

RIVM rapport 408657005

Natuurgraadmeters voor de behoudoptiek

B.J.E. ten Brink, A. van Strien², A. van Hinsberg
M.J.S.M. Reijnen¹, J. Wiertz, J.R.M. Alkemade,
H.F. van Dobben¹, L.W.G. Higler¹,
B.J.H. Koolstra¹, W. Ligtoet, M. van der Peijl³,
S. Semmekrot⁴

oktober 2000

¹Alterra; ²CBS; ³ESM; ⁴DHV



Centraal Bureau voor de Statistiek



ALTERRA

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het Natuurplanbureau en de Directie van het RIVM, en is uitgevoerd in het kader van de projecten S/408657, Milieu en Natuur van het RIVM; 325.35146, Graadmeters Natuurwaarde Terrestrisch van Alterra; en 325.35147, Graadmeters Aquatische Ecosystemen van RIVM en Alterra.

Abstract

This report presents four supplementary operational indicators, established to support national policy makers on nature conservation. These are:

1. Natural Capital Index
2. Species Group Trend Index
3. Red List Indicator
4. Target Achievement Indicator of the Ecological Main Network

The Natural Capital Index provides information on the state of natural and agricultural ecosystems and the extent into which men affect them in modern, industrial times. The Natural Capital Index is defined as the product of the size of an area and its quality. Ecosystem quality is defined as ratio between the current state and a particular baseline state, expressed as percentage. The Natural Capital Index can be determined for the entire country, for physical-geographical regions such as the sea clay area, and also for major habitat types such as forests, dunes and agriculture.

The Species Group Trend Index and Red List Indicator provide supplementary information at the species level. The former represents the trends of species groups since 1950. The latter reflects a measure of the degree to which species are threatened and face extinction.

The Target Achievement Indicator provides information on the degree to which specific policy targets are met in realising the Ecological Main Network, both in terms of area and quality. This indicator is not yet operational, however, will be further developed with the Expertise Centre LNV.

Voorwoord

Het ontwerpen van graadmeters voor het wel en wee van de natuur heeft een lange historie. Met de oprichting van het Natuurplanbureau is de behoefte aan concrete graadmeters in Nederland nog groter geworden. In dit rapport zijn een aantal nationale en internationale ontwikkelingen bijeen gebracht en bewerkt tot een operationeel graadmeterstelsel voor de natuur vanuit de natuurbehoudoptiek. Hiermee kan het nationale milieu-, natuur-, water- en ruimtelijk beleid worden ondersteund. Het gaat om de Natuurwaarde, de Soortgroep Trend Index, de Rode Lijst Indicator en de EHS-doelrealisatiegraadmeter.

De *Natuurwaarde* is een verdere operationalisering van natuurwaarderingsmethodieken voor terrestrische ecosystemen en rijkswateren, eerder ontwikkeld bij de ministeries van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij en Verkeer en Waterstaat. Gelijktijdig maakt de Natuurwaarde ook internationaal een ontwikkeling door als universele graadmeter voor de toestand van de natuur in het Biodiversiteitsverdrag en in OECD-verband.

De *Soortgroep Trend Index* en *Rode Lijst Indicator* zijn een verdere uitwerking van graadmeters van het CBS. Het CBS publiceert jaarlijks in samenwerking met de particuliere gegevensleverende organisaties (pgo's) indexcijfers van soorten en soortgroepen en streeft naar bundeling van deze informatie in kengetallen.

De *EHS-doelrealisatiegraadmeter* is een verdere operationalisering van de natuurdoeltypen gericht op toetsing van de Ecologische Hoofdstructuur-beleidsdoelen. Over de precieze invulling zal met het ministerie van LNV verder worden overlegd.

Hoewel er met dit rapport een forse stap voorwaarts wordt gezet zijn de natuurgraadmeters niet af. Dynamiek in beleid en wetenschap zullen ook in de toekomst nog tot ontwikkelingen en verbeteringen van de graadmeters leiden. Met het RIZA en het RIKZ zullen bovengenoemde graadmeters nader vorm worden gegeven voor de rijks- en regionale watersystemen in aansluiting op de Europese Kaderrichtlijn Water.

Dit rapport is in gezamenlijkheid opgesteld door B.J.E. ten Brink, A. van Hinsberg, J. Wiertz, W. Ligtoet en J.R.M. Alkemade van het RIVM, M.J.S.M. Reijnen, H.F. van Dobben, L.W.G. Higler, B.J.H. Koolstra van Alterra, A van Strien van het CBS, M. van der Peijl van bureau ESM en S. Semmekrot van bureau DHV.

Er is dankbaar gebruik gemaakt van de opmerkingen en suggesties van P. Latour (RIZA), S. Cramer (RIKZ), J. Notenboom, D. Verkaar, R. Oostenbrugge (Natuurplanbureau), D. Bal, W. Wiersinga, A. Bertoen, J. Thissen (Expertise Centrum LNV), en van de kennis en ervaring van de particuliere gegevensleverende organisaties (pgo's) en vele andere, niet nader genoemde personen.

Hoofd Natuurplanbureau
Dr. L.C. Braat

Inhoud

SAMENVATTING	7
1. INLEIDING	9
1.1 AANLEIDING.....	9
1.2 DOEL	9
1.3 AANPAK	9
2. WENSEN VAN HET BELEID EN HET NATUURPLANBUREAU	11
2.1 KERNSET GRAADMETERS VAN HET PLANBUREAU.....	11
2.2 NATUURBEHOUDMOTIEVEN	12
2.3 TOETSBARE BELEIDSDOELSTELLINGEN	13
2.4 PROGRAMMA VAN EISEN GRAADMETERS NATUURBEHOUD	14
3. NATUURWAARDERINGSGRONDSLAGEN EN EEN KEUZE.....	17
3.1 GANGBARE WAARDERINGSGRONDSLAGEN.....	17
3.2 GANGBARE GRAADMETERS	18
3.2.1 Soortenrijkdom.....	18
3.2.2 Aantal per soort	20
3.2.3 Zeldzaamheid	21
3.2.4 Natuurlijkheid/Compleetheid.....	23
3.3 TOETSING AAN PROGRAMMA VAN EISEN	26
3.4 CONCLUSIES	28
4. ALGEMENE PRINCIPES VAN NATUUR WAARDEREN MET REFERENTIES, VOLGENS HET EKI-CONCEPT	29
4.1 DOEL, UITGANGSPUNTEN EN INTERNATIONALE CONTEXT	29
4.2 HET PRINCIPE VAN ECOSYSTEEMKWANTITEIT EN -KWALITEIT	30
4.3 KEUZE VAN ECOSYSTEEMVARIABLEN ALS KWALITEITSMaat	31
4.4 REFERENTIES.....	31
4.5 TIJD- EN RUIMTESCHAAL.....	32
4.6 BEREKENINGSWIJZE	33
5. NATUURWAARDE.....	35
5.1 DEFINITIE GEDOMESTICEERDE EN NIET-GEDOMESTICEERDE GEBIEDEN.....	35
5.2 PRAGMATISCHE KEUZE VAN REFERENTIES	35
5.3 GEBIEDSEENHEDEN: NATUURTYPEN PER FYSISCH-GEOGRAFISCHE REGIO	37
5.4 SELECTIE VAN SOORTEN.....	41
5.5 AGGREGATIE NAAR HET NIVEAU VAN SOORTGROEPEN EN NATUURTYPEN	45
5.5.1 Ongetrapte of getrapte aggregatie van soorten tot soortgroepen.....	46
5.5.2 Meetkundig of rekenkundig middelen, mét of zonder afskap?	47
5.6 AGGREGATIE NAAR HET NIVEAU VAN FGR EN LANDELIJK.....	47
6. EHS-DOELREALISATIEGRAADMETER.....	49
6.1 NATUURDOELTYPEN	49
6.1.1 Uitgangspunten en opzet natuurdoeltypen.....	49
6.1.2 Beleidsevaluatie en knelpunten	50
6.2 NAAR EEN EHS-DOELREALISATIEGRAADMETER	51
6.2.1 Gebiedsdefinitie en gebiedseenheden.....	51
6.2.2 Referenties en doelen	51
6.2.3 Selectie van soorten	52

6.2.4	<i>Aggregatie en evaluatie</i>	52
7.	SOORTGROEP TREND INDEX EN RODE LIJST INDICATOR	54
7.1	SOORTGROEP TREND INDEX	54
7.2	RODE LIJST INDICATOR	55
7.2.1	<i>De Rode Lijst Indicator volgens Natuurverkenning 1997</i>	55
7.2.2	<i>Aangepaste Rode Lijst Indicator</i>	55
8.	OVEREENKOMSTEN EN VERSCHILLEN TUSSEN GRAADMETERS	57
9.	EINDBEELDEN EN BELEIDSMATIGE AANSLUITING	59
9.1	ILLUSTRATIES EHS-DOELREALISATIEGRAADMETER	59
9.1.1	<i>EHS-areaaldoelstellingen (zonder kwaliteit)</i>	59
9.1.2	<i>EHS-doelrealisatie mét kwaliteit</i>	60
9.2	ILLUSTRATIES NATUURWAARDE	61
9.3	ILLUSTRATIES SOORTGROEP TREND INDEX EN RODE LIJST INDICATOR	63
9.3.1	<i>Soortgroep Trend Index</i>	63
9.3.2	<i>Rode Lijst Indicator</i>	65
9.4	NATUURWAARDEN IN RELATIE TOT MILIEU, RUIMTE EN BEHEER.....	65
10.	NABESCHOUWING EN AANBEVELINGEN	67
10.1	ALGEMEEN	67
10.2	NATUURWAARDE	67
10.2.1	<i>Ontwerp</i>	67
10.2.2	<i>Uitvoering</i>	69
10.3	EHS-DOELREALISATIE GRAADMETER.....	70
10.4	SOORTGROEP TREND INDEX	70
10.5	RODE LIJST INDICATOR	71
	LITERATUUR	72
	BIJLAGE 1: BEGRIPPENLIJST	81
	BIJLAGE 2: NATUURTYPEN EN DAARIN OPGENOMEN NATUURDOELTYPEN	84
	BIJLAGE 3: GESELECTEERDE PLANTEN- EN DIERSOORTEN VOOR NATUURWAARDE .	87
	BIJLAGE 4: BEREKENINGSGRONDSLAG NATUURWAARDE	99
	BIJLAGE 5 VERZENDLIJST	107

Samenvatting

In dit rapport zijn vier operationele graadmeters uitgewerkt waarmee het nationale natuurbeleid kan worden ondersteund in producten van het Natuur- en Milieuplanbureau:

1. Natuurwaarde *“hoe staan de ecosystemen er als geheel voor?”*
2. Soortgroep Trend Index *“hoe gaat het met de vogels, vlinders, ... ?”*
3. Rode Lijst Indicator *“zijn er nog veel soorten bedreigd?”*
4. EHS-doelrealisatiegraadmeter *“hoe gaat het met de bijzondere natuur?”*

De Natuurwaarde geeft een beeld van het “ecologisch kapitaal” in natuurlijk gebied, agrarisch gebied en stad. De Natuurwaarde is afgeleid van de omvang van het beschouwde areaal en de kwaliteit er van. Het areaal wordt bepaald als percentage van het oppervlak van Nederland. De kwaliteit van natuurlijke gebieden wordt bepaald aan de hand van hun natuurlijkheid en die van agrarische gebieden aan de hand van het soortenrijke agrarisch landschap zoals dat werd aangetroffen in de periode rond het jaar 1950. De Natuurwaarde kan worden bepaald voor het gehele land, voor fysisch-geografische regio's en voor afzonderlijke *natuurtypen* zoals “bos, heide en moerassen”. De graadmeter is relevant voor zowel de signalering- als verkenningsfunctie van het Natuur- en Milieuplanbureau.

