veranderingen in de biodiversiteit van zowel ecosystemen als aggregaties tot landnatuur jaarlijks in beeld kan brengen.

Hoewel de graadmeter Natuurwaarde sterke punten heeft, moet ook worden gerealiseerd dat er beperkingen zijn. Daarom hanteert PBL een set aan graadmeters. De graadmeter Natuurwaarde geeft de kwaliteit van ecosystemen, de Rode Lijst-graadmeter geeft de trends van soorten aan. Daarnaast zijn er indicatoren voor de condities ten aanzien van areaal, beheer, voedselrijkdom, vocht, waterkwaliteit en ruimtelijke samenhang. Op basis van die condities kan ook een indicator gegeven worden voor het aandeel soorten dat duurzaam kan voortbestaan.

Natuurwaarde-uitspraken over de landelijk gemiddelde kwaliteit van de ecosysteemttypen zijn niet te herleiden naar uitspraken over lokale doelbereiking van natuurdoeltypen, habitattypen en/of de nieuwe natuur- en beheertypen. Ook is deze niet eenvoudig koppelbaar met uitspraken over condities. Koppeling met condities is makkelijker met ruimtelijk gespecificeerde lokale uitwerkingen van een ecosysteemgraadmeter, zoals de EHS-doelrealisatie graadmeter.

Het PBL gebruikt geregeld de graadmeter Natuurwaarde ook in een situatie waar de kwaliteit en oppervlakte gecombineerd zijn. Dit gebeurt zeker in internationale studies. Tot nu toe is daarvoor de versie 1.0 gebruikt. Daar werd tot nog toe de Natuurwaarde aangeduid met de term MSA, ofwel Mean Species abundance (Alkemade *et al.*, 2009). De MSA werd per ecosysteem berekend als het 'gemiddeld soortvoorkomen per ecosysteem' (relatief ten

⁹ Rijk, provincies en beheerders werken momenteel aan een nieuwe typologie van 18 natuurtypen en 58 beheertypen. Kwaliteit binnen deze typen zal benoemd worden in termen van biotische kwaliteit (voorkomen van soorten), vegetatiestructuur en milieu- en watercondities en ruimte (LNV, 2009).

opzichte van een referentie). Net als bij Natuurwaarde 1.0 werden de MSA's van verschillende ecosystemen geaggregeerd, rekening houdend met de oppervlakte van die ecosystemen.

In de Natuurwaarde 2.0 is er voor gekozen om bij aggregatie meer nadruk te leggen op de diversiteit van ecosystemen en minder nadruk op het areaal van de ecosystemen. Er zijn drie opties om areaalsveranderingen en kwaliteitsveranderingen in deze zin te combineren om de natuurwaarde te bepalen. De natuurkwaliteit kan analoog zoals beschreven in hoofdstuk 5 berekend worden als de gemiddelde kwaliteit van de ecosystemen in de huidige natuurgebieden. Daarnaast kan voor beleidsevaluaties de gemiddelde kwaliteit van de ecosystemen worden berekend in de beoogde natuurgebieden. Per ecosysteem wordt dan de kwaliteit vermenigvuldigd met de verhouding tussen huidige oppervlakte en beoogde oppervlakte.

Ecosystemen die al de nagestreefde oppervlakte hebben, worden vermenigvuldigd met de factor 1. De derde berekeningswijze, die het best aansluit bij de internationaal gepresenteerde berekeningswijze, is de berekening van de gemiddelde kwaliteit van de ecosystemen uitgaande van een situatie waarin het gehele Nederlandse oppervlak een natuurreferentie heeft. Met dergelijke waarden kunnen in internationaal verband landen, met geheel andere uitgangssituaties, vergeleken worden. Voor de berekening worden de afzonderlijke ecosysteemkwaliteiten vermenigvuldigd met de verhouding tussen huidig oppervlak en potentieel oppervlak. Ook hierin zouden dan ecosystemen met een oppervlakte groter dan in de potentieel natuurlijke situatie vermenigvuldigd moeten worden met een factor 1.

Momenteel wordt onderzocht of de 3^e optie ook internationaal ingebracht kan worden. Zo wordt onderzocht wat het betekent als deze berekeningswijze wordt gevolgd in plaats van een berekeningswijze waarin elk ecosysteem wordt gewogen naar oppervlakte. Daarna zal met internationale partners van het PBL bekeken worden of en hoe de internationale berekeningswijze aangepast kan worden.

Aandachtspunten

Verder zijn er nog een aantal aandachtspunten c.q. aanbevelingen die verwerkt kunnen worden voor een volgende versie van de graadmeter Natuurwaarde land 2.0.

1. Nader aandacht voor een welomschreven theoretisch concept van de Natuurwaarde als onderbouwing voor keuzes in de benadering zoals de selectie van soorten en te meten veranderingen.
2. De selectie van de soorten kan nog formeler, ook in relatie tot vorig punt. Daarbij kan de vraag gesteld worden: wat is het primaire uitgangspunt, doelsoorten of kenmerkendheid.
3. Reflectie op de kwaliteit van de cijfers over de referentiesituatie.
4. Trends berekenen met TrendSpotter en onzekerheid meenemen.
5. Analyse representativiteit meetpunten, ruimtelijke spreiding en stratificatie.
6. Gevoeligheidsanalyse m.b.t. de soortkeuze.
7. Verkennen of het beleidsdoel nog sterker is te koppelen aan de Natuurwaarde.
8. De Natuurwaarde kijkt alleen naar veranderingen in dichtheid van soorten, niet naar verandering in verspreiding.
9. Nagaan of de soortgroep planten in het agrarisch gebied kan worden meegenomen.
10. Klimaatrobustheid van de Natuurwaarde nader verkennen. Een mogelijke optie is elke 25 jaar de soortensets in dat licht te herzien.
11. Implementatie van de Index NL zal mogelijk leiden tot een uitbreiding van soortgroepen

De punten 4, 5, 6 en 7 krijgen aandacht in het kwaliteitsborgingtraject voor graadmeters in het onderbouwend WOT-onderzoek voor het PBL.

Literatuur

- Adrichem, M.H.C. van, F.G. Wortelboer, G.W.W. Wamelink (2010). MOVE MOdel for terrestrial Vegetation version 4.0. WOt-werkdocument 153. WOT Natuur & Milieu, Wageningen
- Alkemade, R., M. van Oorschot, L. Miles, C. Nellemann, M. Bakkenes, B. ten Brink (2009). GLOBIO3: A Framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss. *Ecosystems* 12(3).
- Bal, D., H.M. Beijer, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen en P.J. van der Reest (1995). Handboek natuurdoeltypen in Nederland. IKC Natuurbeheer, LNV, Wageningen.
- Bal, D., H.M. Beijer, M. Fellingner, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal en F.J. van Zadelhoff (2001). Handboek Natuurdoeltypen, tweede geheel herziene editie. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Bredenoord H.W.B., M.L.P. van Esbroek, A. van Hinsberg, W. Nieuwenhuizen, M.M.P. van Oorschot & J. Wiertz (2008). Evaluatie natuur- en landschapsbeleid. Achtergrondrapport bij de Natuurbalans 2008. Rapport 500402012. PBL, Bilthoven. 150 pp.
- Brink, B.J.E. ten, A. van Strien, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen, J. Wiertz, J.R.M. Alkemade, H.F. van Dobben, L.W.G. Higler, B.J.H. Koolstra, W. Ligtoet, M. van der Peijl & S. Semmekrot (2000). Natuurgraadmeters voor de behoudoptiek. RIVM rapport 408657005, RIVM, Bilthoven.
- Brink, B.J.E. ten, A. van Hinsberg, M. de Heer, D.C.J. van der Hoek, B. de Knecht, O.M. Knol, W. Ligtoet, M.J.S.M. Reijnen & R. Rosenboom (2002). Technisch ontwerp Natuurwaarde 1.0 en toepassing in Natuurverkenning 2. RIVM rapport 408657007, RIVM, Bilthoven.
- Buckland, S.T., A.E. Magurran, R.E. Green & R.M. Fewster (2005). Monitoring change in biodiversity through composite indices. *Phil. Trans. R. Soc. B* 360, 243-254.
- CBD (2005). Information on definition of biodiversity loss and work on indicators for assessing progress towards the 2010 biodiversity target. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Available at: <https://cbd.int/doc/meetings/bs/bswglr-01/information/bswglr-01-inf-02-en.doc>.
- Cromsigt, J.P.G.M., V.A.A. Dijkstra, D. Wansink & S.E. van Wieren (2001). Estimating the quality of Dutch mammal populations. A study within the framework of the Dutch Natural Capital Index. Report Wageningen University, and Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, Wageningen/Arnhem.
- EEA (2007). Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. EEA Technical report No 11/2007. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
Available at: http://www.eea.europa.eu/publications/technical_report_2007_11.
- Ellenberg, H. (1992). Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus). In: *Scripta Geobotanica*, jrg 18, pag 9-166, Göttingen.
- Ellenberg, H., H.E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner & D. Paulsen (1991). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1-248.
- Gregory, R.D., A. van Strien, P. Vorisek, A.W. Gmelig Meyling, D.G. Noble, R.P.B. Foppen & D.W. Gibbons (2005). *Phil. Trans. R. Soc. B* 360, 269-288.

- Gregory, R.D., P. Vorisek, D.G. Noble, A. van Strien, A. Klvanová, M. Eaton, A.W. Gmelig Meyling, A. Joys, R.P.B. Foppen & I.J. Burfield (2008). The generation and use of birdpopulation indicators in Europe. *Bird Conservation International* 18, S223-S244.
- Groen, C.L.G. en Van der Meijden, R. (1997). Een Ecologische Kapitaal Index voor de Flora, aanzet tot kwantificering van de floristische kwaliteit. Landelijk Bureau FLORON, Leiden.
- Hagemeijer, E.J.M.. & H. Sierdsema (1997). Naar nieuwe referentiewaarden voor vogels ten behoeve van de Ecologische Kapitaal Index (EKI) voor vogels. SOVON-Onderzoeksrapport 97-07, SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Hennekens, S.M., J.H.J. Schaminée en A.H.F. Stortelder (2001). SynBioSys, een biologisch kennissysteem ten behoeve van natuurbeheer, natuurbeleid en natuurontwikkeling. Versie 1.0, Alterra, Wageningen.
- Hollander, H. (2000). Ecologische Kapitaal Index Zoogdieren. Referentiewaarden voor de periode rond 1950. VZZ rapport 2000.02, Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming.
- IPO (2009). Index Natuur en Landschap. Onderdeel Agrarische beheertypen. IPO, Den Haag. 17 pp.
- IPO & LNV (2010). (Interne) Notitie SNL Natuurkwaliteit en Monitoring; Kwaliteitsklassen natuurbheertypen, d.d. 28 juni 2010.
- Jong, M. de. (1998) Begroeiingstypenkaart LARCH Vogels Nationaal. Intern rapport IBN-DLO, Wageningen.
- Kéry, M., Royle, E.A., Schmid, H., Schaub, M., Voler, B., Häfliger, G. & N. Zbinden (2010). Site-Occupancy Distribution Modeling to Correct Population-trend Estimates Derived from Opportunistic Observations. *Conservation Biology*, Volume 24, Issue 5: 1388-1397.
- Kleunen, A. van (2001). Reconstructie van broedvogelpopulaties van zeldzame soorten en kolonievogels in 1850 en 1998 ten behoeve van de Ecologische Kapitaal Index. SOVON-Onderzoeksrapport 2001/03, SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Kleunen, A. van & H. Sierdsema (2001a). Referentiewaarden van broedvogels in het onverstoorde Nederlandse open duingebied. SOVON-Onderzoeksrapport 2001/04, SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Kleunen, A. van & H. Sierdsema (2001b). Natuurlijke referentiewaarden van enkele zeer zeldzame of in Nederland uitgestorven broedvogels. SOVON-Onderzoeksrapport 2001/05, SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Kleunen, A. van, H. Sierdsema & W.B. Loos (2005). Aanvullende referentiewaarden en actuele waarden van broedvogels voor het opstellen van natuurgraadmeters. SOVON-Onderzoeksrapport 2005/01, SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Knegt, B. de, M.P. van Veen, M.L.P. van Esbroek (2003). Waarde van het Landelijk Meetnet Flora-, Milieu- en Natuurkwaliteit voor de bepaling van de Natuurwaarde van de Flora. Report 718101002/2003, Milieu en Natuurplanbureau, Bilthoven.
- Knegt, B. de *et al.* (2010) Trends in natuurkwaliteit van het agrarisch gebied. WOt-werkdocument in voorbereiding, WOT Natuur & Milieu, Wageningen.
- Kramer, H., G.W. Hazeu en J. Clement (2007). Basiskaart Natuur 2004. Vervaardiging van een landsdekkend basisbestand terrestrische natuur in Nederland. WOt-werkdocument 40. WOT Natuur & Milieu, Wageningen.