De Soortgroep Trend Index en de Rode Lijst Indicator geven aanvullende informatie op het niveau van soorten. Zij geven een beeld van respectievelijk de trend van soortgroepen sinds 1950 en van de mate waarin soorten in Nederland dreigen uit te sterven. De Soortgroep Trend Index is relevant voor zowel de signalering- als verkenningsfunctie op verschillende ruimtelijke schaalniveaus; de Rode Lijst Indicator voor de signaleringsfunctie op landelijke schaal.

De EHS-doelrealisatiegraadmeter geeft een beeld van de mate van realisatie van de doelen voor de Ecologische Hoofdstructuur. Deze zijn gevat in termen van areaal en kwaliteit op landelijk niveau en op het niveau van *natuurtypen* per fysisch-geografische regio zoals “bos op de hogere zandgronden” en “moerassen in het zeelegebieden”. Een fijnere resolutie tot op het schaalniveau van *natuurdoeltypen* blijkt op dit moment, vanwege de beperkingen van onder meer het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM), niet mogelijk. Deze graadmeter is relevant voor de evaluatiefunctie van het planbureau. Verdere precisering van deze graadmeter zal in overleg met het ministerie van LNV plaatsvinden.

Informatie op het fijnere schaalniveau van natuurdoeltypen vereist een aanzienlijke uitbreiding van het NEM met bijbehorende kosten. Voorts zijn in dat geval ook referentiewaarden op dit schaalniveau nodig. De beschikbare gegevens zullen hier beperkingen opleveren.

De vier graadmeters zijn bepaald op grond van de natuur- en milieubeleidwensen. Ze geven verschillende beoordelingen van hetzelfde gebied, gezien vanuit verschillende maatschappelijke naturopvattingen. Met elkaar geven zij een redelijk compleet en

genuanceerd beeld van de toestand van ecosystemen, waarbij de samenhang op zichzelf ook een bron van informatie is. De waardering vindt steeds plaats ten opzichte van een duidelijke gedefinieerde referentiesituatie of beleidsdoelstelling. Daarnaast is met operationele eisen rekening gehouden. Zo moeten natuurgraadmeters meetbaar, modelleerbaar en betaalbaar zijn.

Voor de rijks- en regionale watersystemen zullen bovengenoemde graadmeters nader vorm worden gegeven met het RIZA en het RIKZ, in aansluiting op de Europese Kaderrichtlijn Water die binnen enkele jaren van de lidstaten vraagt een waardering- en monitoringsysteem te implementeren.

Het RIVM, Alterra en het CBS hebben dit rapport gezamenlijk opgesteld.

1. Inleiding

1.1 Aanleiding

Het ministerie van LNV heeft het Natuurplanbureau verzocht een set van graadmeters te ontwikkelen als strategisch planbureau-instrument. Een graadmeter is een kengetal dat inzicht geeft in de toestand van de natuur, in een trend of in maatschappelijke aspecten die samenhangen met het milieu- en natuurbeleid. De directie Natuur van het ministerie heeft vanuit een aantal verschillende perspectieven graadmeters omschreven die zij graag ontwikkeld wilt zien¹. Vanuit het perspectief van de behoudsfunctie van natuur zijn dit “biodiversiteit EHS”, “biodiversiteit groene ruimte”, “landschap” en “ruimtelijke samenhang”. In dit rapport wordt een uitwerking gegeven van de eerste twee, waarvan de ontwikkeling met hoge prioriteit is aangemerkt, en die in samenhang met elkaar zijn ontwikkeld. Bij de ontwikkeling van deze graadmeters is rekening gehouden met het vigerende beleid en is geanticipeerd op ontwikkelingen in het kader van de voorbereiding van de nieuwe beleidsnota natuur (NBL21).

Het ministerie heeft het Natuurplanbureau nadrukkelijk verzocht om bij de ontwikkeling van graadmeters niet alleen aandacht te geven aan het inhoudelijke proces maar ook aan de ontwikkeling van draagvlak. Hierbij is het ontwikkelen van wetenschappelijk draagvlak een primaire taak van het planbureau en het maatschappelijk draagvlak een gedeelde verantwoordelijkheid van het ministerie en het planbureau. Het planbureau speelt derhalve een belangrijke rol bij de wetenschappelijke onderbouwing, maatschappelijke inbedding en operationalisering van de graadmeters. Dit rapport is een belangrijk middel om aan deze taken voor wat betreft de graadmeters biodiversiteit invulling te geven.

1.2 Doel

Het doel van dit rapport is het beschrijven en onderbouwen van een kwantitatief graadmeterstelsel voor de toestand van de natuur in Nederland. Bij het ontwerp van het stelsel wordt rekening gehouden met toepassing voor zowel *signaleren*, *verkennen* en *evalueren*. Met het graadmeterstelsel dienen beleidsvragen te worden beantwoord zoals: welk natuurwaarde is er nog over; waar liggen de belangrijkste waarden (de “parels of hot spots”); gaat de natuurwaarde voor of achteruit en wat zijn de oorzaken; welke natuurwinst valt te behalen, waar, en met welke maatregelen en tegen welke kosten; wat zijn daarmee kansrijke verbeteringsgebieden en wat zijn compensatiemogelijkheden?

1.3 Aanpak

Dit rapport is opgesteld door RIVM, Alterra en het CBS onder coördinatie van het Natuurplanbureau. Het RIZA, RIKZ en de particulier gegevensleverende organisaties (pgo's) zijn geraadpleegd. De basis voor de ontwikkeling van graadmeters als strategisch

¹ brief TRCN/1999/1253

planbureau-instrumentarium is neergelegd in het rapport “Naar graadmeters voor Natuurbalansen en Natuurverkenningen” (Reiling *et al.*, 1999). Dit is als uitgangspunt gehanteerd bij de uitwerking van graadmeters voor de toestand van de natuur.

Hoofdstuk 2 geeft een programma van eisen voor natuurgraadmeters dat het Ministerie van Landbouw Natuurbeheer en Visserij en het Natuurplanbureau hebben opgesteld. Hoofdstuk 3 geeft een algemeen literatuuroverzicht van de belangrijkste natuurgraadmeters. Deze graadmeters worden aan dit programma van eisen getoetst waarna vier graadmeters zijn geselecteerd. Deze graadmeters hangen samen met de verschillende natuuropvattingen in de samenleving. Alvorens deze vier graadmeters te beschrijven geeft hoofdstuk 4 de algemene principes van ecosysteemwaardering met behulp van referenties. Hoofdstuk 5 geeft een gedetailleerd ontwerp van de graadmeter Natuurwaarde. Deze geeft een representatief beeld van het wel en wee van de natuur in Nederland. Omdat deze de natuur als voorraadgrootheid beschouwt is deze graadmeter ook wel Ecologisch Kapitaal Index genoemd. Hoofdstuk 6 geeft een beschrijving van de EHS-doelrealisatiegraadmeter. Deze is specifiek gericht op een toetsing van de EHS-beleidsdoelstelling. Hoofdstuk 7 geeft een beschrijving van de Soortgroep Trend Index en Rode Lijst Indicator. Zij geven een beeld op soortniveau. Hoofdstuk 8 geeft een kort overzicht van overeenkomsten en verschillen tussen de graadmeters. Hoofdstuk 9 geeft illustraties van de graadmeters en hun beleidsmatige aansluiting. In hoofdstuk 10 worden zowel technisch-wetenschappelijke als beleidsmatige knelpunten aangegeven en voorstellen gegeven voor oplossingen. Bijlage 1 geeft een overzicht en beschrijving van de meest gehanteerde begrippen en afkortingen.

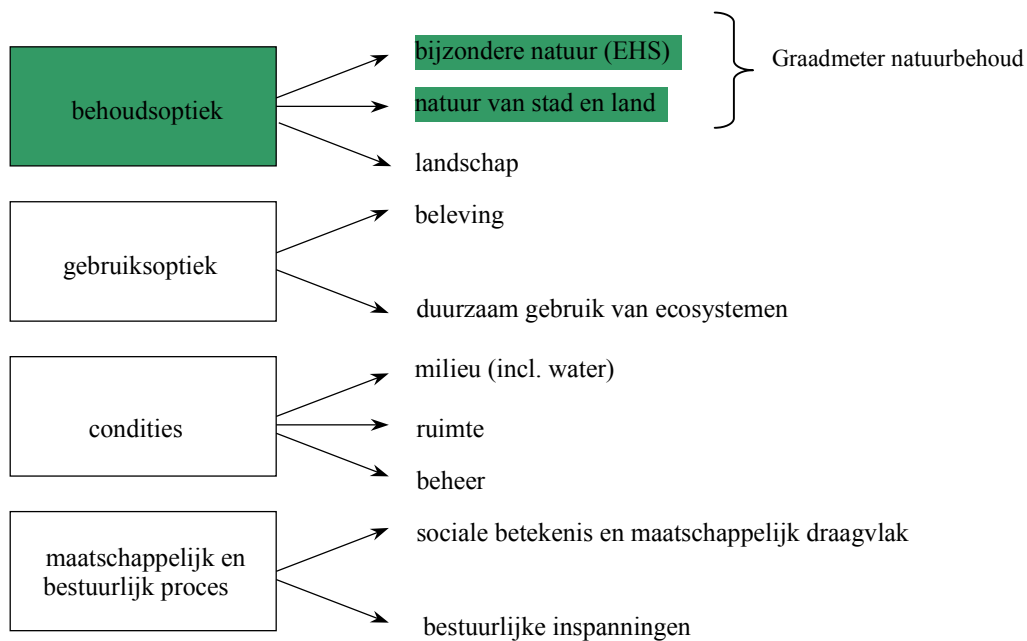
2. Wensen van het beleid en het Natuurplanbureau

2.1 Kernset graadmeters van het planbureau

Een kernset van graadmeters van het Natuurplanbureau dient beleidsmatig inzicht te geven in de voortgang en effectiviteit van de hoofdpunten van het natuurbeleid. Deze kernset van graadmeters wordt gebruikt om structureel informatie aan te reiken over natuur, bos en landschap in ruime zin. Het gaat hier om drie verschillende functies (Reiling et al., 1999):

- signaleringsfunctie, met zicht op achterliggende oorzaken en gevolgen
- ex-post en ex-ante beleidsevaluatie
- verkenningsfunctie, voor het weergeven van de effecten van scenario-studies.

Het planbureau heeft het type graadmeters gestructureerd volgens onderstaand schema (Figuur 1).



Figuur 1: Het Planbureau onderscheidt een 10-tal soorten graadmeters verdeeld over vier informatievelen ter ondersteuning en evaluatie van het landelijk natuurbeleid. De groene velden zijn onderwerp van dit rapport.

2.2 Natuurbehoudmotieven

Het natuurbeleid kent verschillende motieven en een lange historie (Gorter, 1986; Van der Windt, 1995; Westhoff, 1999). De concepten voor de NBL21 spreken van: *identiteit*, *diversiteit* en *gebruik* als motieven voor het natuur- en landschapsbehoud. Bij *identiteit* gaat het om de kenmerkendheid, cultuurhistorie en aardwetenschappelijke aspecten van het landschap en van de planten en dieren die daarin leven. Bij *gebruik* gaat het om de benutting van de natuur door visserij, houtproductie, landbouw (bodempromotie, plaagregulatie e.d.), waterwinning en recreatie. *Diversiteit* refereert aan het behoud van de rijkdom aan soorten en ecosystemen binnen en buiten natuurgebieden vanwege hun intrinsieke waarde. Hieraan heeft Nederland zich ook in internationaal verband verplicht (Biodiversiteitsverdrag, Vogel- en Habitatrichtlijn, Ramsar Conventie e.d.). Het behoud van *diversiteit* wordt in het vervolg het *natuurbehoudmotief* genoemd. In dit rapport gaat het om graadmeters voor bijzondere natuur en natuur van stad en land vanuit dit behoudperspectief. Dit zijn de eerste twee graadmeters in Figuur 1.

Het *natuurbehoudmotief* kan op verschillende manieren worden ingevuld. De meest gangbare opvattingen die in de samenleving leven zijn de *klassieke natuurvisie* en de *natuurontwikkelingsvisie* (RMNO, 1988; LNV, 1990). Bij de *klassieke natuurvisie* staan de natuurwaarden centraal die in het algemeen zijn gebonden aan oude cultuurlandschappen. In deze visie spelen menselijke activiteiten een in principe positieve en essentiële rol bij het behoud van de natuurwaarden die aan het cultuurlandschap zijn gebonden. Bij de *natuurontwikkelingsvisie* staan zelfregulatie, oorspronkelijkheid van processen en volledigheid van levensgemeenschappen centraal. Natuurwaarden zijn in deze visie gerelateerd aan een evolutionair referentiekader. Minimalisering van menselijke ingrepen wordt gezien als voorwaarde voor maximalisering van natuurwaarden (LNV, 1990).

Beide natuurvisies zijn terug te vinden in het natuur- en waterbeleid. Aan de ene kant het behoud van soorten en ecosystemen op een natuurlijke wijze. Aan de andere kant het behoud van soortdiversiteit die aan cultuurlandschappen is gebonden, in het bijzonder het agrarisch gebied en recentelijk ook het stedelijk en infrastructureel gebied (LNV, 1990; V&W, 1989; LNV, VROM, BuZa, 1998; V&W, 1998). Ook in het Biodiversiteitsverdrag zijn deze visies terug te vinden (UNEP, 1994). Het gaat daarbij om het behoud van zowel algemene als zeldzame soorten, in zowel natuurlijke als gedomesticeerde ecosystemen, voor zowel wilde als gedomesticeerde soorten/rassen.

In het natuurbeleid (Bal et al., 1995; LNV, 1995) zijn deze twee visies uitgewerkt door onderscheid te maken in vier natuurlijkheidsniveaus. De essentie is dat per situatie gekozen moet worden op welke wijze (via welke van de vier beheerstrategieën) biodiversiteit het best behouden kan worden, gegeven de mogelijkheden en belangen. Dit is samengevat onder het motto: “behoud van biodiversiteit op zo natuurlijk mogelijke wijze”. Wat inhoudt: in principe heeft “natuurlijk” de prioriteit, maar de (fysieke, beleidsmatige etc.) mogelijkheden daarvoor kunnen in meer of mindere mate afwezig zijn, waardoor teruggevallen wordt op cultuurmethoden.

Naast nationaal is er ook nog een *internationaal motief*. Nederland heeft verplichtingen voor soorten waarvoor Nederland een bijzondere functie vervult. De toestand van soorten en ecosystemen kunnen ook in het licht van dit internationale belang worden beschreven (LNV, 1990). De EU Vogelrichtlijn kent ondermeer een rapportageplicht.

Er is dan ook behoefte aan verschillende graadmeters die een beeld kunnen geven van de toestand van de natuur volgens deze verschillende natuurbehoudsmotieven.

Voor het bepalen van graadmeters is voorts het verschil relevant tussen *ecosysteembeleid* en *soortenbeleid* (LNV, 1990): “Het natuurbeleid richt zich primair op ecosystemen. Binnen de hoofddoelstelling is mede uitgangspunt instandhouding en herstel van een zo natuurlijk mogelijke verscheidenheid aan in het wild levende dier- en plantensoorten als elementen van de ecosystemen, waarvan zij deel uitmaken. Voor de realisatie van dit uitgangspunt zijn naast het ecosysteemgerichte beleid aanvullende maatregelen nodig. Immers niet alle belangrijke soorten zijn gebonden aan de EHS. Voorts functioneren de ecosystemen binnen de EHS veelal (nog) niet (meer) op een dusdanig niveau, dat aan de habitat- en leefomgevingeisen van alle soorten als vanzelf door natuurlijke processen wordt voldaan”. Dit heeft tot gevolg dat soortspecifieke maatregelen nodig kunnen zijn voor zowel binnen als buiten de EHS om te voorkomen dat soorten uit Nederland verdwijnen. Dit betekent dat zowel graadmeters nodig zijn op het niveau van ecosystemen als van soorten.

In dit rapport wordt een kernset van graadmeters beschreven die een beeld geven van de natuur volgens bovengenoemde opvattingen: het wel en wee van soorten en van ecosystemen in natuurgebieden, landbouwgebieden en steden, vanuit nationaal en internationaal perspectief.

2.3 Toetsbare beleidsdoelstellingen

Naast algemeen geformuleerde doelstellingen kent het natuurbeleid kwantitatieve natuurdoelstellingen in termen van arealen natuurgebied of natuurontwikkelingsgebied. Oppervlakte-doelstellingen zijn gegeven voor de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) als geheel en daarbinnen voor de verschillende natuurdoeltypen (LNV, 1995). Een aanzet voor toetsbare kwaliteitsdoelstellingen is gegeven in het Handboek Natuurdoeltypen in Nederland. Deze moeten nog verder geoperationaliseerd worden (Bal et al., 1995)². In “Natuurbeleid in de Peiling” (LNV, 1994) en het “Strategisch Plan van Aanpak Biologische Diversiteit” (LNV, VROM en BuZA, 1998) is de wens tot verdere operationalisering uitgesproken.

Het natuurbeleid heeft vooral haar strategie gericht op de EHS. Zij doet dit in het bijzonder door het realiseren van:

1. bepaalde arealen natuurdoeltypen (LNV, 1990 en 1995);
2. een bepaalde kwaliteit van die natuurdoeltypen op bepaalde locaties (Bal et al., 1995);
3. soortspecifieke beschermingsplannen. Deze gelden niet exclusief voor de EHS.

² Zie ook paragraaf: 6.1.2.

In de “Derde nota waterhuishouding” is een toetsbaar, lange termijn streefbeeld voor de ecosysteemkwaliteit voor de zoute wateren en grote rivieren vastgesteld: “Voor de zoute wateren wordt als doel gesteld dat de aantallen van de ecologische doelvariabelen (AMOEBE-soorten) een niveau hebben bereikt van tenminste 75% en ten hoogste van 200% van de aantallen in 1930³. Voor de rivieren bedragen deze percentages 50% en 200%. Het minimumniveau ligt voor de zoete wateren lager dan voor de zoute wateren in verband met de ingrepen in de zoete watersystemen, de industrialisatie sedert 1930 en de hoge bevolkingsdichtheid in het stroomgebied van de Rijn, Maas en Schelde. Op genoemde niveaus zijn er aanvaardbare garanties voor gezonde waterhuishoudkundige systemen en een duurzaam gebruik” (V&W, 1989). Hier is een duidelijke afweging zichtbaar tussen het behoud van het ecosysteem en het (duurzaam) gebruik van het ecosysteem. Het Derde nota beleid wordt voortgezet in de Vierde nota waterhuishouding (V&W, 1998).

Graadmeters voor natuur kunnen niet los gezien worden van de graadmeters die informatie geven over de conditionerende factoren: de milieukwaliteit, de ruimtelijke inrichting en het beheer. Trendmatige ontwikkelingen en ruimtelijke verschillen in de toestand van de natuur zijn te begrijpen uit ruimte en tijdpatronen van conditionerende factoren. Dit vereist dat, waar mogelijk, er een modelmatige relatie beschikbaar komt tussen de natuurgraadmeters en de thema's uit het milieubeleid, natuurbeleid en de ruimtelijke ordening (zie het derde informatieveld in Figuur 1).

2.4 Programma van eisen graadmeters natuurbehoud

Het ministerie van LNV⁴ heeft het planbureau gevraagd bij de ontwikkeling van het graadmeterstelsel de volgende randvoorwaarden te betrachten.

De graadmeters:

- zijn representatief voor de hoofdpunten van beleid;
- sluiten aan op de eisen van beleid en politiek;
- hebben een breed draagvlak (wetenschappelijk en maatschappelijk);
- zijn robuust en basaal;
- geven een globale indicatie van de toestand of een ontwikkeling;
- zijn gevoelig voor veranderingen bij het te meten object;
- vragen een meetinspanning die realistisch en betaalbaar is;
- zijn beperkt in aantal.

Aanvullende beleidsmatige eisen van het Natuurplanbureau zijn.

De graadmeters:

- geven een beeld van het wel en wee van de natuur vanuit de natuurbehoudoptiek
- sluiten aan op het soortenbeleid en het ecosysteembeleid;
- houden rekening met beleidsmatig relevante soorten: rode lijst soorten, doelsoorten, internationale conventiesoorten, soorten van belang voor EU-beleid;

³ Met 1930 wordt bedoeld een reconstructie van het natuurlijke of weinig-beïnvloede ecosysteem.

⁴ brief TRCN/1999/1253 van 18-03-99

- houden rekening met beginselen zoals verwoord in: “Ecosystemen in Nederland” en “Handboek Natuurdoeltypen in Nederland”;
- geven naast nationale indexen ook informatie over deelaspecten: land, water (zoet en zout), EHS, groene ruimte, stad, sub-fysisch-geografische regio’s en ecosysteemtypen.

Aanvullende operationele eisen van het Natuurplanbureau zijn.

De graadmeters:

- voldoen aan de uitgangspunten van het rapport “Naar graadmeters voor natuurbalansen en natuurverkenningen” (Reiling, et al., 1999);
- zijn geschikt voor signaleren (diagnose), (beleid)evaluatie en verkennen (prognose);
- evalueren toetsbare doelen in het Natuur-, Bos en Landschapsbeleid;
- sluiten aan bij lopende monitoringprogramma’s op het land en in het water;
- sluiten aan op de abiotische en biotische modelontwikkeling;
- zijn aansprekend;
- geven (semi)kwantitatieve beelden in ruimte en tijd;
- onderscheiden natuurlijke en antropogene oorzakelijke factoren;
- zijn relateerbaar aan de conditionerende factoren milieucondities, ruimtelijke inrichting en beheer;
- zijn voldoende representatief voor de werkelijkheid;
- zijn intern consistent (d.w.z. een vergelijkbare aanpak voor zowel land als water in natuur, landbouw en stedelijk gebied).

3. Natuurwaarderingsgrondslagen en een keuze

In dit hoofdstuk wordt een literatuuroverzicht gegeven van de belangrijkste natuurgraadmeters. Allereerst zijn enkele gangbare waarderingsgrondslagen voor natuur beschreven. Vervolgens zijn enkele operationele graadmeters uitgewerkt en getoetst aan het programma van eisen uit hoofdstuk 2.

3.1 Gangbare waarderingsgrondslagen

Ruwweg zijn er twee hoofdstromen te onderscheiden in de bepaling van natuurwaarden: zij die natuurwaarde in monetaire termen uitdrukken en zij die de natuur in fysieke termen uitdrukken. Beide hoofdstromen kennen verschillende richtingen met verschillende waarderingsgrondslagen (zie ook Margules and Usher, 1981; Dony and Denholm, 1985; Magurran, 1988; Humphries et al., 1995; Williams, 1996; Witte, 1997; Leerdam, 1998). De monetaire hoofdstroom wordt hieronder slechts summier uitgewerkt.

Natuurwaarde in monetaire termen. Aan deze benadering ligt de gebruiksoptiek ten grondslag (Figuur 1). Hoe groter het maatschappelijk nut, hoe beter. Waardering vindt plaats op het directe of indirecte nut van de natuur voor de mens door de levering van diensten en goederen: voedselproductie, hout, zuurstofproductie, bodemvruchtbaarheid, erosiebestrijding, klimaatsregulering, en dergelijke, uitgedrukt in geldtermen. Dit bedrag kan worden afgeleid aan de hand van i) de daadwerkelijke prijzen van goederen op de markt, of ii) de kosten die de samenleving zou moeten maken om diensten volgens de markt te leveren (schaduw prijzen) of iii) “willingness to pay” van mensen. Belangrijke publicaties in dit verband zijn Hueting (1970, 1984, 1991), De Groot (1992), De Groot et al. (1998), Wereldbank (1996), Constanza et al. (1997). Hueting volgt tegenwoordig als benadering het bepalen van de kosten van alle maatregelen die nodig zijn voor duurzame milieufuncties. Voor natuur is dat niet uitgewerkt, maar gezocht wordt in de richting van de kosten van maatregelen om soorten duurzaam te behouden, bijvoorbeeld kosten voor de realisatie en het behoud van de EHS (Verbruggen, in prep). Al deze benaderingen vergen (subjectieve) keuzen of vallen buiten de scope van dit rapport.