- Lamb, E.G., E. Bayne, G. Holloway, J. Schieck, S. Boutin, J. Herbers & D.L. Haughland (2009). Indices for monitoring biodiversity change: Are some more effective than others? *Ecological Indicators* 9, 432-444
- LNV (2000). Natuur voor mensen, mensen voor natuur. Nota natuur, bos en landschap in de 21^e eeuw. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 's-Gravenhage.
- LNV (2004). Agenda voor een Vitaal Platteland. Meerjarenprogramma Vitaal Platteland. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 's-Gravenhage.
- LNV (2007). De leefgebiedenbenadering. Een nieuwe beleidsstrategie voor soorten. LNV-rapport. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 's-Gravenhage.
- LNV (2008). Groot project Ecologische Hoofdstructuur. Eerste voortgangsrapportage Rapportagejaar 2007. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 's-Gravenhage.
- LNV (2009). Groot project Ecologische Hoofdstructuur. Tweede voortgangsrapportage. Rapportagejaar 2008. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 's-Gravenhage.
- MNP (2007a). Nederland en een duurzame wereld: armoede, klimaat en biodiversiteit. Tweede Duurzaamheidsverkenning. Rapport nr. 500084001. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven.
- MNP (2007b). Natuurbalans 2007. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven
- PBL (2008). Natuurbalans 2008. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven.
- PBL (2009a). Natuurbalans 2009. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven.
- PBL (NEAA) (2009b). How do biodiversity and poverty relate? – An explorative study. PBL publication number 555050004, Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL), Bilthoven.
- Pouwels P., M.J.S.M. Reijnen, M.F. Wallis de Vries, A. van Kleunen, H. Kuipers & J.G.M. van der Gref (2009). Water-, milieu- en ruimtecondities fauna: implementatie in LARCH. WOt-Rapport 98, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen.
- Pouwels, R., M.J.S.M. Reijnen, M., A. de Bruyn, J. van der Gref & M. van Eupen (2010). EHS-doelrealisatie graadmeter (EDG) status A. WOt-werkdocument in voorbereiding, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur en Milieu, Wageningen.
- Reijnen, R. (2002). Natuurkwaliteit van bos in Nederland op basis van planten, broedvogels en bosstructuur. Uitwerking van de graadmeter Natuurwaarde van het Natuurplanbureau. Alterra-rapport 376, Wageningen.
- Reijnen M.J.S.M.(R), J.T.R. Kalkhoven & J. Dirksen (2002). Graadmeter doelrealisatie EHS. Verkenning van praktisch toepasbare opties. Werkdocument 2002/14, Reeks 'Planbureau-werk in uitvoering'. Natuurplanbureau, Wageningen.
- Reijnen, M.J.S.M.(R), A. van Hinsberg, R. Pouwels, S. van Tol, J. Dirksen & E.A. van der Grift (2003). Evaluatie doelrealisatie EHS met de graadmeter Natuurwaarde. Voortgangsrapportage 2003. Werkdocument 2003/21, Reeks 'Planbureau-werk in uitvoering'. Natuurplanbureau, Wageningen.
- RIVM (2002). Natuurverkenning 2, 2000-2030. RIVM, Bilthoven.
- Schaminée J.H.J., J.A.M. Janssen, R. Haveman, S.M. Hennekens, G.B.M. Heuvelink, H.P.J. Huiskens, E.J. Weeda. (2006). Schatten voor de natuur; Achtergronden, inventaris en toepassingen van de Landelijke Vegetatie Databank. KNNV, Utrecht. Zie ook: <http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/googlemapslvd.aspx>

- Schipper, P.C. & H.N. Siebel (Red.) (2008). Index Natuur en Landschap, onderdeel Natuurbeheer. Versie 0.2 d.d.d 14 november 2008. Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten. 92 pp.
- Smits, N.A.C. & J.H.J. Schaminée (2002). Referenties Landelijk Meetnet Flora. Alterra-rapport 547, Alterra, Wageningen.
- Strien, A.J. van, R. Van De Pavert, D. Moss, T.J. Yates, C.A.M. Van Swaay, P. Vos (1997). The statistical power of two butterfly monitoring schemes to detect trends. *The Journal of Applied Ecology*, Vol. 34, No. 3, pp. 817-828.
- Strien, A.J. van, T. Termaat, D. Groenendijk, V. Mensing & M. Kéry (2010). Site-occupancy models may offer new opportunities for dragonfly monitoring based on daily species lists, 2010. *Basic and Applied Ecology*, Volume 11, Issue 6, September 2010: 495-503.
- Swaay, C.A.M. van 1999. EKI-dagvlinderindexen op basis van het referentiejaar 1950. Rapport VS99.34, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Tongeren, O.F.R. van (2000). Programma ASSOCIA: Gebruikershandleiding en voorwaarden. Data-Analyse Ecologie, Wageningen Universiteit en Research Centre, Wageningen.
- Veen, M.P. van, & M.L.P. van Esbroek (2003). Waarde van het Landelijk Meetnet Flora-, Milieu- en Natuurkwaliteit voor de bepaling van de Natuurwaarde van de Flora. Report 718101002/2003, Milieu en Natuurplanbureau, Bilthoven.
- Wallis de Vries, M.F. (2001). Referentiewaarden voor de abundantie van dagvlinders in open duin. Rapport VS2001.13, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Wallis de Vries, M.F. (2002). Referentiewaarden voor de abundantie van bosvlinders. Rapport VS2002.023, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Zuiderwijk, A. & A. Groenveld (2001). Referentiewaarde Zandhagedis voor het open duin. RAVON Werkgroep Monitoring, Amsterdam.
- Zuiderwijk, A, A. Groenveld & G. Smit (1999). EKI-reptielenindexen op basis van het referentiejaar 1950. RAVON Werkgroep Monitoring, Amsterdam.

Bijlage 1 Evaluatie modellering faunasoorten Natuurwaarde 1.0

In het bouwwerk van de graadmeter Natuurwaarde worden zowel meetnetten als modellen gebruikt. De meetnetten worden gebruikt om inzicht te krijgen in de actuele situatie van de natuur. De modellen worden veelal gebruikt om toekomstscenario's te beoordelen.

In de Natuurverkenning 2 (MNP, 2002)¹⁰ is LARCH voor de laatste keer toegepast om voorspellingen te doen voor de kwaliteit van de natuur volgens de systematiek van de graadmeter Natuurwaarde. Nagegaan is of de soortenset voor deze toepassing toereikend zijn geweest en of de soortenset een goede doorsnede geeft van alle soorten. Voor nadere achtergrondinformatie wordt verwezen naar Pouwels *et al.* (2009).

Aantal soortmodellen voor graadmetersoorten – theorie

LARCH wordt in het PBL-instrumentarium gebruikt om toekomstige scenario's te evalueren. Volgens de werkwijze van de graadmeter Natuurwaarde wordt voor een set aan soorten bepaald of de aantallen hoger dan wel lager worden voor een bepaald scenario. Hiermee worden soortspecifieke indexen bepaald. Vervolgens worden de soorten geaggregeerd tot één index per natuurtype/fgr-combinatie. Als de resultaten die door LARCH worden berekend, gebruikt worden voor een voorspelling van de index die met de graadmeter Natuurwaarde wordt bepaald, moet de soortenset die door LARCH wordt gemodelleerd een representatieve doorsnede zijn van de soortenset uit de graadmeter Natuurwaarde. Momenteel wordt LARCH toegepast voor 70 soorten (Pouwels *et al.*, 2009). Voor de Natuurverkenningen 2 zijn hiermee 288 soortspecifieke indexen berekend. Dit houdt in dat elke soort gemiddeld 4 maal voorkomt in een combinatie van natuurtype en fysisch-geografische regio (fgr). De boomvalk is bijvoorbeeld gemodelleerd voor 14 combinaties van ecosysteemtypen en fgr (Pouwels *et al.*, 2009). Het aantal vertebraten en evertrebraten dat in een natuurtype werd gemodelleerd varieert sterk.

Hoeveel soorten gemodelleerd moeten worden om een goede doorsnede te leveren voor de hele soortenset kan statistisch bepaald worden. De graadmetersoorten zijn hierbij een steekproef van alle soorten binnen een natuurtype/fgr-combinatie. Volgens de statistiek geldt (Cochran 1977)¹¹:

Populatie (alle soorten binnen natuurtype/fgr-combinatie)

- Omvang N met waarden: $y_1, y_2, \dots, y_N$
- Populatiegemiddelde is $Y = (1/N) \sum_k y_k$
- Populatievariantie is $S^2 = [1/(N-1)] \sum_k (y_k - Y)^2$

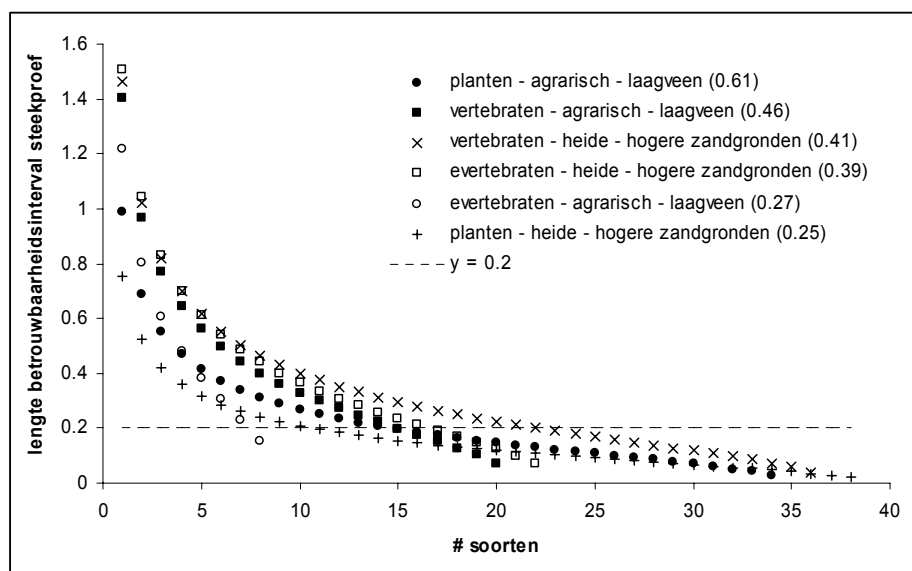
Steekproef

- Omvang n uit deze populatie met waarden: $x_1, x_2, \dots, x_n$
- Steekproefgemiddelde is $X = (1/n) \sum_k x_k$
- X is zuivere schatter voor Y: $\text{Verwachtingswaarde}(X) = Y$
- Variantie(X) = $S^2 (N-n)/(nN)$ en deze is gelijk aan 0 voor $n=N$.
- Betrouwbaarheidsinterval voor Y is $X \pm 2 \text{ Sqrt}(\text{Variantie}(X))$. In werkelijkheid heb je S^2 natuurlijk niet, maar moet deze ook uit de steekproef geschat worden (Cochran 1977).

¹⁰ MNP, 2002. Natuurverkenning 2 2000-2030, Milieu en Natuurplanbureau, Bilthoven.

¹¹ Cochran, W.G., 1977. Sampling techniques, third edition. Wiley, New York.

Voor zes soortensets van de graadmeter is nagegaan hoe de lengte van het betrouwbaarheidsinterval verandert wanneer er minder soorten worden gekozen (figuur B1.1). De grootte van de sets varieerde tussen 8 soorten en 38 soorten. Bij een betrouwbaarheidsinterval van 0.2 zouden voor deze sets 8-23 soorten gemodelleerd moeten worden. Wanneer een lengte van het betrouwbaarheidsinterval van 0.4 geaccepteerd wordt, zouden maximaal 10 soorten per fgr/nt-combinatie gemodelleerd moeten worden.



Figuur B1.1. Lengte van betrouwbaarheidsinterval voor een steekproef binnen 6 willekeurige soortensets van de graadmeterset. De gemiddelde index van de soortenset is tussen haakjes weergegeven.

Aangezien sommige soorten in meerdere natuurstype/fgr-combinaties terugkomen zal er een overlap in de soortensets zijn. In tabel 1 (zie par. 2.1) wordt de overlap, gebaseerd op expertinschatting, weergegeven. Bij een goede keuze komt het aantal soortmodellen neer op 66 vertebraten en 54 evertebraten (tabel B1.1). De eventueel nieuwe natuurstype/fgr-combinaties zijn niet meegenomen.

Aantal soortmodellen voor graadmetersoorten – praktijk NVK2

In de Natuurverkenningen 2 is LARCH voor de laatste keer toegepast om voorspellingen te doen voor de kwaliteit van de natuur volgens de systematiek van de graadmeter Natuurwaarde. Nagegaan is of de soortenset voor deze toepassing toereikend zijn geweest en of de soortenset een goede doorsnede geeft van alle soorten.

Uitgaande van een soortenset van 10 soorten per natuurstype/fgr-combinatie is de soortenset toereikend geweest voor veel combinaties (tabel B1.2). Voor het agrarische gebied is de set te klein. Tevens zijn er voor een aantal combinaties geen soortmodellen aanwezig.

Voor elk natuurstype is nagegaan in hoeverre de modelsoorten en goede doorsnede zijn van alle soorten in de soortenset. Hierbij worden de soorten op basis van hun index gerangschikt. De modelsoorten moeten een vergelijkbare verdeling hebben over lage, gemiddelde en hoge indexen als de volledige soortenset. In bijlage 3 in Pouwels *et al.* (2009) worden alle indexen weergegeven die worden meegenomen bij de bepaling van de natuurwaarde. Zwarte staven geven de indexen weer van soorten waar ook modellen voor zijn. Tabel B1.3 geeft een overzicht van de afwijking in de natuurwaarde wanneer deze bepaald wordt door alle soorten en door alleen de soorten waar ook modellen voor beschikbaar zijn.

Tabel B1.1. Aantal soorten dat gemodelleerd moet worden voor de verschillende Ecosysteemttypen.

Fgr	Natuurtype	Overlap vertebraten	Overlap evertrebraten	# vertebraten	# evertrebraten
Heuvelland	Agrarisch	90%	90%	10	10
Hogere zandgronden	Agrarisch	90%	= heuvelland	1	
Laagveengebied	Agrarisch	90%	90%	1	1
Rivierengebied	Agrarisch	90%	= laagveengebied	1	
Zeekleigebied	Agrarisch	90%	= laagveengebied	1	
Heuvelland	Natuurgrasland	90%	60%	1	4
Hogere zandgronden	Natuurgrasland	90%	= heuvelland	1	
Laagveengebied	Natuurgrasland	90%	60%	1	4
Rivierengebied	Natuurgrasland	90%	= laagveengebied	1	
Zeekleigebied	Natuurgrasland	90%	= laagveengebied	1	
Duingebied	Bos	90%	60%	10	10
Heuvelland	Bos	90%	60%	1	4
Hogere zandgronden	Bos	90%	60%	1	4
Laagveengebied	Bos	90%		1	
Rivierengebied	Bos	90%		1	
Zeekleigebied	Bos	90%		1	
Hogere zandgronden	Heide	30%	30%	10	10
Duingebied	Open duin	30%	30%	7	7
Laagveengebied	Moeras	75%		10	
Zeekleigebied	Moeras	75%		2.5	
Rivierengebied	Moeras	75%		2.5	
Totaal				66	54

Tabel B1.2. Aantal soorten in soortenset voor de verschillende Ecosysteemttypen op basis van NVK2.

		Flora		Vertebraten		Evertrebraten	
		alle	model	alle	model	alle	model
Heuvelland	Agrarisch	52	26	28	9	6	
Hogere zandgronden	Agrarisch	106	83	30	10	21	4
Laagveengebied	Agrarisch	35	26	21	6	9	2
Rivierengebied	Agrarisch	90	64	26	9	8	3
Zeekleigebied	Agrarisch	56	34	24	9	7	1
Duingebied	Bos			29	22		
Heuvelland	Bos			27	21		
Hogere zandgronden	Bos			31	22		
Laagveengebied	Bos			22	16		
Rivierengebied	Bos			26	19		
Zeekleigebied	Bos			25	19		
Hogere zandgronden	Heide	39	28	37	21	23	11
Duingebied	Open duin	82	64	38	24	20	10
Laagveengebied	Moeras	44	32	29	17		
Zeekleigebied	Moeras	17	12	29	17		
Rivierengebied	Moeras	24	14	26	16		

Tabel B1.3. Overzicht van afwijking in natuurwaarde voor elke combinatie van soortgroep, natuurstype en fgr wanneer index bepaald wordt door gehele soortenset en door beperktere set van de modelsoorten.