Natuurwaarde in fysieke termen. Bij deze benadering wordt de natuurwaarde uitgedrukt in fysieke -biologische- termen. De meest gangbare graadmeters uit de literatuur zijn gebaseerd op één of een mengvorm van de volgende waarderingsgrondslagen:

- **Soortenrijkdom.** Met de waarderingsgrondslag ‘hoe meer soorten hoe beter’, wordt de som van het aantal soorten beschouwd als schatter voor natuurwaarde. In de puurste vorm wordt geen onderscheid gemaakt naar de aantalverhouding waarmee de soorten voorkomen. Sommige diversiteitsmaten nemen typering hiervan wel mee (b.v. in termen van ‘gelijkmatigheid van vóórkomen’) in de waardering.
- **Aantal per soort.** Met de waarderingsgrondslag ‘hoe meer hoe beter’, neemt de natuurwaarde toe met het aantal individuen per soort.

- **Zeldzaamheid.** Met de waarderingsgrondslag ‘hoe zeldzamer een soort hoe waardevoller’ (of een verwante waarderingsgrondslag ‘hoe bedreigder een soort hoe waardevoller’), neemt natuurwaarde toe met de aanwezigheid van meer zeldzamere (of bedreigde) soorten.
- **Natuurlijkheid/compleetheid.** Met de waarderingsgrondslag ‘hoe natuurlijker hoe waardevoller’ (of een verwante waarderingsgrondslag “zelfregulatie”) en ‘hoe completer, hoe waardevoller’ neemt de natuurwaarde toe naarmate deze een natuurlijke en complete situatie benadert.

3.2 Gangbare graadmeters

Hieronder zijn elf gangbare graadmeters uit de literatuur beschreven. Ze zijn gegroepeerd naar hun waarderingsgrondslag: 1) soortenrijkdom, 2) aantal per soort, 3) zeldzaamheid en 4) natuurlijkheid/compleetheid. Graadmeters behorende tot de eerste drie groepen blijken vooral enkelvoudige graadmeters van sterk mathematische aard. Graadmeters behorende tot de laatste groep blijken meer samengestelde graadmeters waar ook elementen van de eerste drie groepen terugkomen. Per methode wordt kort behandeld (a) wat de *essentie* is, (b) wat de *toepassing* is waarvoor de methode is ontwikkeld en (c) wat de *toepassingsbeperkingen* zijn in het licht van het programma van eisen (hoofdstuk 2), in het bijzonder voor signalering, evaluatie en verkenning van de natuurwaarde.

3.2.1 Soortenrijkdom

Gangbare graadmeters voor soortenrijkdom zijn:

Soortenrijkdom (‘species richness’; Hill, 1973).

- **Essentie:** Het totaal aantal soorten is verre weg de eenvoudigste maat voor soortenrijkdom en varieert tussen 0 - ∞ . Het wordt bepaald per eenheid areaal of een specifiek gebied. De maat beschouwt geen informatie over (a) soortensamenstelling, (b) mate van aanwezigheid per soort (abundantie) en (c) afwijking van een bepaalde referentiesituatie. Specifieke uitwerkingen zijn toegepast voor alleen inheemse of endemische soorten.
- **Toepassing:** Het gaat hierbij om het beschrijven van de natuurwaarde op ecosysteemniveau. De maat wordt vooral gebruikt voor het in kaart brengen van gebiedsspecifieke verschillen van de soortenrijkdom van afzonderlijke taxonomische groepen zoals planten-, vogels en zoogdiersoorten (May, 1990; Vane-Wright et al., 1991; Reid et al., 1993). Hiermee worden zogenaamde “hot spots” bepaald. Deze kaart kan helpen bij het aanwijzen van beschermingsgebieden (Margules et al., 1993) of omgekeerd, gebieden (“cold spots”) die in het meest in aanmerking komen voor bijvoorbeeld nieuwe infrastructuur, wonen e.d.. De graadmeter weegt dan ook vooral gebieden onderling in de vorm van een rangorde van soortenrijkdom. Een mondiale toepassing op het niveau van landen is gemaakt door de WereldBank (Rodenburg et al., 1995). In deze zogenaamde Natural Capital Indicator is per land een beeld gegeven van het resterend areaal natuurlijk gebied vermenigvuldigd met zijn relatieve soortenrijkdom aan vaatplanten en gewervelden. Er zijn geen landelijke beleidsmatige toepassingen (LNV, 1989; Bink et al., 1994, RIVM, 1997).
- **Gebruiksbeperkingen:** De maat is minder geschikt voor (a) integrale natuurwaardering over sterk verschillende taxonomische groepen heen of als (b)

gevoelige indicator voor (milieu)veranderingen ten behoeve van signalering en evaluatie (Leerdaam, 1998). Met name in toepassingen voor aquatische systemen wordt soms alleen gefocust op het aantal gevoelige soorten die een indicatieve waarde hebben ten aanzien van een specifiek milieukeurmerk (Woodiwiss, 1964; Gardeniers en Tolkamp, 1976; STORA, 1988; STOWA, 1992, 1993a, 1993b, 1994a, 1994b). Bij het gelijktijdig beschouwen van taxonomische groepen bestaande uit geheel verschillende soortaantallen zou de meeste aandacht immers komen te liggen op de omvangrijkste groep. De gevoeligheid is beperkt doordat (a) een afname per soort niet wordt opgemerkt tot het moment van verdwijnen van de soort⁵ en (b) een toename van het aantal soorten door exoten of areaaluitbreiding van “aangrenzende” soorten het verdwijnen van de inheemse soorten compenseert (Van Strien, 1997). De signaleringswaarde is daarom laag (STOWA, 1992b). De meetinspanning loopt sterk op naarmate voor meer taxonomische groepen en een kleinere ruimteschaal wordt gekozen. Of een soort al dan niet geheel verdwijnt is niet eenvoudig modelleerbaar.

Shannon-Wiener-index (Margalef, 1958).

Essentie: Shannon-Wiener-index (of ook wel Shannon-Weaver-index genoemd) heeft een schaal van 0-x en combineert het aantal soorten met de (relatieve) abundantie per soort (Knoben et al., 1995). De index is een puur wiskundige schatter voor de evenredigheid van verdeling van het aantal individuen over het aantal soorten (‘evenness’; Boyle et al., 1990). Hoe gelijkmatiger die verdeling hoe hoger de Shannon-Wiener-index. Een situatie waarin veel soorten met enkele individuen voorkomen scoort hoog (tropisch regenwoud). Soorten-arme systemen met een scheve abundantie verdeling scoren laag (Waddenzee).

- Toepassing: De index wordt gebruikt voor het wiskundig beschrijven van de ecosysteemtoestand. Hiermee kunnen veranderingen in de tijd en de verschillen tussen gebieden worden aangeduid (Klapwijk, 1982; provincie Zuid-Holland, 1995), afgeleid van de soortenrijkdom en abundantie van afzonderlijke soortengroepen.
- Gebruiksbeperkingen: De beperkingen zijn gelijk aan de beperkingen van de soortenrijkdom. Het beschouwen van abundantie maakt de methode echter aanmerkelijk gevoeliger. Toepassing is meestal tot een soortgroep beperkt. De methode heeft een sterke wiskundige inslag, hetgeen de interpretatie van de index niet eenvoudig maakt. Zo houdt hij bijvoorbeeld geen rekening met ecosysteemspecifieke soortenrijkdom en of het om ecosysteem-eigen soorten of oxoten gaat.

Simpson-index (Simpson, 1949).

- Essentie: Evenals de Shannon-Wiener-index combineert de Simpson-index informatie over soortenaantal en abundantie. De nadruk ligt anders dan bij de Shannon-Wiener-index op de waardering van verdelingspatronen met weinig dominante soorten en veel soorten met weinig individuen (Margalef, 1958; Lloyd and Ghelardi, 1964).
- Toepassing: zie Shannon-Wiener-index.
- Toepassingsbeperkingen: zie Shannon-Wiener-index.

⁵ Het verminderen van de gevoeligheid van de graadmeter naarmate op grotere ruimtelijke schaal wordt gemeten laat zich goed illustreren met het voorkomen van Valkruid in Drenthe (Bokeloh et al., 1992; Bink et al., 1994, blz 54). De afname van Valkruid tussen 1975 en 1992 is 53%, 31% en 16% indien men kijkt op het niveau van resp. 1 km², 25 km² (uurhokken) en 100 km² (UTM-hokken).

3.2.2 Aantal per soort

Soortgroep Trend Index (RIVM, 1997, 1998, 1999; CBS/RIVM, 1999; paragraaf 7.1).

- Essentie: De Soortgroep Trend Index (STI) varieert van 0 - ∞ en wordt berekend als de gemiddelde abundantie van afzonderlijke soorten behorende tot een specifieke soortgroep. Indexering van de abundanties per soort vindt plaats aan de hand van een vast vergelijkingsjaar of -periode. De middeling van de soortindexen gaat langs meetkundige weg gezien de uiteenlopende indexwaarden. Er is een ondergrens van de soortindexen gesteld op 1% om wiskundige redenen (Log 0 bestaat niet) en om dominantie van enkele sterk afgenomen soorten te voorkomen. Om dominantie van enkele zeer sterk toegenomen soorten te voorkomen is ook een bovengrens gesteld bij 10.000%. De waarderingsgrondslag is hoe meer individuen van een soort aanwezig zijn ten opzichte van een vergelijkingsjaar hoe beter.
- Toepassing: Het gaat hierbij om beschrijvingen van de toestand van soortgroepen, bijvoorbeeld om alle broedvogels van Nederland, alle vlinders in een bepaald begroeiingstype, of soorten van de EU Vogelrichtlijn of doelsoorten. De keuze van het vergelijkingsjaar is bij afspraak. In de "Milieubalans 1997" is voor vogels 1984 en voor vlinders 1990 als vergelijkingsjaar gehanteerd. Voorlopers van deze graadmeter zijn in Nederland toegepast in de "Toestand van de Natuur 1 en 2" (LNV, 1989; Bink et al., 1994)⁶. Toepassing vond plaats in "Milieubalansen 1998 en 1999", in het "Milieucompendium" (CBS/RIVM, 1999) en in CBS-persberichten. Ook in de "Monitor Ruimtelijke Kwaliteit" (RPD, 1999) is deze toegepast (combineren van watervogel-indexen). In Engeland wordt deze graadmeter toegepast bij het vaststellen van de toestand van "wild bird populations" dat een van de United Kingdom Government's Headline 'quality of life' indicators is (Gibbons, 1999).
- Toepassingsbeperkingen: De Soortgroep Trend Index is niet primair bedoeld als graadmeter op ecosysteemniveau. Echter, indien voor alle soortgroepen een identiek vergelijkingsjaar wordt gehanteerd is dit in principe wel mogelijk. STI is goed bruikbaar voor signalering en verkenning, mits bij de selectie van soorten rekening wordt gehouden met meetbaarheid en modelleerbaarheid. Het is een gevoelige graadmeter voor veranderingen in abundanties binnen soortgroepen. De omgang met nieuwe soorten (uitbreiding areaal of exoten) is problematisch.

⁶ Aangegeven werd per soortgroep het percentage soorten die verdwenen, sterk afnamen, licht afnamen, gelijk bleven, toenamen of nieuw waren.

3.2.3 Zeldzaamheid

Zeldzaamheid is een veel gehanteerde waarderingsgrondslag, waarbij aanwezigheid van (inter)nationale zeldzame soorten en/of bedreigde soorten de waarde van een gebied bepalen. De waardering is vergelijkbaar met het economische beginsel dat waarde een afgeleide is van schaarste, en schaarste het verschil tussen vraag en aanbod. Het gaat hier om een typische antropocentrische natuurvisie. Redenerend vanuit een ecosysteembenadering zijn het niet de schaarse maar de dominante soorten die het ecosysteem bepalen. Gangbare graadmeters zijn:

Zeldzaamheidswaarde (o.a. in Hessels en Tooren, 1995; Witte, 1997)

- Essentie: Hoe meer zeldzame soorten, hoe hoger de natuurwaarde. De waarde varieert tussen 0 en het aantal soorten vermenigvuldigd met hun zeldzaamheidswaarde. Het wordt bepaald per eenheid areaal of een specifiek gebied. De maat beschouwt geen informatie over de kenmerkendheid van de soort voor het gebied of de abundantie per soort.
- Toepassing: De zeldzaamheidswaarde wordt meestal gebruikt voor een waardevergelijking tussen gebieden. Evenals bij soortenrijkdom worden “hot spots” – en daarmee “cold-spots”- bepaald die kunnen helpen bij het aanwijzen van waardevolle gebieden en minder waardevolle gebieden als het gaat om locatiekeuzes voor nieuwe infrastructuur, woonwijken of andere functies. Waardering vindt meestal plaats voor afzonderlijke taxonomische groepen zoals planten-, vogels- en zoogdiersoorten. Landelijke natuurwaardenbepalingen zijn er niet mee gemaakt.
- Toepassingsbeperking: - De Zeldzaamheidswaarde heeft als praktische beperking dat zeldzame soorten moeilijk –betaalbaar- meetbaar zijn (Hoogeveen, 1995; Helliwell, 1973). Trends zijn statistisch minder gemakkelijk vast te stellen en alleen over lange perioden. Het modelleren van zeldzame soorten is moeilijker dan algemenere omdat er minder statistisch-empirische data voorhanden zijn voor het bepalen van de relatie tussen abiotische condities en het voorkomen van de soort.
 - Het begrip zeldzaamheid is nog niet eenduidig gedefinieerd. Zeldzaamheid is uitgewerkt voor afzonderlijke taxonomische groepen zoals hogere plantensoorten (zie Witte, 1997 page. 158), maar er is geen eenduidige en optelbare zeldzaamheidswaarde voor verschillende taxonomische groepen samen beschikbaar (bijv. voor planten, vogels en vlinders). Volgens Witte (1997) is het laatste niet mogelijk. Er is geen eenduidigheid voor welke ruimtelijke eenheid de zeldzaamheidswaarde van een soort bepaald wordt. Een soort kan lokaal algemeen zijn, nationaal zeldzaam en internationaal algemeen.
 - De zeldzaamheidswaarde van een gebied is afhankelijk van de grootte. Hoe groter het gebied, hoe meer zeldzame soorten aangetroffen zullen worden. Voor een landelijk consistente waardebeoordeling van gebieden zullen deze daarom gebaseerd moeten zijn op standaard gebiedseenheden.
 - De zeldzaamheidswaarde van een gebied blijkt een relatief ongevoelige maat en daardoor minder geschikt voor tijdreeksanalyse, evaluatie en beleidsgraadmeter (Van Strien, et al., 1997). Dit komt ten eerste omdat bij voortgaande natuurdegradatie (landelijk) nu nog redelijk algemene soorten in de toekomst zeldzamer worden en navenant hogere zeldzaamheidsscores zullen krijgen. Gebieden zullen daarom ondanks het uitsterven van soorten steeds weer opnieuw zeldzame soorten bevatten

die de gebiedscore hoog houden. Ten tweede is de gebiedsgraadmeter alleen gevoelig voor het moment dat een zeldzame soort uit een gebied verdwijnt. Het daaraan voorafgaande traject van abundantieverlies van de zeldzame soort wordt niet gemeten (zie ook paragraaf 3.2.1 en Figuur 13).

- Veranderingen van de gebiedswaarde zijn niet gemakkelijk te interpreteren. Dit komt omdat de zeldzaamheidswaarde van een soort verandert door populatieveranderingen in de tijd. Hierdoor kan de (zeldzaamheid)waarde van een gebied af- en toenemen zonder dat het gebied zelf is veranderd (Witte, 1997). Ook kan de nationale natuurwaarde toenemen als veel soorten zeldzamer worden zonder lokaal geheel uit te sterven. Zo zal de natuurwaarde van de Waddenzee toenemen bij een afname van de zeehondenpopulatie.

Natuurwaardering op grond van het tellen van de aanwezigheid van *alleen* zeldzame soorten, rode-lijstsoorten of doelsoorten wordt vanwege de bovengenoemde redenen door verschillende deskundigen afgeraden (Bal et al., 1995; Van Strien et al., 1997; Witte, 1997; Leerdam, 1998).

Rode Lijst Indicator (Van Strien et al., 1997; paragraaf 7.2.1).

- **Essentie:** De Rode Lijst Indicator (RLI) beschrijft de mate waarin een hele soortgroep zich richting uitsterven beweegt (Van Strien et al., 1997). Algemene soorten krijgen een vaste score van 4 punten. Vanaf het moment dat een soort zeldzaam wordt daalt de score stapsgewijs van 4 naar 0, afhankelijk van de zeldzaamheidsklasse (uitgedrukt in uurhokfrequentieclassen; UFK). De RLI wordt berekend als de gesommeerde zeldzaamheidsscores van alle soorten binnen een groep. Deze zeldzaamheidsscore kan worden geïndiceerd ten opzichte van een vast *referentieperiode*. Omdat deze index alleen gevoelig is voor veranderingen van de zeldzame soorten (van 4 tot 0) is deze in dit rapport de Rode Lijst Indicator genoemd. Hij is ontwikkeld voor de toestand van soortgroepen op landelijk niveau. De index per soortgroep varieert tussen 0 en een maximale waarde die bereikt wordt als alle soorten niet meer zeldzaam zijn (aantal soorten per groep maal 4).
- **Toepassing:** De index is toegepast voor tijdreeksanalyses voor ca. 8 afzonderlijke taxonomische groepen (o.a. reptielen, vogels, planten, vlinders en libellen; Van Strien et al., 1997). Tevens toegepast in Natuurverkenningen 1997.
- **Toepassingsbeperkingen:** De index heeft een signaalfunctie voor bedreigingen op het niveau van een soortgroep en heeft een frequentie van ca. 10 jaar. Niet alle soorten worden even precies gemeten (alleen in het NEM) waardoor expertschattingen nodig zijn. De RLI sluit aan bij het soortenbeleid. De algemene soorten maken deze indicator minder gevoelig (veel soorten hebben score 4). Wat betreft de deelverzameling van de zeldzame soorten gelden dezelfde beperkingen als vermeld onder de zeldzaamheid-index. Hij is niet geschikt als graadmeter voor de evaluatie en verkenning op ecosystemniveau (Van Strien et al., 1997).

Gelderland-methode (Hertog en Rijken, 1992; Van der Sluis, 1996 en nauw verwante graadmeters zoals de ‘Zuid-Holland’-methode, Clausman et al., 1984; en toepassingen daarvan in NTM, Gremmen, 1990; WAFLO, Fahner en Wiertz, 1987; en DEMNAT, Witte, 1997).

- **Essentie:** In de Gelderland-methode wordt de natuurwaarde berekend op basis van de waarde van afzonderlijke soorten. De soortwaarde wordt bepaald door de nationale zeldzaamheid, veelal in combinatie met informatie over de mate van internationale zeldzaamheid en de mate van bedreigdheid. Hoe zeldzamer (of meer bedreigd) een soort, hoe hoger de waarde van die soort. De natuurwaarde van de beschouwde ruimtelijke eenheid wordt vervolgens berekend als de som van de soortwaarden van de daarin voorkomende soorten. De natuurwaarde varieert tussen 0 en het aantal voorkomende soorten vermenigvuldigd met hun soortwaarde.
- **Toepassing:** De Gelderland- en Zuid-Holland-methode zijn ontwikkeld voor het waarden van lokale vegetatie-opnamen met behulp van hun nationale (en internationale) zeldzaamheidswaarde. DEMNAT en het Natuurtechnisch Model (NTM) beschouwen daarentegen respectievelijk floristische kwaliteit van ecotopen en floristische potentie van lokale standplaatsen op nationaal schaalniveau met gebruikmaking van dezelfde onderliggende waarderingstechnieken.
- **Toepassingsbeperkingen:** Zie toepassingsbeperkingen onder Zeldzaamheidswaarde.

3.2.4 Natuurlijkheid/Compleetheid

De natuurlijkheid (en compleetheid) van een ecosysteem wordt bepaald aan de hand van een referentiesituatie. Deze wordt uitgedrukt in termen van de oorspronkelijke processen en ecosysteemstructuren, bijvoorbeeld in het voorkomen of abundantie van een deelverzameling van soorten of processen (LNV, 1989; Ten Brink et al., 1989; Bal et al., 1995).

DEMNAT (Witte, 1997)

- **Essentie:** In DEMNAT wordt de natuurwaarde van ecotopen berekend als product van de maximale zeldzaamheidswaarde (met Gelderland-achtige methode) en de volledigheid van het ecotoop ten opzichte van de natuurlijke referentie. De natuurlijke referentie wordt uitgedrukt in het voorkomen van inheemse plantensoorten (Witte, 1997) en wordt gemeten in relatieve soortenrijkdom. Ook het oppervlak wordt meegenomen. Hoe groter het aantal ruimtelijke eenheden waar het ecotoop voorkomt en hoe hoger de volledigheid- en zeldzaamheidswaarde hoe beter.
- **Toepassing:** Anders dan de hierboven besproken uitwerkingen van de Gelderland-methode is de DEMNAT-methode ontwikkeld voor de nationale beleidsontwikkeling.
- **Toepassingsbeperkingen:** De methode is uitgewerkt voor planten in natte vegetaties in natuurlijke gebieden (CML-ecotopen; Runhaar, 1999). De methode is in principe ook uit te werken voor andere soortengroepen dan planten (Witte, 1997). Mogelijkheden voor integrale waardering van verschillende soortgroepen op basis van zeldzaamheid zijn echter beperkt (zie ook bij zeldzaamheidswaarde). Aansluiting met de natuurdoeltypologie is niet eenvoudig te leggen (Runhaar en Van 't Zelfde, 1996). Monitoring van ecotopen is niet geregeld in het NEM. Evenals bij andere methoden

gebaseerd op zeldzaamheidswaardering gelden de toepassingsbeperkingen zoals vermeld bij zeldzaamheidswaarde.