Fgr	Natuurstype	Flora		Vertebraten		Evertbraten		Natuurwaarde	
		alle	model	alle	model	alle	model	alle	model
Heuvelland	Beek	0.28	0.30	0.24	0.00	0.43		0.31	0.15
Laagveengebied	Plas	0.39	0.37	0.33	0.00			0.36	0.18
Hogere zandgronden	Beek	0.37	0.38	0.28	0.00	0.32		0.32	0.19
Heuvelland	Agrarisch	0.43	0.47	0.27	0.31	0.06		0.25	0.39
Hogere zandgronden	Ven	0.37	0.48	0.25	0.41			0.31	0.44
Rivierengebied	Rivieren	0.48	0.67	0.50				0.49	0.67
Hogere zandgronden	Heide	0.25	0.23	0.41	0.44	0.39	0.12	0.35	0.26
Zoete systemen	IJsselmeer	0.24	0.24	0.35				0.29	0.24
Zeekleigebied	Agrarisch	0.64	0.68	0.32	0.35	0.29	0.50	0.42	0.51
Laagveengebied	Bos			0.13	0.15			0.13	0.15
Hogere zandgronden	Bos			0.52	0.60			0.52	0.60
Zeekleigebied	Bos			0.25	0.21			0.25	0.21
Rivierengebied	Agrarisch	0.51	0.51	0.34	0.34	0.11	0.01	0.32	0.29
Hogere zandgronden	Agrarisch	0.35	0.34	0.39	0.41	0.21	0.11	0.32	0.29
Zeekleigebied	Moeras	0.65	0.64	0.42	0.52			0.54	0.58
Rivierengebied	Bos			0.38	0.41			0.38	0.41
Laagveengebied	Sloot	0.46	0.49	0.31	0.31	0.51		0.42	0.40
Rivierengebied	Moeras	0.74	0.73	0.47	0.56			0.61	0.64
Laagveengebied	Agrarisch	0.61	0.61	0.46	0.58	0.27	0.23	0.45	0.47
Duingebied	Open duin	0.82	0.81	0.42	0.48	0.45	0.33	0.56	0.54
Zoete systemen	Zoete delta	0.49	0.49	0.50				0.49	0.49
Duingebied	Bos			0.37	0.36			0.37	0.36
Heuvelland	Bos			0.36	0.36			0.36	0.36
Laagveengebied	Moeras	0.63	0.60	0.44	0.46			0.53	0.53
Rivierengebied	Plas			0.29				0.29	-

afwijking tussen 0-10%

afwijking tussen 10-25%

afwijking > 50%

Aanbevelingen

Aangezien sommige soorten in meerdere strata voorkomen is het mogelijk dat een beperktere set reeds een goede representatieve doorsnede geeft voor toekomstige voorspellingen van de graadmeter Natuurwaarde met behulp van LARCH. In Pouwels *et al.*, (2009) is hier reeds een inschatting van gemaakt voor vlinders en vogels. Het blijkt dat met een soortenset van 25 vlinders en 38 vogels alle strata voldoende gerepresenteerd worden. Getracht moet worden deze soorten in het LARCH model op te nemen. Wanneer er vervolgens meer soorten kunnen worden toegevoegd, zal getracht moeten worden voor vlinders eerst soorten toe te voegen van de strata 'duin; bos' en 'hogere zandgronden + heuvelland; bos'. Voor deze strata zijn slechts 7 soorten geselecteerd. Voor vogels zal getracht moeten worden eerst soorten toe te voegen van de strata 'bos laagveengebied' en vervolgens 'bos zeekleigebied'. Voor deze strata zijn minder dan 10 soorten geselecteerd.

Bijlage 2 Toelichting optimalisatie soortensets vaatplanten

Om de trends van de flora te bepalen voor de graadmeter Natuurwaarde zijn indexen van plantensoorten per jaar als input nodig. Er is echter momenteel nog geen gestandaardiseerde methode om op basis van een meetnet die trends per soort per jaar direct te berekenen. De Natuurwaarde 1.0 maakt gebruik van atlasgegevens van FlorBase en Florivon (Ten Brink *et al.*, 2000). Nadeel van het gebruik van deze atlasgegevens voor het berekenen van indexen is de beperkte update frequentie. Atlasdata worden maximaal eens per 10-15 jaar volledig vernieuwd. Daarom is gekozen om in de Natuurwaarde 2.0 het Landelijk Meetnet Flora - Milieu en Natuur (LMF-M&N) te gebruiken voor het berekenen van indexen. Tegelijk met de overstap naar het LMF-M&N is er voor gekozen de soortensets van de fgr-subecosystemen volledig te herzien.

1. Selectie van soorten

Gebruikte bronnen

Analoog aan de andere soortgroepen (zie paragrafen 3.3 t/m 3.5) is bij het vaststellen van een representatieve soortenset, die de kwaliteitsontwikkeling van het stratum goed weergeeft, uitgegaan van drie bronbestanden met soortensets. Deze soortensets bevatten ieder vaatplantensoorten behorende tot de verschillende ecosysteemttypen.

1. De soortenset zoals gebruikt in de NVK2 en opgesteld door FLORON (Groen en Van der Meijden, 1997) en aangescherpt in Ten Brink *et al.* (2002);
 - FLORON heeft in 1997 voor elke combinatie van natuurtype en fgr enkele tientallen karakteristieke soorten benoemd. Uitgaande van de selectiecriteria uit Ten Brink *et al.* (2002) zijn karakteristieke soorten genoemd die:
 - i. niet al te zeldzaam zijn binnen het natuurtype. In principe is uitgegaan van soorten die in tenminste 30-100 grids voorkomen binnen de referentiesituatie of de actuele situatie. Uitzonderingen zijn alleen gemaakt voor combinaties met een geringe ruimtelijke verspreiding (heuvelland, duinen);
 - ii. niet al te algemeen zijn (bijna overal voorkomen). Voor het agrarisch gebied zijn ook wat algemenere soorten benoemd.;
 - iii. niet zijn aangeplant (b.v. bomen);
 - iv. goed herkenbaar zijn.
2. De lijst van doelsoorten (Bal *et al.*, 2001) van natuurdoeltypen behorende tot de betreffende ecosysteemttypen per fgr.
 - In 2001 is het nieuwe Handboek natuurdoeltypen verschenen (Bal *et al.* 2001). Per natuurdoeltype zijn de soorten aangegeven waarop het natuurbeleid sterk focust. Deze genoemde doelsoorten zijn geselecteerd op grond van:
 - i. de nationale trend: de soort vertoont in Nederland een dalende trend;
 - ii. de nationale zeldzaamheid: de soort is in Nederland zeldzaam;
 - iii. de internationale betekenis: internationaal gezien heeft Nederland een relatief grote betekenis voor het behoud van de soort.

3. De soortenset van kenmerkende plantensoorten van plantengemeenschappen behorende tot de betreffende ecosysteemt看typen per fgr uit de studie van Smits en Schaminée (2002).
- In 2002 is er een studie gereed gekomen die per combinatie van natuurtype en fgr een soortenlijsten aangeeft op basis van de daarin voorkomende plantengemeenschappen (Smits en Schaminée, 2002). Per plantengemeenschap is met SynBioSys (Syntaxonomisch Biologisch Systeem voor landschap en vegetatie; Hennekens et al., 2001) bepaald wat de kenmerkende soorten zijn. Hiervoor is per soort de trouwgraad¹² en de presentie¹³ in de plantengemeenschap uitgerekend. Vervolgens zijn, op basis van de selectiecriteria (zie tabel 4 in Hoofdstuk 4) de soorten met taxonomische problemen en de soorten die duiden op verstoring verwijderd uit de lijst. In bepaalde gevallen is van deze laatste regel afgeweken, omdat in sommige plantengemeenschappen deze soorten een wezenlijk deel van de begroeiing uitmaken. Als bron voor deze studie zijn opnamen gebruikt van rond het jaar 1950.

Selectie van soorten per stratum

Om te komen tot een uiteindelijke lijst van vaatplantensoorten per natuurtype dienen de soorten aan een aantal criteria te voldoen (zie tabel 4 par. 4.1):

1. Alleen inheemse soorten

- Uitgangspunt: Alleen inheemse soorten kunnen dienen als kwaliteitsindicator. Soorten moeten immers karakteristiek zijn voor natuurtype.
- Uitwerking: Dit zijn alle vaatplantensoorten die in het wild voorkomen. Het gaat om de soorten die omstreeks 1825 voor Nederland bekend waren.
- Resultaat: Alle soorten die voorkwamen op een van de drie basislijsten zijn inheemse soorten.

2. Juiste groeivorm

- Uitgangspunt: Soorten moeten eenduidig meetbaar zijn en het voorkomen moet indicatief zijn voor de kwaliteit van het natuurtype.
- Uitwerking1: Hydrofytisch levende vaatplanten worden buiten beschouwing gelaten. Immers het LMF-M&N is een terrestrisch meetnet. Terrestrisch levende vaatplanten en helofyten worden echter wel meegenomen. Hiertoe zijn vaatplantensoorten met een Ellenberggetal van 9 of hoger uit de selectie gehaald (Ellenberg 1991, 1992).
- Resultaat1: In totaal zijn er 129 vaatplantensoorten uit de bestaande soortensets gehaald. Een 12 tal soorten die zowel water als landvormen hebben, zijn wel meegenomen in de selectie.
- Uitwerking2: Bomen of struiken worden niet meegenomen (behalve de doelsoorten), aangezien deze kunnen zijn aangeplant. Dwergstruiken worden echter wel meegenomen. Voor de bepaling van de groeivorm is BioBase¹⁴ gebruikt. Als de soort de groeivorm boom of struik heeft, is deze buiten beschouwing gelaten.
- Resultaat2: In totaal zijn er 233 soorten inheemse of uitheemse boomsoorten buiten beschouwing gelaten.

¹²Op basis van de presentiewaarden en gemiddelde bedekkingswaarde van de plantensoorten in alle vegetatieopnamen gebruikt voor "Atlas van Plantengemeenschappen in Nederland" (Weeda *et al.* 2000; 2001) is van iedere, in de tabellen aangetroffen soort, op het niveau van associatie de mate van trouw berekend. De trouwgraad geeft in welke mate een soort exclusief is voor een bepaalde plantengemeenschap. De trouwgraad is berekend door binnen de associatie de presentiewaarden van een soort van de gemeenschappen waarin ze is aangetroffen te sommeren. Vervolgens wordt weer iedere presentiewaarde door het totale aantal plantengemeenschappen gedeeld en vermenigvuldigd met 100.

¹³percentage van de vegetatieopnamen waarin de soort voorkomt binnen het totaal aan vegetatieopnamen van plantengemeenschap (databestand: Landelijke Vegetatie Databank).

¹⁴ www.biobase-international.com/

- Uitwerking3: Mossen, worden niet in de referentie opgenomen omdat ze niet consequent in het LMF-M&N worden gemeten.
 - Resultaat3: In totaal zijn er 7 mossoorten vervallen die waren opgenomen in de studie van Schaminee en Smits (2002).
3. *Niet te lage frequentie in het natuurstype in de referentie*
- Uitgangspunt: Een soort die een te lage frequentie heeft in het natuurstype in de referentie wordt kan niet geselecteerd worden. Te zeldzame soorten kunnen onvoldoende betrouwbaar gemeten worden met het meetnet.
 - Uitwerking: Soorten met een frequentie lager dan 0,001 in de referentie situatie (1950), zoals opgesteld door Smits en Schaminée (2002) zijn niet meegenomen.
 - Resultaat: Over het algemeen komen de meeste soorten die een frequentie hebben die lager is dan 0,001 maar weinig voor in de verschillende soortensets.
4. *Karakteristiek voor het Natuurstype*
- Uitgangspunt: Ecosysteemrelevantie wordt verkregen door soorten te selecteren die het betreffende natuurstype in hoge mate vormgeven, dit gaat niet alleen om zeldzame maar ook om algemenere kenmerkende soorten. “Kenmerkend” houdt ook in dat de soort daar van oudsher in voorkomt en hun verspreiding een accent heeft in het betreffende gebied. De soort moet daadwerkelijk karakteristiek zijn voor het betreffende natuurstype, om opgenomen te worden. Dat betekent dat een soort in dat natuurstype meer voor moet komen dan in andere ecosysteemtipes. Een soort kan in hetzelfde natuurstype wel karakteristiek zijn binnen meerdere fysisch-geografische regio's.
 - Uitwerking: Hiertoe is de gemiddelde frequentie van alle vaatplantensoorten per natuurstype gedeeld door de gemiddelde frequentie over alle ecosysteemtipes tesamen. Indien het hoger of gelijk aan de gemiddelde frequentie is, kan de soort worden geselecteerd. Voor soorten die maar op 1 lijst voorkomen moet is deze grens verhoogd; soorten komen alleen in aanmerking om geselecteerd te worden als ze minimaal twee keer zo vaak voorkomen in het betreffende natuurstype.
 - Resultaat: Over het algemeen komen de meeste soorten die een vaker dan gemiddeld in het ecosysteemtipes voorkomen maar weinig voor in de soortensets
5. *Aangegeven als kenmerkend voor dit natuurstype*
- Uitgangspunt: Alleen die soorten worden in de nieuwe soortselectie opgenomen, waarvan duidelijk is dat het de juiste soorten zijn om de kwaliteit van het natuurstype te bepalen.
 - Uitwerking: Een soort wordt geselecteerd indien deze in meer dan een van de soortensets voorkomt. Wanneer een soort op meerdere lijsten voorkomt dan is er meer eenduidigheid.
 - Resultaat: een tabel waarin voor iedere soort staat aangegeven hoe hoog deze op de ranglijst staat om meegenomen te worden.
6. *Check op abiotisch profiel van de soortenset als geheel*
- Uitgangspunt: De groep van geselecteerde soorten moet representatief zijn voor de abiotische variatie die aanwezig is in het betreffende natuurstype.
 - Uitwerking: Ellenberg (1991, 1992) heeft voor elke vaatplantensoort aangegeven wat in termen van indicatiewaarden de vereiste bodemcondities zijn ten aanzien van voedselrijkdom, zuurgraad en vochtigheid. De verdeling van indicatiewaarden van de geselecteerde groep van vaatplanten is vergeleken met de verdeling van indicatiewaarden van de verschillende basissets (tabel B2.1). Indien de profielen niet overeenkwamen is de selectiecriteria 4 aangepast.
 - Resultaat: Een set van soorten die qua abiotische profielen overeenkomen met de profielen van de soortensets van de bronbestanden (:NVK2 lijst, Doelsoortenlijst, kenmerkende soortenlijst).

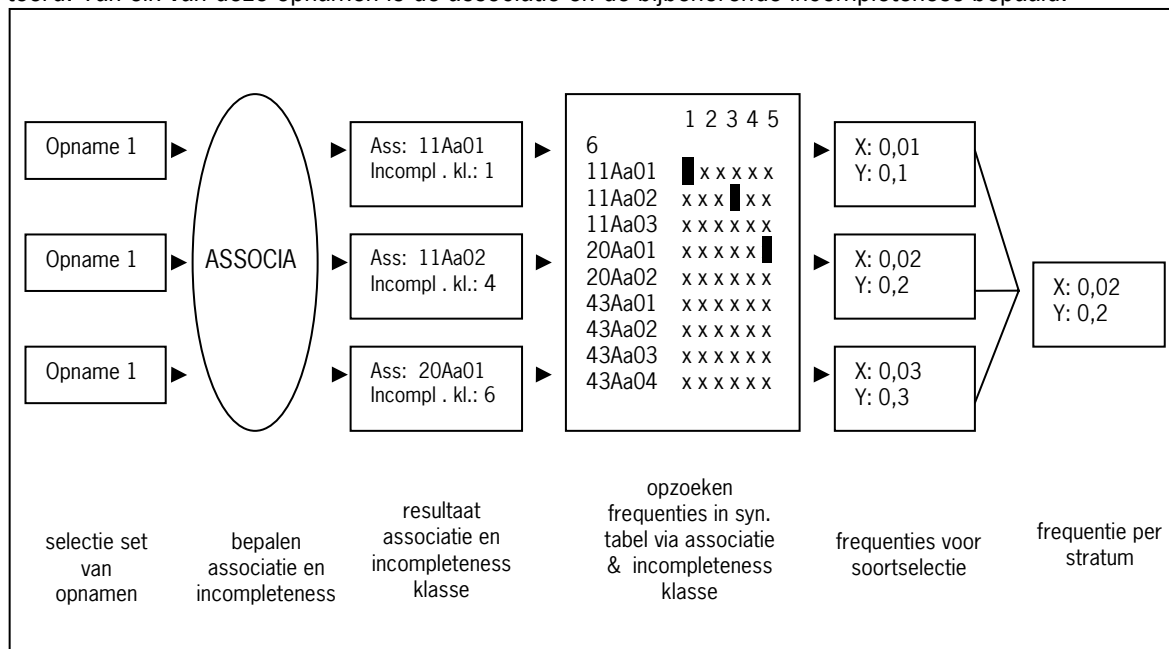
Tabel B2.1: Beoordeling van de abiotische profielen van de set van geselecteerde soorten ten opzichte van de abiotische profielen van doelsoorten, soorten uit de NVK2 en soorten uit Smits en Schaminee (2002).

Stratum naam	Vocht	Zuur	Stikstof	Aantallen plantensoorten
Heuvelland Bos	goed	goed	voldoende	98
Hogere zandgronden Bos	goed	goed	voldoende	78
Hogere zandgronden Heide	goed	voldoende	goed	39
Rivierengebied Bos	voldoende	voldoende	voldoende	36
Rivierengebied Moeras	goed	voldoende	voldoende	30
Laagveengebied Bos	voldoende	voldoende	voldoende	20
Laagveengebied Moeras	goed	voldoende	goed	37
Zeekleigebied Bos	goed	voldoende	voldoende	57
Zeekleigebied Moeras	goed	voldoende	slecht	19
Duingebied Bos	voldoende	goed	goed	37
Duingebied Open Duin	goed	goed	goed	125
Heuvelland halfnatuurlijk grasland	voldoende	goed	goed	106
Hogere zandgronden Halfnatuurlijk grasland	goed	voldoende	goed	85
Rivierengebied Halfnatuurlijk grasland	voldoende	goed	voldoende	95
Laagveengebied Halfnatuurlijk grasland	voldoende	goed	goed	45
Zeekleigebied Halfnatuurlijk grasland	voldoende	voldoende	voldoende	38

2. Bepaling frequenties per plantensoort per jaar

Aanpak

Voor elk stratum (vb. heide op de hogere zandgronden) is per jaar een set opnamen geselecteerd. Van elk van deze opnamen is de associatie en de bijbehorende incompleteness bepaald.

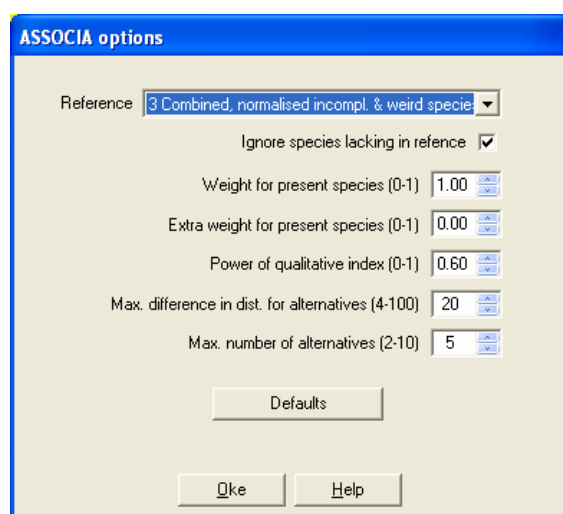


Figuur B2.1 Stroomschema van principe hoe opnamen zijn gebruikt voor het bepalen van frequenties per stratum.

Per soort is vervolgens een frequentie opgezocht in een synoptische tabel waarin per associatie en per incompletenessklasse de frequentie staat. Deze synoptische tabel met frequenties per associatie per incompletenessklassen is samengesteld door gebruik te maken van een representatieve set van meer dan 300.000 in Nederland gemaakte opnamen. Vervolgens worden per stratum alle frequenties per soort bepaald door over alle opnamen van het stratum te middelen (fig B2.1).

Bepaling associatie en incompleteness

Als eerste is voor elke opname uit bovenstaande bronnen bepaald welke associatie het betreft en wat de bijbehorende incompleteness klasse is. De incompleteness is een maat voor hoe compleet de opname is in termen van de aanwezigheid van soorten ten opzichte van een ideaaltypische associatie. Indien er veel associatie specifieke soorten in een opname voorkomen is de associatie completer dan voor een opname die maar weinig associatie specifieke soorten heeft. Om de associatie van een opname te bepalen, is gebruik gemaakt van het computerprogramma ASSOCIA (Van Tongeren, 2000). De gebruikte instellingen staan in figuur B2.2. Dezelfde instellingen van ASSOCIA zijn gebruikt voor de bepaling van de associatie van de speciaal geconstrueerde synoptische tabel met frequenties per associatie per incompletenessklasse als ter bepaling van de associatie van de opnamen uit het LMF en LVD. Soorten met een te grote 'weirdness' zijn buiten beschouwing gelaten. ASSOCIA geeft als uitvoer meerdere associaties. Voor de bepaling van de uiteindelijke associatie is gekozen om die associatie te kiezen die de laagste gecombineerde index heeft. Indien er dan nog meerdere mogelijkheden overblijven is voor de associatie gekozen die de laagste incompleteness heeft. In enkele gevallen waren er op basis van de gecombineerde index en de incompleteness meer dan 1 associatie over. In dit laatste geval is de soortensamenstelling niet onderscheidend genoeg om een keuze voor 1 enkele associatie te rechtvaardigen en is er voor de overgebleven associaties een middeling uitgevoerd.



Figuur B2.2. Gebruikte instellingen van ASSOCIA.

Frequenties vaatplantensoorten synoptische tabel via associatie en incompleteness

Voor deze studie zijn synoptische tabellen gemaakt. In deze tabel staan alle frequentie per soort per incompleteness klasse van een associatie. Deze synoptische tabellen zijn gebaseerd op meer dan 300.000 opnamen uit de LVD. Vegetatie opnamen die in het kader van het LMF zijn verzameld, zijn niet gebruikt voor het construeren van de synoptische tabellen. Via de associatie met bijbehorende incompleteness-klasse die nu voor elke opname beschikbaar is, kan de frequentie per vaatplantensoort voor elke gewenste soort worden opgezocht.

De gemiddelde frequentie per soort per stratum kan worden bepaald door alle frequenties van alle opnamen te middelen. Op deze wijze zijn op een betrouwbare wijze ook vele frequenties te bepalen van soorten die zeer schaars of zelfs helemaal niet worden aangetroffen in het LMF.

Er is een toets uitgevoerd om te verifiëren of de verwachte frequenties overeenkomen met de werkelijk waargenomen aantallen. Voor elke soort per stratum is bepaald wat enerzijds de frequentie is bepaald volgens de methode van de associatie en de incompleteness. Anderzijds is de frequentie bepaald door het aantal keer dat een soort in het LMF wordt aangetroffen per stratum, af te zetten tegen het totaal aantal opnamen binnen het stratum. Door deze gemeten frequenties af te zetten tegen de 'verwachte' frequentie geeft een idee wat de correlatie is tussen beide frequenties. Al deze correlaties zijn hoog significant (tabel B2.1). Dit betekent dat de methode voor om de frequenties van individuele vaatplantensoorten goed te bepalen is uit de toegewezen associatie met bijbehorende incompleteness klasse. Bovendien maken de richtingscoëfficiënten altijd een hoek van 45° met de -x- of -y- as. Dit betekent dat de voorspelling van de frequenties geen onder- of overschatting is.

Tabel B2.1. Correlatie-coëfficiënten en r^2 waarden van de frequentie verwacht volgens de methode van associaties en incompleteness en volgens direct gemeten frequenties in het LMF.

Stratum	R2	Slope
DU-Bos	0.93	1.31
DU-Duinen (excl. bos)	0.96	1.13
HL-Halfn. grasland	0.71	1.51
HL-Bos	0.60	1.34
HZ-Heide	0.97	1.05
HZ-Loof-/gemengd bos	0.97	1.08
HZ-Moeras	0.90	1.50
HZ-Halfn. grasland	0.97	1.13
LV-Halfn. grasland	0.96	1.12
LV-Bos	0.93	1.11
LV-Moeras	0.95	1.20
RI-Moeras	0.91	1.13
RI-Halfn. grasland	0.98	1.06
RI-Bos	0.94	1.11
ZK-Moeras	0.96	1.20
ZK-Halfn. grasland	0.97	1.15
ZK-Bos	0.87	1.12

Van trends per soort naar trends per natuurtype

De verkegen trends per soort per stratum worden vervolgens gerelateerd aan de frequentie zoals die in de referentie situatie was. Deze referentie is analoog aan de bovenstaande methode opgesteld (Smits en Schaminée, 2002). Om de frequenties van vaatplantensoorten per stratum te bepalen, is een representatieve set van opnamen geselecteerd van rond 1950. Vervolgens is via de LEDESS ecotopen systematiek bepaald wat het aandeel is van een associatie ten opzichte van een ecotoop. Ook is het aandeel van het ecotoop binnen een stratum bekend. Op deze wijze kan de frequentie van een soort voor het stratum worden bepaald. De frequentie per soort per jaar verkregen via de LVD en het LMF worden vervolgens gedeeld door de frequentie van diezelfde soort in de referentiesituatie. Op deze wijze zijn de indexen bepaald van de soorten ten opzichte van de referentieperiode. Op precies dezelfde wijze is een referentie gemaakt van opnamen voor rond het jaar 2000. Voor niet alle soorten was er een frequentie voor het jaar 2000 beschikbaar. In dit geval is de frequentie genomen

van de gemiddelde frequentie van de eerste ronde van het LMF. De verkregen frequentie getallen uit het LMF zijn voor het jaar 2000 op de referentie van 2000 geijkt. De frequentie van de referentie in het jaar 2000 gedeeld door de frequentie van het jaar 2000 van het LMF levert een correctiefactor op. Voor elk jaar is de frequentie met deze correctiefactor vermenigvuldigd. Op deze manier zijn sprongen in de trendlijn van 1990 tot het heden vermeden. De index van de soort wordt afgekapt op 1 indien de soort een hogere frequentie heeft in het heden in vergelijking met 1950.

Er is een areaal gewogen middelling toegepast om de frequenties per soort per stratum per jaar om te rekenen naar een frequentie per natuurtype.

Soms was het aantal opnamen waarop een trend van een soort werd berekend te klein om een statistisch betrouwbare uitspraak te doen. Er is een minimum gesteld aan het aantal opnamen dat per natuurtype per jaar gemeten moet zijn om een betrouwbare frequentie te krijgen. Dit aantal opnamen is vastgesteld op 25 (Van Strien *et al.*, 1997).

Indien er meer dan drie jaren in de reeks van 1990 tot 2006 ontbreken is de soort afgevalen in de berekening. Ontbrekende jaren zijn lineair geïnterpoleerd. Er zijn geen extrapolaties uitgevoerd.

3. Reconstructie van trend vaatplanten 1990-1999

Selectie van opnamen

Voor de soorten die zijn geselecteerd dienen frequenties per soort per jaar van 1990 tot heden bepaald te worden. Voor de periode 2000 tot heden zijn de opnamen uit het LMF gebruikt. Voor de periode 1990 tot en met 1999 zijn opnamen geselecteerd uit de Landelijke Vegetatie Databank (LVD; Schaminée *et al.*, 2006). Ten einde zo goed mogelijk aan te sluiten bij de locaties van het LMF is in een straal van 500 meter rond deze opnamelocaties gezocht, via een GIS, naar opnamen van hetzelfde natuurtype. Omdat aan de opnamen van de LVD geen stratum code hangt, zijn alleen die opnamen geselecteerd waarvan de associatie overeenkomt met het stratum. De selectie van associaties per natuurtype is bepaald door op niveau van verbond te selecteren. Deze selectie is vervolgens ook toegepast op het LMF zelf, zodat de trendlijnen van het LMF en de LVD op elkaar aansluiten. Door deze selectie van associaties vielen er vaak nog 4 tot 5% van de opnamen van het LMF af.