Natuurdoeltypen (Bal et al., 1995; hoofdstuk 6)

- **Essentie:** In de natuurdoeltypen-benadering wordt de natuurwaarde op ecosysteemniveau bepaald op basis van het areaal (kwantiteit) en de kwaliteit daarvan. De kwaliteit wordt primair bepaald door de presentie van doelsoorten en de mate waarin natuurlijke processen (qua schaal en intensiteit) ongestoord kunnen verlopen. Doelsoorten zijn soorten die scoren op de criteria internationaal belang, nationale trend en nationale zeldzaamheid (de zogenaamde itz-criteria). Per natuurdoeltype zijn de doelsoorten opgesomd die (relatief veel) van het type afhankelijk zijn; hoe meer van die soorten aanwezig zijn in een terrein waar de doelstelling voor geldt, hoe meer het onderdeel biodiversiteit van de doelstelling gehaald is (mate van verzadiging is bepalend voor mate van doelbereiking). Met het onderscheid van vier beheerstrategieën: *nagenoeg-natuurlijke* (hoofdgroep 1), *begeleid-natuurlijke* (hoofdgroep 2), *half-natuurlijke* (hoofdgroep 3) en *multifunctionele natuurdoeltypen* (hoofdgroep 4) zijn gradaties van natuurlijkheid aangebracht. Deze strategieën verschillen praktisch gezien in de mate van beheer op landschapsschaal (geen beheer; begeleiding van processen; gedetailleerde sturing; compromisbeheer). Per gebied kan bepaald worden aan de hand van de aard, de schaal en de intensiteit van het menselijk handelen enerzijds en van de natuurlijke processen anderzijds, in hoeverre de natuurlijkheidsdoelstelling is gerealiseerd. De beoordeling is dus afhankelijk van de gekozen hoofdgroep: in hoofdgroep 1 ligt de lat hoger dan in hoofdgroep 3 of 4, maar ook de meer cultureeltype typen dienen zo natuurlijk mogelijk gerealiseerd te worden. In de natuurdoeltypen-benadering worden aanvullend ook suggesties gedaan t.a.v. benodigde abiotische randvoorwaarden, vertaald in fysisch-chemische parameters en processsoorten; deze kunnen dienstig zijn voor de evaluatie, met name in herstel- en ontwikkelingssituaties.
- **Toepassing:** tot het rijksnatuurbeleid behoort de realisatie van de EHS met een aan de natuurdoeltypen ontleende minimum kwaliteit en areaal (LNV, 1995). In de Natuurverkenning 1997 (RIVM, 1997) zijn reeds opgenomen de ontwikkeling van arealen, de verwachte realisatie van natuurdoeltypen in Strategische Groenprojecten en een kleine steekproef van geconstateerde doelbereiking op gebiedsniveau (op basis van doelsoorten flora en fauna). Plantensoorten zijn modelmatig gebruikt voor de bepaling van de gewenste milieukwaliteit.
- **Toepassingsbeperkingen:** Het huidige meetnet (NEM) en het Programma Beheer sluiten (nog) niet aan (Bisseling et al., 1999; Bal, pers. meded.). Het schaalniveau van natuurdoeltypen is kleiner dan het NEM en niet alle doelsoorten worden gemeten. Ook zullen naar verwachting niet alle doelsoorten betrouwbaar kunnen worden gemodelleerd. Natuurdoeltypen gelden alleen voor de EHS. Voor de witte gebieden is geen vergelijkbaar systeem beschikbaar. Omdat doelsoorten voor een deel zeldzame soorten zijn, gelden vergelijkbare beperkingen als bij de zeldzaamheidswaarde (zie ook Hoogeveen, 1995). Voor het aspect natuurlijkheid is de mate van operationalisering veel minder ver gevorderd dan voor het aspect biodiversiteit (doelsoorten). Bepaling tot welke hoofdgroep een bepaald gebied behoort, is al wel mogelijk.

AMOEBE-benadering (V&W, 1989; Ten Brink et al., 1991)

- Essentie: De AMOEBE-benadering beschrijft en beoordeelt de toestand van een ecosysteem ten opzichte van een (nagenoeg) natuurlijke referentiesituatie. Het beoogt de effecten van menselijke ingrepen en maatregelen gekwantificeerd zichtbaar te maken ter onderbouwing van het beleid. Hiertoe is een representatieve set van biotische doelvariabelen gekozen die gezamenlijk de ecologische kwaliteit en met name de effecten benaderen. Het gaat in de regel om de abundantie van planten- en diersoorten, maar ook zijn structuurkenmerken op ecosystemniveau gehanteerd.
- Toepassing: De AMOEBE-benadering is gebruikt voor het beschrijven en beoordelen van de zoete en zoute rijkswateren op watersysteem- en landelijk niveau ter ondersteuning van het nationaal waterhuishoudkundig beleid (V&W, 1989, Ten Brink en Colijn, 1990, Hoesper et al., 1990; Vanhemelrijk en Broekhoven, 1990). Als lange termijn beleidsdoelstelling is gekozen voor een herstel van de AMOEBE-soorten tot een 75% niveau van de referentiesituatie voor de zoute wateren, en een herstel tot 50% voor de grote rivieren (V&W, 1989). Een onderliggend meetnet en ingreep-effectmodellen zijn ontwikkeld (Schobben, 1997; V&W, 1997).
- Toepassingsbeperkingen: In deze graadmeter ontbreekt een expliciete benoeming van de areaalcomponent van ecosystemen. De keuze van de beschouwde biologische doelvariabelen (soorten) is primair gericht op het belang ervan voor het gehele ecosysteem en de meetbaarheid en modelleerbaarheid. Hierdoor gaat relatief weinig aandacht uit naar zeldzame soorten. De beperkte omvang van de beschouwde doelvariabelen wordt gezien als een nadeel voor beoordeling van ecosystemen (Hoogeveen, 1995; Duel, 1997; Leerdam, 1998).

Ecologisch Kapitaal Index (Ten Brink, 1997; UNEP, 1997a, b en c; Ten Brink et al., 1998; RIVM, 1998; UNEP, 1999; Hoofdstuk 4 en 5)

- Essentie: De Ecologisch Kapitaal Index (EKI) bouwt voort op de Natuurdoeltype-benadering en de AMOEBE-benadering. Het is een natuurgraadmeter op ecosystemniveau, gebaseerd op het product van de omvang van een gebied (kwantiteit) en de kwaliteit ervan. Kwaliteit wordt grotendeels bepaald met de *abundantie* van doelsoorten en –minder zeldzame- kenmerkende soorten. De toepassing is verbreed naar agrarisch en stedelijk gebied. Voor natuurlijke gebieden is *natuurlijkheid de beoordelingsgrondslag*, voor *agrarisch soortenrijkdom* zoals aangetroffen voor de grote landbouwintensivering. Deze eerste is geoperationaliseerd met behulp van een natuurreferentie of een pragmatische benadering daarvan, de laatste als de toestand in het agrarisch gebied rond het vergelijkingsjaar 1950, voor de grootschalige intensivering. Voor stedelijk gebied zullen potenties worden uitgewerkt.
- Toepassing: EKI is landelijk toepasbaar, voor zowel aquatische als terrestrische ecosystemen voor zowel natuur, stad als landelijk gebied. Het biedt de mogelijkheid van een geaggregeerde natuurwaarde op landelijk niveau (hoofdstuk 5), voor de EHS en op het niveau van natuurtypen per fysisch-geografische regio (hoofdstuk 6). Ook is desaggregatie op soortniveau mogelijk. Het ontwerp is geënt op wat daadwerkelijk gemeten (Floron, 1997; Sovon, 1997; Vlinderstichting, 1997 en 1999; Ravon, 1999; VZZ, 1999, Bisseling et al., 1999) en gemodelleerd wordt of zal worden (Van Hinsberg et al., 1999). EKI is toegepast in de “LeefomgevingsBalans” en de

“NatuurBalans 1999” (RIVM, 1998; RIVM, 1999). Op milieudruk gebaseerde toepassingen zijn de Wereld Milieuverkenning (UNEP, 1997) en een verkenning voor Europa (RIVM, in publ.). Voorts is het concept in discussie als standaard voor het Biodiversiteitverdrag (UNEP, 1997, 1999) en voor de OESO (OECD, 1998, 1999).

- Toepassingsbeperking: De EKI beoogt een operationele graadmeter voor natuurwaarde op ecosysteemniveau te zijn op nationale en regionale schaal voor signalering, evaluatie en verkenning. Vanwege de beperkingen van het biologisch meetnet (NEM) kan de natuurkwaliteit niet op het ruimtelijk schaalniveau van natuurdoeltypen bepaald worden. Hierdoor sluit het niet geheel aan bij het beleid. De kwaliteit kan wel bepaald worden voor enkele geclusterde natuurdoeltypen samen. Dit kan voor een deel van de doelsoorten en enkele overige kenmerkende soorten. Voor plantensoorten kan de kwaliteit wel op natuurdoeltypeniveau bepaald worden met modellen (Hoofdstuk 6). Het geeft geen beeld van de zeldzaamheidswaarde, toestand of bedreiging van afzonderlijke soorten of soortgroepen, en internationale waarde van gebieden.

3.3 Toetsing aan programma van eisen

Tabel 1 geeft kort de geschiktheid van de verschillende graadmeters weer, getoetst op de hoofdpunten van het programma van eisen. Het is een samenvatting van de bovenstaande beschrijving. De eisen zijn onderverdeeld in beleidseisen en operationele eisen.

Tabel 1: Geschiktheid van gangbare natuurgraadmeters getoetst op het programma van eisen

Waardering Grondslag	Graadmeter	Eisen mbt aansluiting beleidsvelden				Operationele eisen								
		Beleid Ecos/soort	Internat. EU/CBD	Milieu/ ruimte	Natuurvisie Klass/ontwik	Landsdekking Nat/agra/stad	Aggre	Sign/eval/verk	Trend	Meten/ Modellen	Gevoe- ligheid	Schaal Nat/reg/lok	Opera- tioneel	
Soortenrijkdom	Soortenrijkdom	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+	+	+	-
	Shannon Index	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	+	-
	Simpson Index	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	+	-
Aantal per soort	Soortgroep trend Index	-	+	+	-	+	+	+	+/-	+	+	+	-	+
	Zeldzaamheid	-	+/-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	+/-	+
Natuurlijkheid/ Compleetheid	Methode	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Rode Lijst Indicator	-	+	-	-	-	-	+	+/-	+	+	+	-	+
	Natuurdoeltype- benadering	+	+/-	+	+	+	+	+	+	+/-	+	+	+	-
AMOEBE- benadering Ecologisch Kapitaal Index	AMOEBE- benadering	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Ecologisch	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Kapitaal Index	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Legenda:

Eco/soort: aansluiting op ecosysteem beleid resp. soortenbeleid

Internat. EU/CBD: aansluiting op EU vogelrichtlijn/waterrichtlijn resp. Conventie Biologische Diversiteit

Milieu/ruimte: kwantitatieve, modelmatige relatie kan worden gelegd naar effecten van milieu- en ruimte- en waterbeleid

Natuurvisie klass/ontwik: de beoordelingsgrondslag van de graadmeter is gestoeld op de klassieke natuurvisie resp. natuurontwikkelingsvisie, of geen van beide (-)

Landsdekking Nat/agra/stad: graadmeter is uitgewerkt voor resp. natuurlijk gebieden (waaronder EHS), agrarisch gebied of stedelijk gebied (witte gebied)

Aggre: aggregatie op landelijke niveau in minder dan 5 getallen mogelijk

Sign/eval/verk: daadwerkelijk kwantitatieve signalering, beleidsevaluatie (op kwalitatieve beleidsdoelen) en verkenning mogelijk

Trend: trendbepaling en -analyse is mogelijk vanwege meetconsistentie in de tijd en gevoeligheidskarakteristiek methode

Meten/modellen: daadwerkelijk gemeten of binnen enkele jaren gerealiseerd resp. effectmodel beschikbaar of binnen enkele jaren gerealiseerd

Gevoeligheid: gevoeligheid voor veranderingen in de tijd

Schaal nat/reg/lok: geschikt voor resp. nationaal, regionaal en lokaal niveau

Operationeel: nu of binnen een jaar operationeel voor (landelijke) toepassing in natuurplanbureauproducten

?: heden onbekend; hangt af van verdere operationalisatie

3.4 Conclusies

De indexen op basis van soortenrijkdom en zeldzaamheid (Gelderland methode e.d.) voldoen op vele punten niet aan de beleidsmatige en operationele eisen van het Natuurplanbureau en zijn daarom niet geschikt als graadmeter voor natuurwaarde. De Natuurdoeltypen-benadering voldoet in hoge mate aan de beleidsmatige (LNV) eisen maar moet nog op bepaalde punten verder geoperationaliseerd worden t.b.v. een goede meet- en modelleerbaarheid en gevoeligheid. Het betreft alleen de EHS. De AMOEBE-benadering voldoet aan de meeste beleidsmatige (V&W) en operationele eisen maar betreft alleen de rijkswateren.

De Ecologisch Kapitaal Index bouwt voort op de laatste twee genoemde graadmeters en ondervangt de operationele beperkingen van beide. Deze index voldoet dan ook als natuurgraadmeter voor zowel *signaleren* als *verkennen* van de natuurtoestand in natuur, stad en landelijk gebied. Hoewel de Ecologisch Kapitaal Index voor de EHS kan worden berekend biedt hij nog geen passende methode voor de EHS-beleidevaluatie conform het beleidsvoornemen. Ook niet als de kwantiteit- en kwaliteitgraadmeters apart worden gehouden (Bal, pers. meded.). Hiervoor is een aanvullende graadmeter noodzakelijk.