Bijlage 3 Soortenlijsten per Ecosysteemtype

Vaatplanten

Ecosysteemtype	Code	Soort	Doelsoort
bos	10	Adoxa moschatellina	
bos	34	Allium ursinum	1
bos	56	Anemone nemorosa	
bos	83	Arctium lappa	
bos	103	Arum maculatum	
bos	146	Blechnum spicant	1
bos	151	Brachypodium sylvaticum	
bos	201	Cardamine amara	
bos	229	Carex elongata	
bos	247	Carex pallescens	1
bos	250	Carex pendula	1
bos	269	Carlina vulgaris	1
bos	286	Centaurium erythraea	
bos	289	Cephalanthera damasonium	1
bos	322	Chrysosplenium alternifolium	
bos	323	Chrysosplenium oppositifolium	1
bos	329	Circaea lutetiana	
bos	345	Colchicum autumnale	1
bos	356	Cornus suecica	1
bos	365	Corydalis solida	
bos	373	Crepis paludosa	1
bos	529	Fragaria vesca	1
bos	554	Galium sylvaticum	1
bos	578	Geum rivale	1
bos	590	Goodyera repens	1
bos	2417	Hieracium murorum	1
bos	645	Hypericum hirsutum	1
bos	650	Hypericum pulchrum	1
bos	660	Impatiens noli-tangere	
bos	663	Inula conyzae	1
bos	691	Juniperus communis	1
bos	692	Knautia arvensis	1
bos	746	Linnaea borealis	1
bos	749	Listera cordata	1
bos	750	Listera ovata	1
bos	752	Lithospermum officinale	
bos	770	Luzula pilosa	
bos	771	Luzula sylvatica	1
bos	774	Lycopodium annotinum	1
bos	775	Lycopodium clavatum	1
bos	781	Lysimachia nemorum	1
bos	786	Maianthemum bifolium	
bos	804	Melampyrum pratense	

Ecosysteemtype	Code	Soort	Doelsoort
bos	808	Melica uniflora	1
bos	826	Milium effusum	
bos	839	Mycelis muralis	
bos	887	Orchis mascula	1
bos	891	Orchis purpurea	1
bos	909	Oxalis acetosella	
bos	920	Paris quadrifolia	1
bos	935	Phyteuma spicatum subsp. nigrum	1
bos	951	Platanthera chlorantha	1
bos	965	Polygonatum odoratum	
bos	1011	Potentilla sterilis	1
bos	1014	Primula elatior	
bos	1015	Primula veris	1
bos	1034	Pyrola rotundifolia	1
bos	1067	Rhinanthus minor	1
bos	1083	Rosa pimpinellifolia	
bos	1644	Rosa villosa	1
bos	1138	Sanicula europaea	1
bos	1189	Senecio paludosus	
bos	1204	Silene nutans	
bos	1222	Solidago virgaurea	1
bos	1246	Stachys sylvatica	
bos	1249	Stellaria holostea	
bos	1253	Stellaria nemorum	1
bos	1273	Teucrium scorodonia	
bos	1275	Thalictrum flavum	
bos	1295	Trientalis europaea	
bos	1331	Vaccinium vitis-idaea	
bos	1354	Veronica montana	1
bos	1355	Veronica officinalis	
bos	1381	Viola curtisii	
bos	1382	Viola hirta	
bos	1386	Viola reichenbachiana	1
Halfnatuurlijk grasland	13	Agrimonia eupatoria	1
Halfnatuurlijk grasland	14	Agrimonia procera	1
Halfnatuurlijk grasland	20	Aira caryophyllea	
Halfnatuurlijk grasland	24	Ajuga reptans	
Halfnatuurlijk grasland	31	Allium oleraceum	1
Halfnatuurlijk grasland	39	Alopecurus bulbosus	1
Halfnatuurlijk grasland	43	Althaea officinalis	1
Halfnatuurlijk grasland	44	Alyssum alyssoides	1
Halfnatuurlijk grasland	1315	Arabis glabra	1
Halfnatuurlijk grasland	98	Artemisia campestris subsp. campestris	1
Halfnatuurlijk grasland	117	Aster tripolium	
Halfnatuurlijk grasland	604	Avenula pubescens	
Halfnatuurlijk grasland	153	Briza media	1
Halfnatuurlijk grasland	157	Bromus erectus	1
Halfnatuurlijk grasland	1610	Bromus racemosus	1

Ecosysteemtype	Code	Soort	Doelsoort
Halfnatuurlijk grasland	175	Calamagrostis stricta	1
Halfnatuurlijk grasland	2338	Caltha palustris	
Halfnatuurlijk grasland	196	Campanula rapunculus	1
Halfnatuurlijk grasland	198	Campanula rotundifolia	
Halfnatuurlijk grasland	213	Carex appropinquata	1
Halfnatuurlijk grasland	217	Carex buxbaumii	1
Halfnatuurlijk grasland	218	Carex caryophylla	1
Halfnatuurlijk grasland	221	Carex diandra	1
Halfnatuurlijk grasland	223	Carex dioica	1
Halfnatuurlijk grasland	232	Carex flacca	
Halfnatuurlijk grasland	233	Carex flava	1
Halfnatuurlijk grasland	236	Carex hostiana	1
Halfnatuurlijk grasland	243	Carex muricata	1
Halfnatuurlijk grasland	247	Carex pallescens	1
Halfnatuurlijk grasland	248	Carex panicea	
Halfnatuurlijk grasland	253	Carex praecox	1
Halfnatuurlijk grasland	255	Carex pulcaris	1
Halfnatuurlijk grasland	262	Carex spicata	
Halfnatuurlijk grasland	267	Carex vesicaria	
Halfnatuurlijk grasland	268	Carex vulpina	1
Halfnatuurlijk grasland	271	Carum carvi	1
Halfnatuurlijk grasland	272	Carum verticillatum	1
Halfnatuurlijk grasland	284	Centaurea scabiosa	1
Halfnatuurlijk grasland	332	Cirsium dissectum	1
Halfnatuurlijk grasland	345	Colchicum autumnale	1
Halfnatuurlijk grasland	371	Crepis biennis	
Halfnatuurlijk grasland	373	Crepis paludosa	1
Halfnatuurlijk grasland	548	Cruciata laevipes	1
Halfnatuurlijk grasland	386	Cynosurus cristatus	1
Halfnatuurlijk grasland	884	Dactylorhiza incarnata	1
Halfnatuurlijk grasland	1616	Dactylorhiza maculata	1
Halfnatuurlijk grasland	1637	Dactylorhiza majalis	1
Halfnatuurlijk grasland	886	Dactylorhiza majalis subsp. majalis	1
Halfnatuurlijk grasland	890	Dactylorhiza majalis subsp. praetermissa	1
Halfnatuurlijk grasland	399	Deschampsia setacea	1
Halfnatuurlijk grasland	404	Dianthus deltoides	1
Halfnatuurlijk grasland	417	Drosera intermedia	1
Halfnatuurlijk grasland	456	Epilobium palustre	1
Halfnatuurlijk grasland	461	Epipactis palustris	1
Halfnatuurlijk grasland	476	Eriophorum angustifolium	
Halfnatuurlijk grasland	485	Eryngium campestre	1
Halfnatuurlijk grasland	492	Euphorbia cyparissias	1
Halfnatuurlijk grasland	500	Euphorbia seguieriana	1
Halfnatuurlijk grasland	2316	Euphrasia stricta	1
Halfnatuurlijk grasland	524	Filago minima	1
Halfnatuurlijk grasland	532	Fritillaria meleagris	1
Halfnatuurlijk grasland	556	Galium uliginosum	
Halfnatuurlijk grasland	557	Galium verum	1

Ecosysteemtype	Code	Soort	Doelsoort
Halfnatuurlijk grasland	568	Gentiana pneumonanthe	1
Halfnatuurlijk grasland	575	Geranium pyrenaicum	1
Halfnatuurlijk grasland	588	Gnaphalium sylvaticum	1
Halfnatuurlijk grasland	591	Gratiola officinalis	1
Halfnatuurlijk grasland	612	Hieracium lactucella	1
Halfnatuurlijk grasland	626	Hierochloe odorata	1
Halfnatuurlijk grasland	637	Hordeum secalinum	1
Halfnatuurlijk grasland	650	Hypericum pulchrum	1
Halfnatuurlijk grasland	651	Hypericum quadrangulum	
Halfnatuurlijk grasland	652	Hypochaeris glabra	1
Halfnatuurlijk grasland	659	Illecebrum verticillatum	1
Halfnatuurlijk grasland	681	Juncus filiformis	1
Halfnatuurlijk grasland	692	Knautia arvensis	1
Halfnatuurlijk grasland	714	Lathyrus palustris	
Halfnatuurlijk grasland	717	Lathyrus tuberosus	
Halfnatuurlijk grasland	726	Leontodon hispidus	1
Halfnatuurlijk grasland	747	Linum catharticum	1
Halfnatuurlijk grasland	772	Lychnis flos-cuculi	
Halfnatuurlijk grasland	798	Medicago falcata	
Halfnatuurlijk grasland	817	Mentha pulegium	1
Halfnatuurlijk grasland	821	Menyanthes trifoliata	1
Halfnatuurlijk grasland	845	Myosotis stricta	1
Halfnatuurlijk grasland	857	Nardus stricta	1
Halfnatuurlijk grasland	858	Narthecium ossifragum	1
Halfnatuurlijk grasland	870	Oenanthe lachenalii	1
Halfnatuurlijk grasland	877	Ononis repens subsp. spinosa	1
Halfnatuurlijk grasland	889	Orchis morio	1
Halfnatuurlijk grasland	894	Origanum vulgare	
Halfnatuurlijk grasland	921	Parnassia palustris	1
Halfnatuurlijk grasland	923	Pedicularis palustris	1
Halfnatuurlijk grasland	924	Pedicularis sylvatica	1
Halfnatuurlijk grasland	696	Petrorhagia prolifera	1
Halfnatuurlijk grasland	928	Peucedanum carvifolia	1
Halfnatuurlijk grasland	929	Peucedanum palustre	
Halfnatuurlijk grasland	940	Pimpinella major	
Halfnatuurlijk grasland	941	Pimpinella saxifraga	
Halfnatuurlijk grasland	942	Pinguicula vulgaris	1
Halfnatuurlijk grasland	948	Plantago maritima	1
Halfnatuurlijk grasland	949	Plantago media	1
Halfnatuurlijk grasland	950	Platanthera bifolia	1
Halfnatuurlijk grasland	962	Polygala serpyllifolia	1
Halfnatuurlijk grasland	969	Polygonum bistorta	
Halfnatuurlijk grasland	1007	Potentilla argentea	
Halfnatuurlijk grasland	1008	Potentilla erecta	
Halfnatuurlijk grasland	346	Potentilla palustris	1
Halfnatuurlijk grasland	1013	Potentilla verna	1
Halfnatuurlijk grasland	1015	Primula veris	1
Halfnatuurlijk grasland	1029	Pulicaria dysenterica	

Ecosysteemtype	Code	Soort	Doelsoort
Halfnatuurlijk grasland	1043	Ranunculus auricomus	
Halfnatuurlijk grasland	1057	Ranunculus sardous	
Halfnatuurlijk grasland	1066	Rhinanthus angustifolius	
Halfnatuurlijk grasland	1067	Rhinanthus minor	1
Halfnatuurlijk grasland	1106	Rumex thrysiflorus	
Halfnatuurlijk grasland	1128	Salvia pratensis	1
Halfnatuurlijk grasland	1135	Samolus valerandi	
Halfnatuurlijk grasland	1136	Sanguisorba minor	1
Halfnatuurlijk grasland	1137	Sanguisorba officinalis	
Halfnatuurlijk grasland	1144	Saxifraga granulata	1
Halfnatuurlijk grasland	1147	Scabiosa columbaria	1
Halfnatuurlijk grasland	1157	Scirpus cariciformis	1
Halfnatuurlijk grasland	1160	Scirpus sylvaticus	
Halfnatuurlijk grasland	1164	Scleranthus perennis	1
Halfnatuurlijk grasland	1174	Scutellaria minor	1
Halfnatuurlijk grasland	1180	Sedum reflexum	1
Halfnatuurlijk grasland	1181	Sedum sexangulare	1
Halfnatuurlijk grasland	1183	Senecio aquaticus	1
Halfnatuurlijk grasland	1185	Senecio erucifolius	
Halfnatuurlijk grasland	1222	Solidago virgaurea	
Halfnatuurlijk grasland	1243	Stachys arvensis	1
Halfnatuurlijk grasland	847	Stellaria aquatica	
Halfnatuurlijk grasland	1248	Stellaria graminea	
Halfnatuurlijk grasland	1258	Succisa pratensis	1
Halfnatuurlijk grasland	1265	Taraxacum palustre	1
Halfnatuurlijk grasland	1268	Teesdalia nudicaulis	
Halfnatuurlijk grasland	1953	Thalictrum minus	1
Halfnatuurlijk grasland	1283	Thymus pulegioides	1
Halfnatuurlijk grasland	1284	Thymus serpyllum	1
Halfnatuurlijk grasland	1292	Tragopogon pratensis subsp. orientalis	
Halfnatuurlijk grasland	1300	Trifolium fragiferum	
Halfnatuurlijk grasland	1302	Trifolium medium	1
Halfnatuurlijk grasland	1308	Trifolium striatum	1
Halfnatuurlijk grasland	1311	Triglochin palustris	
Halfnatuurlijk grasland	1312	Trisetum flavescens	1
Halfnatuurlijk grasland	1332	Valeriana dioica	1
Halfnatuurlijk grasland	1336	Valerianella locusta	
Halfnatuurlijk grasland	1364	Veronica austriaca subsp. teucrium	1
Halfnatuurlijk grasland	1355	Veronica officinalis	
Halfnatuurlijk grasland	1361	Veronica prostrata	1
Halfnatuurlijk grasland	1380	Viola canina	1
Halfnatuurlijk grasland	1385	Viola palustris	
Halfnatuurlijk grasland	1389	Viola persicifolia	1
Halfnatuurlijk grasland	1390	Viola tricolor	
Heide	55	Andromeda polifolia	1
Heide	61	Antennaria dioica	1
Heide	93	Arnica montana	1
Heide	379	Cuscuta epithymum	1

Ecosysteemtype	Code	Soort	Doelsoort
Heide	1616	Dactylorhiza maculata	1
Heide	399	Deschampsia setacea	1
Heide	417	Drosera intermedia	1
Heide	418	Drosera rotundifolia	1
Heide	447	Empetrum nigrum	
Heide	472	Erica cinerea	1
Heide	479	Eriophorum vaginatum	1
Heide	558	Genista anglica	1
Heide	560	Genista pilosa	1
Heide	568	Gentiana pneumonanthe	1
Heide	644	Hypericum elodes	1
Heide	691	Juniperus communis	1
Heide	711	Lathyrus linifolius	1
Heide	775	Lycopodium clavatum	1
Heide	777	Lycopodium inundatum	1
Heide	776	Lycopodium tristachyum	1
Heide	849	Myrica gale	1
Heide	857	Nardus stricta	1
Heide	858	Narthecium ossifragum	1
Heide	913	Oxycoccus palustris	1
Heide	924	Pedicularis sylvatica	1
Heide	950	Platanthera bifolia	1
Heide	962	Polygala serpyllifolia	1
Heide	1068	Rhynchospora alba	1
Heide	1069	Rhynchospora fusca	1
Heide	1153	Scirpus cespitosus subsp. germanicus	1
Heide	1166	Scorzonera humilis	1
Heide	1222	Solidago virgaurea	1
Heide	1235	Spergula morisonii	
Heide	1319	Ulex europaeus	1
Heide	1380	Viola canina	1
Moeras	14	Agrimonia procera	1
Moeras	43	Althaea officinalis	1
Moeras	59	Angelica archangelica	
Moeras	175	Calamagrostis stricta	1
Moeras	178	Calla palustris	
Moeras	2338	Caltha palustris	
Moeras	1460	Caltha palustris subsp. araneosa	1
Moeras	221	Carex diandra	1
Moeras	239	Carex lasiocarpa	1
Moeras	249	Carex paniculata	
Moeras	268	Carex vulpina	1
Moeras	343	Cochlearia officinalis subsp. officinalis	1
Moeras	373	Crepis paludosa	1
Moeras	380	Cuscuta europaea	
Moeras	884	Dactylorhiza incarnata	1
Moeras	417	Drosera intermedia	1
Moeras	418	Drosera rotundifolia	1

Ecosysteemtype	Code	Soort	Doelsoort
Moeras	420	Dryopteris cristata	
Moeras	456	Epilobium palustre	1
Moeras	477	Eriophorum gracile	1
Moeras	496	Euphorbia palustris	1
Moeras	597	Hammarbya paludosa	1
Moeras	626	Hierochloe odorata	1
Moeras	734	Leucojum aestivum	1
Moeras	748	Liparis loeselii	1
Moeras	815	Mentha longifolia	
Moeras	818	Mentha suaveolens	1
Moeras	821	Menyanthes trifoliata	1
Moeras	849	Myrica gale	1
Moeras	869	Oenanthe fistulosa	
Moeras	908	Osmunda regalis	
Moeras	923	Pedicularis palustris	1
Moeras	929	Peucedanum palustre	
Moeras	950	Platanthera bifolia	1
Moeras	346	Potentilla palustris	1
Moeras	1111	Sagina nodosa	1
Moeras	1186	Senecio fluviatilis	
Moeras	1189	Senecio paludosus	
Moeras	847	Stellaria aquatica	
Moeras	427	Thelypteris palustris	
Moeras	1332	Valeriana dioica	1
Moeras	1353	Veronica longifolia	
Moeras	1385	Viola palustris	
Open duin	288	Anagallis minima	1
Open duin	53	Anagallis tenella	1
Open duin	61	Antennaria dioica	1
Open duin	71	Anthyllis vulneraria	1
Open duin	88	Arctostaphylos uva-ursi	1
Open duin	100	Artemisia maritima	1
Open duin	105	Asparagus officinalis subsp. prostratus	1
Open duin	124	Atriplex laciniata	1
Open duin	604	Avenula pubescens	
Open duin	138	Beta vulgaris subsp. maritima	1
Open duin	148	Botrychium lunaria	1
Open duin	170	Bupleurum tenuissimum	1
Open duin	189	Calystegia soldanella	
Open duin	231	Carex extensa	1
Open duin	232	Carex flacca	
Open duin	234	Carex hartmanii	1
Open duin	261	Carex oederi subsp. oederi	
Open duin	266	Carex trinervis	1
Open duin	269	Carlina vulgaris	1
Open duin	286	Centaurium erythraea	
Open duin	285	Centaurium littorale	
Open duin	287	Centaurium pulchellum	

Ecosysteemtype	Code	Soort	Doelsoort
Open duin	293	<i>Cerastium diffusum</i>	1
Open duin	324	<i>Cicendia filiformis</i>	1
Open duin	884	<i>Dactylorhiza incarnata</i>	1
Open duin	275	<i>Desmazeria marina</i>	1
Open duin	438	<i>Eleocharis quinqueflora</i>	1
Open duin	444	<i>Elymus farctus</i>	1
Open duin	447	<i>Empetrum nigrum</i>	
Open duin	461	<i>Epipactis palustris</i>	1
Open duin	471	<i>Equisetum variegatum</i>	1
Open duin	481	<i>Erodium glutinosum</i>	1
Open duin	486	<i>Eryngium maritimum</i>	1
Open duin	497	<i>Euphorbia paralias</i>	1
Open duin	2316	<i>Euphrasia stricta</i>	1
Open duin	529	<i>Fragaria vesca</i>	1
Open duin	557	<i>Galium verum</i>	
Open duin	558	<i>Genista anglica</i>	1
Open duin	561	<i>Genista tinctoria</i>	1
Open duin	566	<i>Gentiana cruciata</i>	1
Open duin	562	<i>Gentianella amarella</i>	1
Open duin	563	<i>Gentianella campestris</i>	1
Open duin	587	<i>Gnaphalium luteo-album</i>	
Open duin	608	<i>Herminium monorchis</i>	1
Open duin	644	<i>Hypericum elodes</i>	1
Open duin	663	<i>Inula conyzae</i>	1
Open duin	672	<i>Juncus alpinoarticulatus</i> subsp. <i>atricapillus</i>	1
Open duin	686	<i>Juncus pygmaeus</i>	1
Open duin	693	<i>Koeleria macrantha</i>	
Open duin	738	<i>Limonium vulgare</i>	1
Open duin	747	<i>Linum catharticum</i>	1
Open duin	748	<i>Liparis loeselii</i>	1
Open duin	752	<i>Lithospermum officinale</i>	
Open duin	509	<i>Odontites vernus</i> subsp. <i>serotinus</i>	
Open duin	879	<i>Ophioglossum vulgatum</i>	
Open duin	889	<i>Orchis morio</i>	1
Open duin	917	<i>Parapholis strigosa</i>	1
Open duin	921	<i>Parnassia palustris</i>	1
Open duin	923	<i>Pedicularis palustris</i>	1
Open duin	939	<i>Pilularia globulifera</i>	1
Open duin	948	<i>Plantago maritima</i>	1
Open duin	963	<i>Polygala vulgaris</i>	1
Open duin	965	<i>Polygonatum odoratum</i>	
Open duin	1033	<i>Pyrola minor</i>	1
Open duin	1034	<i>Pyrola rotundifolia</i>	1
Open duin	1038	<i>Radiola linoides</i>	1
Open duin	1067	<i>Rhinanthus minor</i>	1
Open duin	1083	<i>Rosa pimpinellifolia</i>	
Open duin	1110	<i>Sagina maritima</i>	1
Open duin	1111	<i>Sagina nodosa</i>	1

Ecosysteemtype	Code	Soort	Doelsoort
Open duin	1135	Samolus valerandi	
Open duin	1141	Satureja acinos	1
Open duin	1146	Saxifraga tridactylites	
Open duin	1150	Schoenus nigricans	1
Open duin	1202	Silene conica	
Open duin	1204	Silene nutans	
Open duin	1205	Silene otites	1
Open duin	1262	Taraxacum celticum	1
Open duin	1263	Taraxacum obliquum	1
Open duin	1272	Teucrium scordium	1
Open duin	1953	Thalictrum minus	1
Open duin	1283	Thymus pulegioides	1
Open duin	1313	Tuberaria guttata	1
Open duin	1355	Veronica officinalis	
Open duin	1371	Vicia lathyroides	
Open duin	1380	Viola canina	1
Open duin	1381	Viola curtisii	
Open duin	1382	Viola hirta	

Broedvogels

Ecosysteemtype	Code	Soort	Doelsoort
Bos	14790	Boomklever	1
Bos	9740	Boomleeuwerik	1
Bos	3100	Boomvalk	
Bos	2870	Buizerd	1
Bos	8480	Draaihals	1
Bos	13080	Fluiter	
Bos	18570	Geelgors	1
Bos	11220	Gekraagde Roodstaart	
Bos	14400	Glanskop	1
Bos	17100	Goudvink	1
Bos	12750	Grasmus	1
Bos	8560	Groene Specht	1
Bos	8760	Grote Bonte Specht	
Bos	12020	Grote Lijster	
Bos	2670	Havik	1
Bos	5290	Houtsnip	
Bos	4330	Kraanvogel	0
Bos	8830	Middelste Bonte Specht	
Bos	11040	Nachtegaal	
Bos	7780	Nachtzwaluw	1
Bos	15720	Raaf	1
Bos	13150	Vuurgoudhaantje	1
Bos	2310	Wespendief	1
Bos	15080	Wielewaal	
Bos	6870	Zomertortel	
Bos	1310	Zwarte ooievaar	1
Bos	8630	Zwarte Specht	1

Ecosysteemtype	Code	Soort	Doelsoort
Halfnatuurlijk grasland	10171	Gele Kwikstaart	
Halfnatuurlijk grasland	12750	Grasmus	1
Halfnatuurlijk grasland	10110	Graspieper	
Halfnatuurlijk grasland	18820	Grauwe Gors	1
Halfnatuurlijk grasland	15150	Grauwe Klauwier	1
Halfnatuurlijk grasland	5320	Grutto	1
Halfnatuurlijk grasland	5170	Kemphaan	1
Halfnatuurlijk grasland	4210	Kwartelkoning	1
Halfnatuurlijk grasland	11370	Paapje	1
Halfnatuurlijk grasland	3670	Patrijs	1
Halfnatuurlijk grasland	11390	Roodborsttapuit	1
Halfnatuurlijk grasland	4500	Scholekster	1
Halfnatuurlijk grasland	1940	Slobeend	
Halfnatuurlijk grasland	5460	Tureluur	1
Halfnatuurlijk grasland	9760	Veldleeuwerik	1
Halfnatuurlijk grasland	5190	Watersnip	1
Halfnatuurlijk grasland	5410	Wulp	1
Halfnatuurlijk grasland	1910	Zomertaling	1
Halfnatuurlijk grasland	6270	Zwarte Stern	1
Heide	11060	Blauwborst	1
Heide	9740	Boomleeuwerik	1
Heide	3100	Boomvalk	
Heide	70	Dodaars	1
Heide	8480	Draaihal	1
Heide	10050	Duinpieper	1
Heide	18570	Geelgors	1
Heide	11220	Gekraagde Roodstaart	
Heide	120	Geoorde Fuut	1
Heide	12750	Grasmus	1
Heide	10110	Graspieper	
Heide	2630	Grauwe Kiekendief	1
Heide	15150	Grauwe Klauwier	1
Heide	8560	Groene Specht	1
Heide	5320	Grutto	1
Heide	15200	Klapekster	1
Heide	3320	Korhoen	1
Heide	4330	Kraanvogel	0
Heide	7780	Nachtzwaluw	1
Heide	11370	Paapje	1
Heide	3670	Patrijs	1
Heide	950	Roerdomp	1
Heide	11390	Roodborsttapuit	1
Heide	12360	Sprinkhaanzanger	1
Heide	11460	Tapuit	1
Heide	3040	Torenvalk	1
Heide	5460	Tureluur	1
Heide	9760	Veldleeuwerik	1
Heide	5190	Watersnip	1

Ecosysteemtype	Code	Soort	Doelsoort
Heide	1840	Wintertaling	
Heide	980	Woudaap	1
Heide	5410	Wulp	1
Heide	1910	Zomertaling	1
Heide	6270	Zwarte Stern	1
Moeras	13640	Baardman	1
Moeras	11060	Blauwborst	1
Moeras	3100	Boomvalk	
Moeras	2600	Bruine Kiekendief	1
Moeras	70	Dodaars	1
Moeras	120	Geoorde Fuut	1
Moeras	12750	Grasmus	1
Moeras	2630	Grauwe Kiekendief	1
Moeras	12530	Grote Karekiet	1
Moeras	1210	Grote Zilverreiger	1
Moeras	12510	Kleine Karekiet	
Moeras	1190	Kleine Zilverreiger	1
Moeras	4330	Kraanvogel	0
Moeras	1960	Krooneend	1
Moeras	1440	Lepelaar	1
Moeras	11040	Nachtegaal	
Moeras	4080	Porseleinhoen	1
Moeras	1240	Purperreiger	1
Moeras	12430	Rietzanger	1
Moeras	950	Roerdomp	1
Moeras	1940	Slobeend	
Moeras	12380	Snor	1
Moeras	12360	Sprinkhaanzanger	1
Moeras	3040	Torenavalk	1
Moeras	7680	Velduil	1
Moeras	3010	Visarend	0
Moeras	5190	Watersnip	1
Moeras	15080	Wielewaal	
Moeras	1840	Wintertaling	
Moeras	980	Woudaap	1
Moeras	5410	Wulp	1
Moeras	2430	Zeearend	0
Moeras	1910	Zomertaling	1
Moeras	6870	Zomertortel	
Moeras	6270	Zwarte Stern	1
Open duin	11060	Blauwborst	1
Open duin	2610	Blauwe Kiekendief	1
Open duin	9740	Boomleeuwerik	1
Open duin	3100	Boomvalk	
Open duin	2600	Bruine Kiekendief	1
Open duin	70	Dodaars	1
Open duin	6240	Dwergstern	1
Open duin	18570	Geelgors	1

Ecosysteemtype	Code	Soort	Doelsoort
Open duin	11220	Gekraagde Roodstaart	
Open duin	120	Geoorde Fuut	1
Open duin	12750	Grasmus	1
Open duin	2630	Grauwe Kiekendief	1
Open duin	15150	Grauwe Klauwier	1
Open duin	4590	Griel	1
Open duin	8560	Groene Specht	1
Open duin	12530	Grote Karekiet	1
Open duin	5320	Grutto	1
Open duin	12510	Kleine Karekiet	
Open duin	1190	Kleine Zilverreiger	1
Open duin	1440	Lepelaar	1
Open duin	11040	Nachtegaal	
Open duin	7780	Nachtzwaluw	1
Open duin	6160	Noordse Stern	1
Open duin	11370	Paapje	1
Open duin	3670	Patrijs	1
Open duin	4080	Porseleinhoen	1
Open duin	12430	Rietzanger	1
Open duin	950	Roerdomp	1
Open duin	11390	Roodborsttapuit	1
Open duin	4500	Scholekster	1
Open duin	1940	Slobeend	
Open duin	12380	Snor	1
Open duin	12360	Sprinkhaanzanger	1
Open duin	4770	Strandplevier	1
Open duin	11460	Tapuit	1
Open duin	3040	Torenavalk	1
Open duin	5460	Tureluur	1
Open duin	9760	Veldleeuwerik	1
Open duin	7680	Velduil	1
Open duin	5190	Watersnip	1
Open duin	5410	Wulp	1
Open duin	6870	Zomertortel	
Open duin	6270	Zwarte Stern	1
Agrarisch gebied	9920	Boerenzwaluw	0
Agrarisch gebied	3100	Boomvalk	
Agrarisch gebied	18570	Geelgors	1
Agrarisch gebied	10171	Gele Kwikstaart	
Agrarisch gebied	12750	Grasmus	1
Agrarisch gebied	10110	Graspieper	
Agrarisch gebied	18820	Grauwe Gors	1
Agrarisch gebied	2630	Grauwe Kiekendief	1
Agrarisch gebied	15150	Grauwe Klauwier	1
Agrarisch gebied	12020	Grote Lijster	
Agrarisch gebied	5320	Grutto	1
Agrarisch gebied	10010	huishwaluw	
Agrarisch gebied	5170	Kemphaan	1

Ecosysteemtype	Code	Soort	Doelsoort
Agrarisch gebied	4210	Kwartelkoning	1
Agrarisch gebied	18660	ortolaan	1
Agrarisch gebied	11370	Paapje	1
Agrarisch gebied	3670	Patrijs	1
Agrarisch gebied	15630	Roek	
Agrarisch gebied	11390	Roodborsttapuit	1
Agrarisch gebied	4500	Scholekster	1
Agrarisch gebied	1940	Slobeend	
Agrarisch gebied	7570	Steenuil	
Agrarisch gebied	3040	Torenvalk	1
Agrarisch gebied	5460	Tureluur	1
Agrarisch gebied	9760	Veldleeuwerik	1
Agrarisch gebied	5190	Watersnip	1
Agrarisch gebied	5410	Wulp	1
Agrarisch gebied	1910	Zomertaling	1
Agrarisch gebied	6270	Zwarte Stern	1