Ook de Soortgroep Trend Index voldoet aan de meeste beleidsmatige en operationele eisen en is daarmee eveneens geschikt voor zowel *signaleren* als *verkennen*. De Ecologisch Kapitaal Index en de Soortgroep Trend Index vullen elkaar aan aangaande het ecosysteem- én soortenbeleid, toepassing in verschillende nationale en internationale kaders en waarderingsgrondslag⁷.

Hoewel de Rode Lijst Indicator niet voldoet aan alle beleidsmatige en operationele eisen is deze voor wat betreft *signalering*, met behulp van aanvullende expert schattingen, wel operationeel te maken. Hij vult de Ecologisch Kapitaal Index en Soortgroep Trend Index aan op het punt van bedreiging van soorten. Hiervoor zou de Rode Lijst Indicator tot alleen de rode-lijst soorten moeten worden beperkt.

Op basis van bovenstaande analyse wordt voorgesteld om de Ecologisch Kapitaal Index, de Soortgroep Trend Index en een aangepaste Rode Lijst Indicator te gebruiken als graadmeters voor de signalering en verkenning voor natuurplanbureauproducten. Voor de evaluatie van het EHS-beleid zal een aanvullende graadmeter worden ontwikkeld. Deze graadmeters worden in de volgende hoofdstukken nader beschreven. Omdat de algemene principes van natuurwaardering van ecosystemen met behulp van referenties nog betrekkelijk nieuw en weinig bekend zijn worden deze allereerst uitgewerkt in het volgende hoofdstuk.

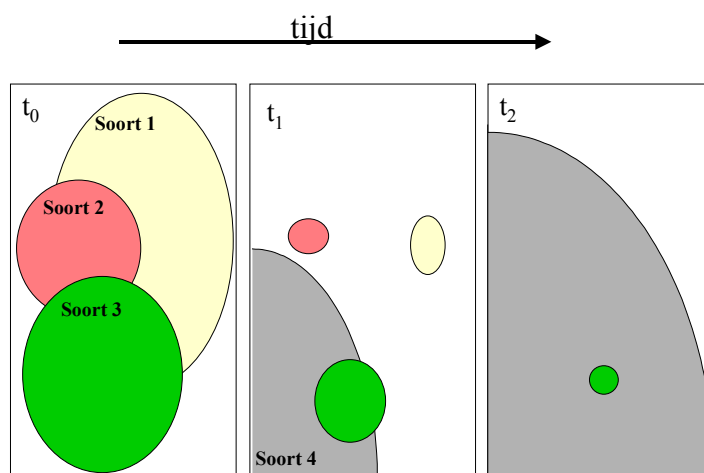
⁷ natuurlijkheid/compleetheid in natuurlijke gebieden en biodiversiteit in landelijk gebied als beoordelingsgrondslagen versus de verandering ten opzichte van een vergelijkingsjaar met als beoordelingsgrondslag hoe meer per soort hoe beter.

4. Algemene principes van natuur waarderen met referenties, volgens het EKI-concept

4.1 Doel, uitgangspunten en internationale context

Het Ecologisch Kapitaal Index-concept, voortaan kortweg EKI-concept genoemd, is onder meer ontwikkeld en beschreven in Biodiversiteitverdrag verband (UNEP, 1997c). De principes van dit universeel toepasbare concept worden in dit hoofdstuk beschreven. Het EKI-concept beoogt een beschrijving en beoordeling te geven van de toestand en de veranderingen van de natuur als gevolg van menselijk handelen. Het is zodanig ontworpen dat het op alle ecosystemen toepasbaar is: wereldwijd, op natuurlijke, agrarische en stedelijke ecosystemen, op zowel terrestrische als aquatische, en zowel op wilde en gedomesticeerde soorten. Het concept richt zich op het in beeld brengen van de biodiversiteit-verliezen in de moderne, industriële tijd. In deze periode namen de verliezen een ongekend hoge vlucht: de uitsterfsnelheid in de industriële tijd werd 1.000 tot 10.000 keer hoger dan de natuurlijke uitsterfsnelheid (UNEP, 1995). Dit werd en wordt veroorzaakt door schaalvergroting van menselijke ingrepen, technologische ontwikkelingen en industrialisatie van het productieproces.

De afname van de biodiversiteit kenmerkt zich door de afname van de aantallen en verspreiding van vele soorten en de toename van de aantallen en verspreiding van enkele andere soorten (Figuur 2). Belangrijke oorzaken hiervan zijn de afname van het areaal van natuurlijke ecosystemen door conversie in landbouw of stedelijk gebied aan de ene kant, en het kwaliteitsverlies in het resterende areaal als gevolg van vervuiling, wateronttrekking, exploitatie, versnippering en dergelijke aan de andere kant. In agrarische ecosystemen zien we een identiek proces plaatsvinden als gevolg van de landbouwintensivering. Dit proces vindt wereldwijd plaats en geldt zowel voor wilde soorten als voor landbouwgewassen en landbouwhuisdieren. Uitsterven, het meest in het oog lopende moment, is slechts de laatste stap in een lang proces van ecosysteemdegradatie.



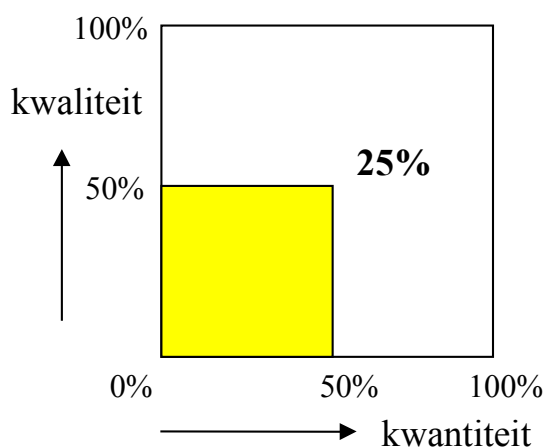
Figuur 2: Het proces van biodiversiteitverlies wordt gekenmerkt door de afname van de aantallen/verspreiding van vele soorten en de toename van enkele andere soorten. Dit is in deze figuur geïllustreerd in de periode $t_0 - t_2$, waarbij het voorkomen van

drie oorspronkelijke soorten kleiner wordt (gesymboliseerd door de drie gekleurde ovalen) terwijl een nieuwe soort zich sterk uitbreidt.

4.2 Het principe van ecosysteemkwantiteit en -kwaliteit

Onder het ecologisch kapitaal -of hier ook “natuurwaarde” genoemd- wordt verstaan de gehele voorraad natuur van een bepaalde kwaliteit. Het ecologisch kapitaal is bepaald als het product van het areaal natuur (kwantiteit) en de kwaliteit er van:

$$\text{Ecologisch Kapitaal} = \% \text{ kwantiteit} \times \% \text{ kwaliteit.}$$

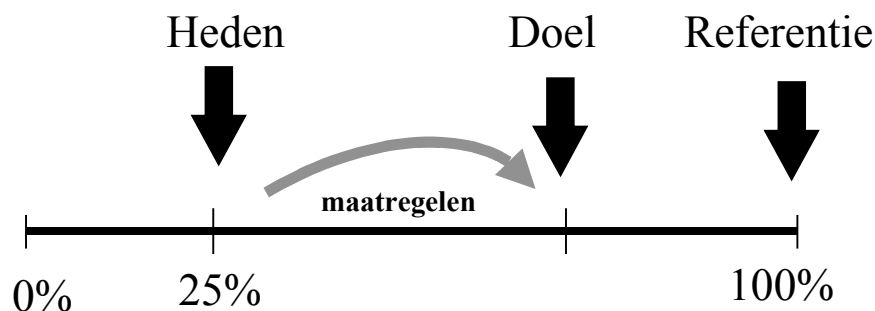


Figuur 3: De natuurwaarde of ecologisch kapitaal is het product van het areaal (kwantiteit) en de kwaliteit ervan. Areaal wordt uitgedrukt als percentage van het beschouwde gebied (bijv. een land); de kwaliteit als percentage van de referentie. In dit voorbeeld is het ecologisch kapitaal 25%.

Zonder areaal is het ecologisch kapitaal tot 0 geslonken. Een areaal zonder kwaliteit (bepaald op basis van voorkomen van soorten) heeft ook een ecologisch kapitaal 0. Het areaal wordt bepaald als percentage van het beschouwde gebied (0-100). De kwaliteit van een gebied wordt vastgesteld door deze te vergelijken met een referentiesituatie. Het verschil wordt eveneens uitgedrukt in een percentage (Figuur 4).

Het gaat bij een referentie niet om een doelstelling maar om een ijkpunt om de huidige toestand, veranderingen en beleidsdoelen tegen af te zetten⁸. Referenties geven betekenis aan data. Doelen geven de maatschappelijk gewenste situatie weer en zijn het resultaat van een politieke afweging tussen kosten en baten. Heden, prognose, doel en referentie worden in hun onderlinge samenhang weergegeven (Figuur 4).

⁸ Vergelijk ook referentiestudies van Al (1995); Bisseling et al, (1994); Van Leerdam et al., (1992 en 1993); Van Wirdum (1993).



Figuur 4: De kwaliteit van een soort of van een ecosysteem wordt bepaald door deze te vergelijken met een referentiesituatie. In dit voorbeeld is de kwaliteit 25% vergeleken met de referentie.

4.3 Keuze van ecosysteemvariabelen als kwaliteitsmaat

Voor het bepalen van de ecosysteemkwaliteit zou men in theorie alle soorten en processen moeten meten. Dit is natuurlijk onmogelijk. Een keuze is onvermijdelijk om praktische en financiële redenen. De natuurkwaliteit wordt bepaald aan de hand van gekozen set van biologische variabelen. Deze variabelen betreffen in de regel de *abundantie van soorten* omdat deze een aantal voordelen hebben⁹. Echter, ook biologische processen of ecosysteemstructuurkenmerken zijn mogelijk zoals de “demografische samenstelling van visgemeenschappen” of de “verhouding tussen dood en levend hout in een bos”. Zij geven kwaliteitsinformatie op ecosysteem niveau. Voor de selectie van de kwaliteitsvariabelen zijn 10 overwegingen voorgesteld⁹.

4.4 Referenties

Bij het bepalen van de natuurkwaliteit is onderscheid gemaakt tussen de natuurwaarde voor gedomesticeerde gebieden en niet-gedomesticeerde gebieden¹⁰. De kwaliteit van niet-gedomesticeerde gebieden wordt bepaald door deze te vergelijken met een natuurlijke referentie of een pragmatische benadering daarvan. Hier is natuurlijkheid en het voorkomen van de oorspronkelijke soorten en hun bijbehorende dichtheden de beoordelingsgrondslag. Immers, volgens het Biodiversiteitsverdrag is het behoud van natuurlijke habitats het voornaamste vereiste voor het behoud van biodiversiteit (UNEP, 1994). Ook nationaal is natuurlijkheid en de daarbij behorende biodiversiteit een hoofddoelstelling van het natuurbeleid (LNV, 1990).

Het vergelijken van gedomesticeerde gebieden met een natuurlijke referentie heeft daarentegen weinig praktische betekenis. Dit zou steeds zeer lage waarden opleveren. De oorspronkelijke ecosystemen zijn immers weggehaald om plaats te maken voor landbouw of stedelijk gebied. Dergelijke cultuursystemen kunnen daarentegen hoog worden gewaardeerd vanwege onder meer landschappelijke, cultuurhistorische en biodiversiteit overwegingen. Het is hierbij niet van belang of soorten er van nature

⁹ Zie paragraaf Selectie van soorten

¹⁰ In het kader van het Biodiversiteitsverdrag (CBD) is voorgesteld om hier de Engelse termen *self-regenerating* en *man-made* te hanteren. Onder man-made of gedomesticeerde gebieden wordt verstaan urbaan gebied, permanent agrarisch gebied (incl. sloten, natuurlijke elementen kleiner dan 100 ha) en infrastructuur. Onder “self-regenerating”, “niet-gedomesticeerde”, of “natuurlijke” gebieden wordt verstaan: alle overige gebieden, ongeacht hun kwaliteit.

thuis horen. Hun voorkomen is juist afhankelijk van menselijke (agrarische) ingrepen. Daarom is voor gedomesticeerde gebieden een soortenrijke toestand uit het verleden voorgesteld als referentie. Bij deze cultuurreferentie geldt *soortenrijkdom* als beoordelingsgrondslag.