Reptielen

Ecosysteemtype	Code	Soort	Doelsoort
Heide	411	Zandhagedis	1
Heide	412	Levendbarende hagedis	
Heide	501	Gladde slang	1
Heide	511	Ringslang	1
Heide	521	Adder	1
Moeras	511	Ringslang	1
Open duin	411	Zandhagedis	1

Dagvlinders

Ecosysteemtype	Code	Soort	Doelsoort
Bos	2	Bont dikkopje	1
Bos	91	Bont zandoogje	
Bos	38	Bruine eikenpage	1
Bos	27	Citroenvlinder	
Bos	37	Eikenpage	
Bos	74	Gehakkelde aurelia	
Bos	7	Groot dikkopje	
Bos	28	Groot geaderd witje	1
Bos	85	Keizersmantel	1
Bos	64	Kleine ijsvogelvlinder	1
Bos	95	Koevinkje	
Bos	75	Landkaartje	
Bos	100	Oranje zandoogje	
Bos	33	Oranjetipje	
Bos	72	Rouwmantel	1
Bos	96	Zilverstreephooibeestje	1
Bos	78	Zilvervlek	1
Halfnatuurlijk grasland	12	Aardbeivlinder	1
Halfnatuurlijk grasland	92	Argusvlinder	

Ecosysteemtype	Code	Soort	Doelsoort
Halfnatuurlijk grasland	8	Bruin dikkopje	1
Halfnatuurlijk grasland	101	Bruin zandoogje	
Halfnatuurlijk grasland	44	Bruine vuurvinder	1
Halfnatuurlijk grasland	62	donker pimperlblauwtje	1
Halfnatuurlijk grasland	47	Dwergblauwtje	1
Halfnatuurlijk grasland	5	dwergdikkopje	1
Halfnatuurlijk grasland	3	Geelsprietdikkopje	
Halfnatuurlijk grasland	7	Groot dikkopje	
Halfnatuurlijk grasland	84	Grote parelmoervlinder	1
Halfnatuurlijk grasland	98	Hooibeestje	
Halfnatuurlijk grasland	53	Icarusblauwtje	
Halfnatuurlijk grasland	10	kalkgraslandikopje	1
Halfnatuurlijk grasland	55	Klaverblauwtje	1
Halfnatuurlijk grasland	41	Kleine vuurvinder	
Halfnatuurlijk grasland	95	Koevinkje	
Halfnatuurlijk grasland	19	Koninginnenpage	1
Halfnatuurlijk grasland	86	moerasparelmoervlinder	1
Halfnatuurlijk grasland	100	Oranje zandoogje	
Halfnatuurlijk grasland	33	Oranjetipje	
Halfnatuurlijk grasland	61	pimperlblauwtje	1
Halfnatuurlijk grasland	80	purperstreeppearelmoervlinder	1
Halfnatuurlijk grasland	60	tijmblauwtje	1
Halfnatuurlijk grasland	88	veldparelmoervlinder	1
Halfnatuurlijk grasland	77	Zilveren maan	1
Halfnatuurlijk grasland	4	Zwartsprietdikkopje	
Heide	12	Aardbeivlinder	1
Heide	101	Bruin zandoogje	
Heide	44	Bruine vuurvinder	1
Heide	82	Duinparelmoervlinder	1
Heide	57	Gentiaanblauwtje	1
Heide	35	Groentje	
Heide	7	Groot dikkopje	
Heide	84	Grote parelmoervlinder	1
Heide	49	Heideblauwtje	1
Heide	106	Heivlinder	1
Heide	98	Hooibeestje	
Heide	107	Kleine heivlinder	1
Heide	6	Kommavinder	1
Heide	100	Oranje zandoogje	
Heide	97	Tweekleurig hooibeestje	1
Heide	50	Vals heideblauwtje	1
Heide	51	Veenbesblauwtje	1
Heide	76	Veenbespaarlmoervlinder	
Heide	99	Veenhooibeestje	1
Open duin	12	Aardbeivlinder	1
Open duin	92	Argusvlinder	
Open duin	52	Bruin blauwtje	1
Open duin	101	Bruin zandoogje	

Ecosysteemtype	Code	Soort	Doelsoort
Open duin	82	Duinparelmoervlinder	1
Open duin	57	Gentiaanblauwtje	1
Open duin	7	Groot dikkopje	
Open duin	84	Grote parelmoervlinder	1
Open duin	49	Heideblauwtje	1
Open duin	106	Heivlinder	1
Open duin	98	Hooibeestje	
Open duin	53	Icarusblauwtje	
Open duin	81	Kleine parelmoervlinder	1
Open duin	41	Kleine vuurvlinder	
Open duin	95	Koevinkje	
Open duin	6	Kommavvlinder	1
Open duin	33	Oranjetipje	
Open duin	4	Zwartsprietdikkopje	
Agrarisch gebied	92	Argusvlinder	
Agrarisch gebied	101	Bruin zandoogje	
Agrarisch gebied	62	Donker pimperlblauwtje	1
Agrarisch gebied	3	Geelsprietdikkopje	
Agrarisch gebied	7	Groot dikkopje	
Agrarisch gebied	98	Hooibeestje	
Agrarisch gebied	53	Icarusblauwtje	
Agrarisch gebied	41	Kleine vuurvlinder	
Agrarisch gebied	95	Koevinkje	
Agrarisch gebied	19	Koninginnenpage	1
Agrarisch gebied	100	Oranje zandoogje	
Agrarisch gebied	33	Oranjetipje	
Agrarisch gebied	88	veldparelmoervlinder	1
Agrarisch gebied	4	Zwartsprietdikkopje	

Verschenen documenten in de reeks Rapporten van de Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu sinds 2005

WOT-rapporten zijn verkrijgbaar bij het secretariaat van Unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu te Wageningen. T 0317 – 48 54 71; F 0317 – 41 90 00; E info.wnm@wur.nl

WOT-rapporten zijn ook te downloaden via de WOT-website www.wotnatuurenmilieu.wur.nl/

- 1 *Wamelink, G.W.W., J.G.M. van der Gref-van Rossum & R. Jochem (2005).* Gevoeligheid van LARCH op vegetatieverandering gesimuleerd door SUMO
- 2 *Broek, J.A. van den (2005).* Sturing van stikstof- en fosforverliezen in de Nederlandse landbouw: een nieuw mestbeleid voor 2030
- 3 *Schrijver, R.A.M., R.A. Groeneveld, T.J. de Koeijer & P.B.M. Berentsen (2005).* Potenties bij melkveebedrijven voor deelname aan de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer
- 4 *Henkens, R.J.H.G., S. de Vries, R. Jochem, R. Pouwels & M.J.S.M. Reijnen, (2005).* Effect van recreatie op broedvogels op landelijk niveau; Ontwikkeling van het recreatiemodel FORVISITS 2.0 en koppeling met LARCH 4.1
- 5 *Ehlert, P.A.I. (2005).* Toepassing van de basisvrachtbenadering op fosfaat van compost; Advies
- 6 *Veeneklaas, F.R., J.L.M. Donders & I.E. Salverda (2006).* Verrommeling in Nederland
- 7 *Kistenkas, F.H. & W. Kuindersma (2005).* Soorten en gebieden; Het groene milieurecht in 2005
- 8 *Wamelink, G.W.W. & J.J. de Jong (2005).* Kansen voor natuur in het veenweidegebied; Een modeltoepassing van SMART2-SUMO2, MOVE3 en BIODIV
- 9 *Runhaar, J., J. Clement, P.C. Jansen, S.M. Hennekens, E.J. Weeda, W. Wamelink, E.P.A.G. Schouwenberg (2005).* Hotspots floristische biodiversiteit
- 10 *Cate, B. ten, H. Houweling, J. Tersteeg & I. Verstegen (Samenstelling) (2005).* Krijgt het landschap de ruimte? – Over ontwikkelen en identiteit
- 11 *Selnes, T.A., F.G. Boonstra & M.J. Bogaardt (2005).* Congruentie van natuurbeleid tussen bestuurslagen
- 12 *Leneman, H., J. Vader, E. J. Bos en M.A.H.J. van Bavel (2006).* Groene initiatieven in de aanbidding. Kansen en knelpunten van publieke en private financiering
- 13 *Kros, J. P. Groenendijk, J.P. Mol-Dijkstra, H.P. Oosterom, G.W.W. Wamelink (2005).* Vergelijking van SMART2SUMO en STONE in relatie tot de modellering van de effecten van landgebruikverandering op de nutriëntenbeschikbaarheid
- 14 *Brouwer, F.M, H. Leneman & R.G. Groeneveld (2007).* The international policy dimension of sustainability in Dutch agriculture
- 15 *Vreke, J., R.I. van Dam & F.H. Kistenkas (2005).* Provinciaal instrumentarium voor groenrealisatie
- 16 *Dobben, H.F. van, G.W.W. Wamelink & R.M.A. Wegman (2005).* Schatting van de beschikbaarheid van nutriënten uit de productie en soortensamenstelling van de vegetatie. Een verkennende studie
- 17 *Groeneveld, R.A. & D.A.E. Dirks (2006).* Bedrijfseconomische effecten van agrarisch natuurbeheer op melkveebedrijven; Perceptie van deelnemers aan de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer
- 18 *Hubeek, F.B., F.A. Geerling-Eiff, S.M.A. van der Kroon, J. Vader & A.E.J. Wals (2006).* Van adoptie tot duurzame stadswijk; Natuur- en milieueducatie in de praktijk
- 19 *Kuindersma, W., F.G. Boonstra, S. de Boer, A.L. Gerritsen, M. Pleijte & T.A. Selnes (2006).* Evalueren in interactie. De mogelijkheden van lerende evaluaties voor het Milieu- en Natuurplanbureau
- 20 *Koeijer, T.J. de, K.H.M. van Bommel, M.L.P. van Esbroek, R.A. Groeneveld, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen & M.N. van Wijk (2006).* Methodiekontwikkeling kosteneffectiviteit van het natuurbeleid. De realisatie van het natuurdoel 'Natte Heide'
- 21 *Bommel, S. van, N.A. Aarts & E. Turnhout (2006).* Over betrokkenheid van burgers en hun perspectieven op natuur
- 22 *Vries, S. de & Boer, T.A. de, (2006).* Toegankelijkheid agrarisch gebied voor recreatie: bepaling en belang. Veldinventarisatie en onderzoek onder in- en omwonenden in acht gebieden
- 23 *Pouwels, R., H. Sierdsema & W.K.R.E. van Wingerden (2006).* Aanpassing LARCH; maatwerk in soortmodellen
- 24 *Buijs, A.E., F. Langers & S. de Vries (2006).* Een andere kijk op groen; beleving van natuur en landschap in Nederland door allochtonen en jongeren
- 25 *Neven, M.G.G., E. Turnhout, M.J. Bogaardt, F.H. Kistenkas & M.W. van der Zouwen (2006).* Richtingen voor Richtlijnen; implementatie Europese Milieuriichtlijnen, en interacties tussen Nederland en de Europese Commissie
- 26 *Hoogland, T. & J. Runhaar (2006).* Neerschaling van de freatische grondwaterstand uit modelresultaten en de Gt-kaart
- 27 *Voskuilen, M.J. & T.J. de Koeijer (2006).* Profiel deelnemers agrarisch natuurbeheer
- 28 *Langeveld, J.W.A. & P. Henstra (2006).* Waar een wil is, is een weg; succesvolle initiatieven in de transitie naar duurzame landbouw
- 29 *Kolk, J.W.H. van der, H. Korevaar, W.J.H. Meulenkamp, M. Boekhoff, A.A. van der Maas, R.J.W. Oude Loohuis & P.J. Rijk (2007).* Verkenningen duurzame landbouw. Doorwerking van wereldbeelden in vier Nederlandse regio's
- 30 *Vreke, J., M. Pleijte, R.C. van Apeldoorn, A. Corporaal, R.I. van Dam & M. van Wijk (2006).* Meerwaarde door gebiedsgerichte samenwerking in natuurbeheer?
- 31 *Groeneveld, R.A., R.A.M. Schrijver & D.P. Rudrum (2006).* Natuurbeheer op veebedrijven: uitbreiding van het bedrijfsmodel FIONA voor de Subsidieregeling Natuurbeheer

- 32 Nieuwenhuizen, W., M. Pleijte, R.P. Kranendonk & W.J. de Regt (2008). Ruimte voor bouwen in het buitengebied; de uitvoering van de oude Wet op de Ruimtelijke Ordening (WRO) in de praktijk
- 33 Boonstra, F.G., W.W. Buunk & M. Pleijte (2006). Governance of nature. De invloed van institutionele veranderingen in natuurbeleid op de betekenisverlening aan natuur in het Drents-Friese Wold en de Cotswolds
- 34 Koomen, A.J.M., G.J. Maas & T.J. Weijsschede (2007). Veranderingen in lijnvormige cultuurhistorische landschapselementen; Resultaten van een steekproef over de periode 1900-2003
- 35 Vader, J. & H. Leneman (redactie) (2006). Draggers landelijk gebied; Achtergronddocument bij Natuurbalans 2006
- 36 Bont, C.J.A.M. de, C. van Bruchem, J.F.M. Helming, H. Leneman & R.A.M. Schrijver (2007). Schaalvergroting en verbreding in de Nederlandse landbouw in relatie tot natuur en landschap
- 37 Gerritsen, A.L., A.J.M. Koomen & J. Kruit (2007). Landschap ontwikkelen met kwaliteit; een methode voor het evalueren van de rijksbijdrage aan een beleidsstrategie
- 38 Luijt, J. (2007). Strategisch gedrag grondeigenaren; Van belang voor de realisatie van natuurdoelen.
- 39 Smits, M.J.W. & F.A.N. van Alebeek, (2007). Biodiversiteit en kleine landschapselementen in de biologische landbouw; Een literatuurstudie.
- 40 Goossen, C.M. & J. Vreke. (2007). De recreatieve en economische betekenis van het Zuiderpark in Den Haag en het Nationaal Park De Hoge Veluwe
- 41 Cotteleer, G., Luijt, J., Kuhlman, J.W. & C. Gardebroek, (2007). Oorzaken van verschillen in grondprijzen. Een hedonische prijsanalyse van de agrarische grondmarkt
- 42 Ens B.J., N.M.J.A. Dankers, M.F. Leopold, H.J. Lindeboom, C.J. Smit, S. van Breukelen & J.W. van der Schans (2007). International comparison of fisheries management with respect to nature conservation
- 43 Janssen, J.A.M. & A.H.P. Stumpel (red.) (2007). Internationaal belang van de nationale natuur; Ecosystemen, Vaatplanten, Mossen, Zoogdieren, Reptielen, Amfibieën en Vissen
- 44 Borgstein, M.H., H. Leneman, L. Bos-Gorter, E.A. Brasser, A.M.E. Groot & M.F. van de Kerkhof (2007). Dialogen over verduurzaming van de Nederlandse landbouw. Ambities en aanbevelingen vanuit de sector
- 45 Groot, A.M.E., M.H. Borgstein, H. Leneman, M.F. van de Kerkhof, L. Bos-Gorter & E.A. Brasser (2007). Dialogen over verduurzaming van de Nederlandse landbouw. Gestructureerde sectordialogen als onderdeel van een monitoringsmethodiek
- 46 Rijn, J.F.A.T. van & W.A. Rienks (2007). Blijven boeren in de achtertuin van de stedeling; Essays over de duurzaamheid van het platteland onder stedelijke druk: Zuidoost-Engeland versus de provincie Parma
- 47 Bakker, H.C.M. de, C.S.A. van Koppen & J. Vader (2007). Het groene hart van burgers; Het maatschappelijk draagvlak voor natuur en natuurbeleid
- 48 Reinhard, A.J., N.B.P. Polman, R. Michels & H. Smit (2007). Baten van de Kaderrichtlijn Water in het Friese Merengebied; Een interactieve MKBA vingeroefening
- 49 Ozinga, W.A., M. Bakkenes & J.H.J. Schaminée (2007). Sensitivity of Dutch vascular plants to climate change and habitat fragmentation; A preliminary assessment based on plant traits in relation to past trends and future projections
- 50 Woltjer, G.B. (met bijdragen van R.A. Jongeneel & H.L.F. de Groot) (2007). Betekenis van macro-economische ontwikkelingen voor natuur en landschap. Een eerste oriëntatie van het veld
- 51 Corporaal, A., A.H.F. Stortelder, J.H.J. Schaminée en H.P.J. Huiskes (2007). Klimaatverandering, een nieuwe crisis voor onze landschappen ?
- 52 Oerlemans, N., J.A. Guldemond & A. Visser (2007). Meerwaarde agrarische natuurverenigingen voor de ecologische effectiviteit van Programma Beheer; Ecologische effectiviteit regelingen natuurbeheer: Achtergrondrapport 3
- 53 Leneman, H., J.J. van Dijk, W.P. Daamen & J. Geelen (2007). Marktonderzoek onder grondeigenaren over natuuraanleg: methoden, resultaten en implicaties voor beleid. Achtergronddocument bij 'Evaluatie omslag natuurbeleid'
- 54 Velthof, G.L. & B. Fraters (2007). Nitraatuitspoeling in duinzand en lössgronden.
- 55 Broek, J.A. van den, G. van Hofwegen, W. Beekman & M. Woittiez (2007). Options for increasing nutrient use efficiency in Dutch dairy and arable farming towards 2030; an exploration of cost-effective measures at farm and regional levels
- 56 Melman, Th.C.P., C. Grashof-Bokdam, H.P.J. Huiskes, W. Bijkerk, J.E. Plantinga, Th. Jager, R. Haveman & A. Corporaal (2007). Veldonderzoek effectiviteit natuurgericht beheer van graslanden. Ecologische effectiviteit regelingen natuurbeheer: Achtergrondrapport 2
- 57 Bakel, P.J.T. van, H.Th.L. Massop, J.G. Kroes, J. Hoogewoud, R. Pastoors, & T. Kroon (2008). Actualisatie hydrologie voor STONE 2.3. Aanpassing randvoorwaarden en parameters, koppeling tussen NAGROM en SWAP, en plausibiliteitstoets
- 58 Brus, D.J. & G.B.M. Heuvelink (2007). Towards a Soil Information System with quantified accuracy. Three approaches for stochastic simulation of soil maps
- 59 Verburg, R.W. H. Leneman, B. de Knecht & J. Vader (2007). Beleid voor particulier natuurbeheer bij provincies. Achtergronddocument bij 'Evaluatie omslag natuurbeleid'
- 60 Groenestein, C.M., C. van Bruggen, P. Hoeksma, A.W. Jongbloed & G.L. Velthof (2008). Nadere beschouwing van stalbalansen en gasvormige stikstofverliezen uit de intensieve veehouderij
- 61 Dirkx, G.H.P., F.J.P. van den Bosch & A.L. Gerritsen (2007). De weerbarstige werkelijkheid van ruimtelijke ordening. Casuïstiek Natuurbalans 2007
- 62 Kamphorst, D.A. & T. Selnes (2007). Investeringsbudget Landelijk Gebied in natuurbeleid. Achtergrond-document bij Natuurbalans 2007
- 63 Aarts, H.F.M., G.J. Hilhorst, L. Sebek, M.C.J. Smits, J. Oenema (2007). De ammoniakemissie van de Nederlandse melkveehouderij bij een management gelijk aan dat van de deelnemers aan 'Koeien & Kansen'

- 64 Vries, S. de, T.A. de Boer, C.M. Goossen & N.Y. van der Wulp (2008). De beleving van grote wateren; de invloed van een aantal 'man-made' elementen onderzocht
- 65 Overbeek, M.M.M., B.N. Somers & J. Vader (2008). Landschap en burgerparticipatie.
- 66 Hoogeveen, M.W., H.H. Luesink, J.N. Bosma (2008). Synthese monitoring mestmarkt 2006.
- 67 Slangen, L.H.G., N. B.P. Polman & R. A. Jongeneel (2008). Natuur en landschap van rijk naar provincie; delegatie door Investeringsbudget Landelijk Gebied (ILG).
- 68 Klijn, J.A., m.m.v. M.A. Slingerland & R. Rabbinge (2008). Onder de groene zoden: verdwijnt de landbouw uit Nederland en Europa? Feiten, cijfers, argumenten, verwachtingen, zoekrichtingen voor oplossingen.
- 69 Kamphorst, D.A., M. Pleijte, F.H. Kistenkas & P.H. Kersten (2008). Nieuwe Wet ruimtelijke ordening: nieuwe bestuurscultuur? Voorgenomen provinciale inzet van de nieuwe Wet ruimtelijke ordening (Wro) voor het landelijk gebied.
- 70 Velthof, G.L., C. van Bruggen, C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen, J.F.M. Huijsmans (2009). Methodiek voor berekening van ammoniakemissie uit de landbouw in Nederland
- 71 Bakker, H.C.M., J.C. Dagevos & G. Spaargaren (2008). Duurzaam consumeren; Maatschappelijke context en mogelijkheden voor beleid
- 72 Hoogeveen, M.W., H.H. Luesink, J.N. Bosma (2008). Synthese monitoring mestmarkt 2007.
- 73 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 & M.N. van Wijk (2008). Kosteneffectiviteit terrestrische Ecologische Hoofdstructuur; Een eerste verkenning van mogelijke toepassingen.
- 74 Boer, S. de, W. Kuindersma, M.W. van der Zouwen, J.P.M. van Tatenhove (2008). De Ecologische Hoofdstructuur als gebiedsopgave. Bestuurlijk vermogen, dynamiek en diversiteit in het natuurbeleid
- 75 Wulp, N.Y. van der (2008). Belevingswaardenmonitor Nota Ruimte 2006; Nulmeting Landschap naar Gebieden
- 76 Korevaar, H., W.J.H. Meulenkamp, H.J. Agricola, R.H.E.M. Geerts, B.F. Schaap en J.W.H. van der Kolk (2008). Kwaliteit van het landelijk gebied in drie Nationale Landschappen
- 77 Breeman, G.E. en A. Timmermans (2008). Politiek van de aandacht voor milieubeleid; Een onderzoek naar maatschappelijke dynamiek, politieke agenda-vorming en prioriteiten in het Nederlandse Milieubeleid
- 78 Bommel, S. van, E. Turnhout, M.N.C. Aarts & F.G. Boonstra (2008). Policy makers are from Saturn, Citizens are from Uranus; Involving citizens in environmental governance in the Drentsche Aa area
- 79 Aarts, B.G.W., L. van den Bremer, E.A.J. van Winden en T.K.G. Zoetebier (2008). Trendinformatie en referentiewaarden voor Nederlandse kustvogels
- 80 Schrijver, R.A.M., D.P. Rudrum & T.J. de Koeijer (2008). Economische inpasbaarheid van natuurbeheer bij graasdierbedrijven
- 81 Densen, W.L.T. van & M.J. van Overzee (2008). Vijftig jaar visserij en beheer op de Noordzee
- 82 Meesters, H.W.G., R. ter Hofstede, C.M. Deerenberg, J.A.M. Craeymeersch, I.G. de Mesel, S.M.J.M. Brasseur, P.J.H. Reijnders en R. Witbaard (2008). Indicator system for biodiversity in Dutch marine waters; II Ecoprofiles of indicator species for Wadden Sea, North Sea and Delta area
- 83 Verburg, R.W., H. Leneman, K.H.M. van Bommel en J. van Dijk (2008). Helpt boeren de Nationale Landschappen? Een empirische analyse van de landbouw en haar effecten op kernkwaliteiten
- 84 Slangen, L.H.G., R.A. Jongeneel, N.B.P. Polman, J.A. Guldmond, E.M. Hees en E.A.P. van Well (2008). Economische en ecologische effectiviteit van gebiedscontracten
- 85 Schröder, J.J., J.C. van Middelkoop, W. van Dijk en G.L. Velthof (2008). Quick scan Stikstofwerking van dierlijke mest. Actualisering van kennis en de mogelijke gevolgen van aangepaste forfaits
- 86 Hoogeveen, M.W. en H.H. Luesink (2008). Synthese monitoring mestmarkt 2008
- 87 Langers, F., J. Vreke (2008). De recreatieve betekenis van de Ecologische Hoofdstructuur. Bijdrage van de EHS aan recreatief gebruik, beleving en identiteit
- 88 Padt, F.J.G., F.G. Boonstra en M.A. Reudink (2008). De betekenis van duurzaamheid in gebiedsgericht beleid
- 89 Hoogland, T., G.B.M. Heuvelink, M. Knotters (2008). De seizoensfluctuatie van de grondwaterstand in natuurgebieden vanaf 1985 in kaart gebracht
- 90 Bouwma, I.M., D.A. Kamphorst, R. Beunen & R.C. van Apeldoorn (2008). Natura 2000 Benchmark; A comparative analysis of the discussion on Natura 2000 management issues
- 91 Vries, S. de, J. Maas & H. Kramer, 2009. Effecten van nabije natuur op gezondheid en welzijn; mogelijke mechanismen achter de relatie tussen groen in de woonomgeving en gezondheid
- 92 Meesters, H.W.G., A.G. Brinkman, W.E. van Duin, H.J. Lindeboom, S. van Breukelen, 2009. Graadmeterstelsel Biodiversiteit zoute wateren. I. Beleidskaders en indicatoren.
- 93 Pleijte, M., J. Vreke, F.J.P. van den Bosch, A.L. Gerritsen, R.P. Kranendonk & P.H. Kersten, 2009. Verdrogingsbestrijding in het tijdperk van het Investeringsbudget Landelijk Gebied. Tussen government en governance
- 94 Gaast, J.W.J. van der, H.Th. Massop & H.R.J. Vroon, 2009. Actuele grondwaterstandsituatie in natuurgebieden. Een pilotstudie
- 95 Breman, B.C., J. Luttik, J. Vreke, 2009. De aantrekkingskracht van het Nederlandse landschap. Een verkenning naar de relatie tussen ruimtelijke factoren en inkomend toerisme
- 96 Jongeneel, R., H. Leneman (redactie), J. Bremmer, V.G.M. Linderhof, R. Michels, N.B.P. Polman & A.B. Smit, 2009. Economische en sociale gevolgen van milieu- en natuurwetgeving; Ontwikkeling evaluatiekader en checklist
- 97 Meesters, H.W.G., R. ter Hofstede, I. De Mesel, J.A. Craeymeersch, C. Deerenberg, P.J.H. Reijnders, S.M.J.M. Brasseur & F. Fey, 2009. De toestand van de zoute natuur in Nederland. Vissen, benthos en zeezoogdieren

- 98 *Pouwels, R., M.J.S.M. Reijnen, M.F. Wallis de Vries, A. van Kleunen, H. Kuipers, J.G.M. van der Greft, 2009. Water-, milieu- en ruimtecondities fauna: implementatie in LARCH*
- 99 *Luttik, J., B. Breman, F. van den Bosch en J. Vreke 2009. Landschap als blinde vlek; een verkenning naar de relatie tussen ruimtelijke factoren en het vestigingsgedrag van buitenlandse bedrijven*
- 100 *Vries, S. de, 2009. Beleving & recreatief gebruik van natuur en landschap; naar een robuuste en breed gedragen set van indicatoren voor de maatschappelijke waardering van natuur en landschap*
- 101 *Adriaanse, P.I. & W.H.J. Beltman, 2009. Transient water flow in the TOXSWA model (FOCUS versions): concepts and mathematical description*
- 102 *Hazeu, G.W., J. Oldengarm, J. Clement, H. Kramer, M.E. Sanders, A.M. Schmidt & I. Woltjer, 2009. Verfijning van de Basiskaart Natuur; segmentatie van luchtfoto's en het gebruik van het Actueel Hoogtebestand Nederland in duingebieden*
- 103 *Smits, M.J.W., M.J. Bogaardt & T. Selnes, 2009. Natuurbeheer in internationaal perspectief; blik op Nederland, Denemarken en Engeland*
- 104 *Schmidt, A.M. & L.A.E. Vullings, 2009. Advies over de kwaliteitsborging van de Monitor Agenda Vitaal Platteland*
- 105 *Boone, J.A. & M.A. Dolman (red.), 2010. Duurzame Landbouw in Beeld 2010; Resultaten van de Nederlandse land- en tuinbouw op het gebied van People, Planet en Profit*
- 106 *Borgstein, M.H. A.M.E. Groot, E.J. Bos, A.L. Gerritsen, P. van der Wielen J.W.H. van der Kolk, 2010. Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw; Percepties over voortgang, knelpunten en handelingsopties voor functionele agrobiodiversiteit, gesloten voer-mest kringlopen en integraal duurzame stallen*
- 107 *Bos, J.F.F.P., H. Sierdsema, H. Schekkerman & C.W.M. van Scharenburg, 2010. Een Veldleeuwierik zingt niet voor niets! Schatting van kosten van maatregelen voor akkervogels in de context van een veranderend Gemeenschappelijk Landbouwbeleid*
- 108 *Wamelink, G.W.W., W. Akkermans, D.J. Brus, G.B.M. Heuvelink, J.P. Mol-Dijkstra & E.P.A.G. Schouwenberg, 2010. Uncertainty analysis of SMART2-SUMO2-MOVE4, the soil and vegetation model chain of the Nature Planner*
- 109 *Boer, T.A. & M. de Groot, 2010. Belevingswaardenmonitor Nota Ruimte 2009. Eerste herhalingsmeting landschap en groen in en om de stad*
- 110 *Reijnen, M.J.S.M., A. van Hinsberg, M.L.P. van Esbroek, B. de Knecht, R. Pouwels, S. van Tol & J. Wiertz, 2010. Natuurwaarde 2.0 land. Graadmeter natuurkwaliteit landecosystemen voor nationale beleidsdoelen*

Wot
Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