Als referenties stelt het Biodiversiteitverdrag voor (UNEP, 1997a, c):

- i) de inwerkingtreding van het Biodiversiteitsverdrag (1993)
- ii) de preïndustriële toestand (“postulated baseline, set in pre-industrial times”).

Deze gelden voor zowel niet-gedomesticeerde als gedomesticeerde gebieden. Het vergelijkingsjaar 1993 geeft de mogelijkheid om veranderingen aan te kunnen geven sinds de inwerkingtreding van het Biodiversiteitverdrag. Naast 1993 is een preïndustriële referentie voorgesteld (UNEP, 1997c):

1. om een beeld te geven van de biodiversiteit-verliezen in de moderne, industriële tijd¹¹;
2. voor het beoordelen van veranderingen als zijnde voor- of achteruitgang (bijv. zijn meer algen of meer scholeksters een voor- of achteruitgang?);
3. om de toestand van landen wereldwijd -op een eerlijke manier- te vergelijken, ongeacht het stadium van sociaal-economische ontwikkeling van een land;
4. om consistente aggregaties mogelijk te maken op nationale, regionale en wereldschaal;
5. omdat deze maakbaar wordt geacht met historische en geografische referenties.

4.5 Tijd- en ruimteschaal

Hoewel de Ecologisch Kapitaal Index-methodiek in principe toepasbaar is op iedere ruimte- en tijdschaal, is het ontwerp bedoeld voor de ondersteuning van de beleidsontwikkeling op nationale schaal en hoger. Als tijdschaal moet men denken aan 4-5 jaar. Hiervoor zijn enkele motieven aan te voeren. Ten eerste is dit de gebruikelijke duur van een kabinetperiode. Ten tweede zijn de effecten van maatregelen pas na enige jaren zichtbaar vanwege de traagheid van ecosystemen. De huidige meetnetten op nationale schaal (NEM) laten in de regel ook geen uitspraken op kleinere tijdschaal toe.

Wat betreft ruimteschaal is in Biodiversiteitsverdrag onderscheid gemaakt tussen de continenten en daarbinnen verschillende hoofd-ecosysteemttypen (UNEP, 1997a): bossen, grasland, toendra, (semi-) woestijn, zoetwatersystemen, mariene en kustgebieden en agrarische ecosystemen.

Onder niet-gedomesticeerde gebieden worden verstaan alle bovengenoemde hoofd-ecosysteemttypen uitgezonderd agrarisch, ongeacht hun kwaliteit. Extensief begraasde natuurlijke graslanden en “shifting cultivation” vallen hier ook onder.

Onder gedomesticeerde gebieden wordt verstaan agrarische gebieden, stedelijk en infrastructureel gebied. Onder agrarisch gebied valt: permanent grasland en bouwland, houtplantages met exoten, en semi-natuurlijke elementen als sloten, houtwallen, erf, overhoekjes en dergelijke kleiner dan 100 ha..

¹¹ In deze periode namen de verliezen een ongekend hoge vlucht: de uitsterfsnelheid in de industriële tijd werd 1000 tot 10.000 keer hoger dan de natuurlijke uitsterfsnelheid (UNEP, 1995).

Hoewel het wereldecosysteem in principe in oneindig aantal ecosysteemtypen kan worden onderverdeeld wordt voor mondiale evaluaties het aantal onderscheiden ecosysteemtypen (habitat types) klein gehouden. Hiervoor zijn verschillende redenen:

1. iedere verdere opsplitsing in typen levert nieuwe classificatie- en begrenzingproblemen op;
2. de informatie moet overdraagbaar zijn;
3. beperkte opdeling geeft de mogelijkheid om de toestand van de verschillende continenten te aggregeren tot mondiale beschouwingen;
4. de praktijk wijst uit dat monitorbudgetten eenvoudig niet een grote detaillering toelaten. Dit laat een grotere differentiëring op landelijke schaal –zoals in Nederland- onverlet.

4.6 Berekeningswijze

De berekening vindt als volgt plaats:

Per begroeiingstype wordt de gemiddelde kwaliteit (% referentie) bepaald aan de hand van de afzonderlijke kwaliteitsvariabelen volgens de formule:

$$EcosystemQualityIndex = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{currentstate}{baselinestate}}{n} \text{ voor } n \text{ kwaliteitvariabelen (Ten Brink en}$$

Douma, 1995)¹². Dit levert een kwaliteit op tussen 0-100%.

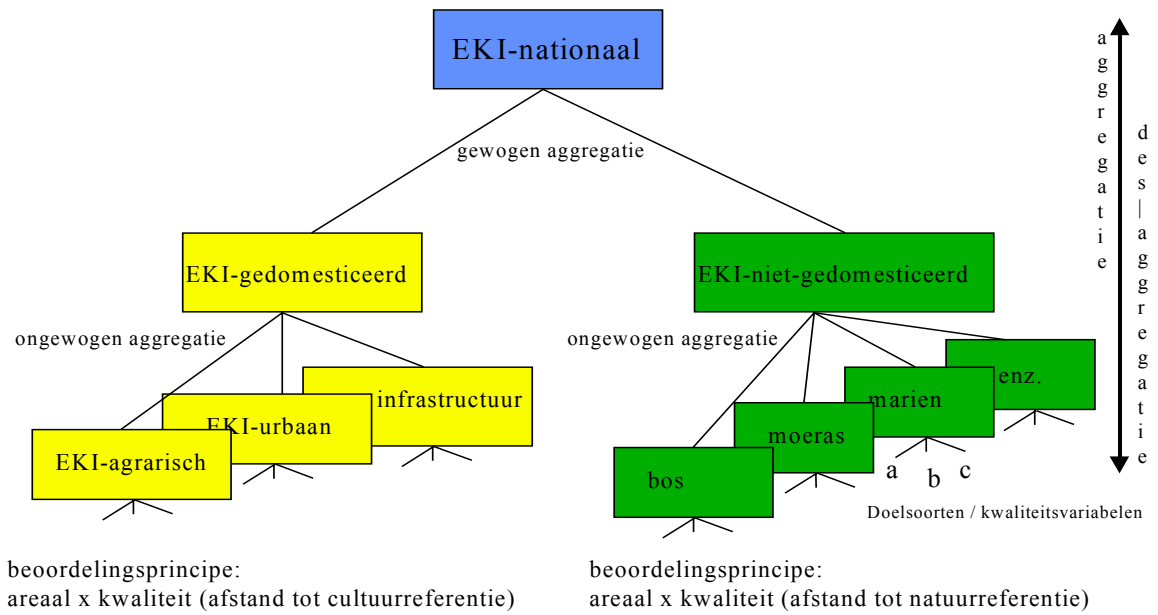
De natuurwaarde per ecosysteemtype is: *kwantiteit (% landtotaal) x kwaliteit (%)*.

- De nationale natuurwaarde wordt bepaald door optelling van afzonderlijke natuurwaarden (aggregatie). Strikt genomen betekent “natuurwaarde”: “*het % resterend gebied van 100% natuurkwaliteit*”. In de praktijk zal een ecologisch kapitaal van bijvoorbeeld 20% uit een veel groter areaal dan 20% zijn opgebouwd van een lagere kwaliteit.

Vanwege het verschillend karakter van de natuur in niet-gedomesticeerde en gedomesticeerde gebieden wordt onderscheid gemaakt in een EKI_{niet-gedomesticeerd} en een EKI_{gedomesticeerd}. (RIVM, 1997, UNEP, 1997). Optelling is niet zonder meer mogelijk omdat ze ongelijke waarden betreffen. De beoordelingsgrondslagen zijn immers verschillend. Indien beleidsmatig toch verdere aggregatie tot één nationale natuurwaarde gewenst is zouden deze beide natuurwaarden gewogen opgeteld moeten worden. Figuur 5 geeft een schematische weergave van de aggregatie.

¹² Indien voor een variabele het huidige aantal groter is dan de referentie-bovengrens, bijv. in geval van plaagsoorten, dan wordt de inverse ratio voorgesteld (referentie gedeeld door het heden; UNEP, 1997c; V&W, 1989; Ten Brink en Colijn, 1990). In de Leefomgevingbalans is afgekapt op 100% (Ten Brink, Hoogeveen, Van Strien en Thissen, 1998). Het is mogelijk om verschillende gewichten toe te kennen aan verschillende variabelen (soorten) mits deze consequent in de tijd worden toegepast. Vanuit het oogpunt van eenvoud en objectiviteit wordt dit niet aanbevolen.

Schema EcologischKapitaalIndex



Figuur 5: Schematische weergave van de opbouw van de Ecologisch Kapitaal Index

5. Natuurwaarde

In dit hoofdstuk is een graadmeter 'Natuurwaarde' uitgewerkt die beschrijft hoe ecosystemen er als geheel voorstaan, afgeleid van het Ecologisch Kapitaal Index concept (hoofdstuk 4) en op Nederland toegesneden.

5.1 Definitie gedomesticeerde en niet-gedomesticeerde gebieden

Evenals in het generieke EKI-concept is onderscheid gemaakt in gedomesticeerde en niet-gedomesticeerde gebieden. Voor het overgangsgedebied van niet-gedomesticeerd naar gedomesticeerd zijn arbitraire keuzes gemaakt.

Onder gedomesticeerde gebieden wordt verstaan:

- Alle landbouwgebieden, urbaan gebied en infrastructureel gebied. Bij agrarisch gebied gaat het om grasland, bouwland en semi-natuurlijke elementen als sloten, houtwallen, erf, overhoekjes en dergelijke kleiner dan 6,25 ha. Hierbij tellen ook de oude cultuurgraslanden mee die extensief gebruikt worden en tegenwoordig voornamelijk in reservaten liggen en houtplantages met exoten. Ubaan gebied betreft stedelijk gebieden, recreatiegebieden, golfterreinen, stadsparken en bedrijfsterreinen. Infrastructureel gebied betreft alle infrastructuur inclusief kanalen, dijken en bermen.

Onder niet-gedomesticeerde gebieden wordt verstaan:

- alle overige natuurlijke gebieden ongeacht hun kwaliteit, waaronder natuur gebieden, bossen (excl. houtplantages met exoten) en oppervlakte wateren met hun oevers (excl. sloten en kanalen).

5.2 Pragmatische keuze van referenties

Voor gedomesticeerde gebieden, in het bijzonder agrarische gebieden, wordt de periode rond 1950 als vergelijkingsjaar (cultuurreferentie) aangehouden. Aan deze keuze liggen verschillende overwegingen ten grondslag. Voor deze periode zijn aan de ene kant nog goede data beschikbaar, terwijl aan de andere kant deze periode nog vóór de grote intensivering van de landbouw is. De grootste natuurverliezen door de "industrialisatie" van de landbouw -schaalvergroting, kunstmestgebruik, ontwatering, pesticiden gebruik, veredeling e.d.- vond daarna plaats. Verder zijn de soortenrijke agrarische ecosystemen in deze periode een reëlere en beleidsrelevantere vergelijkingsbasis voor de huidige systemen dan de nauwelijks meer te realiseren omvangrijke, zeer schrale (blauwgrasland) systemen van begin deze eeuw. Deze historische insteek wordt gezien als een goede schattingsmethode voor de natuurwaardenpotentie

Voor stedelijk en infrastructureel gebied worden eveneens cultuurreferenties gehanteerd. Het gaat hier niet om historische referenties maar veeleer om potenties. Soortenrijke situaties zullen worden gebruikt als geografische referenties om reële potenties te kwantificeren (Van der Meij, 1997).

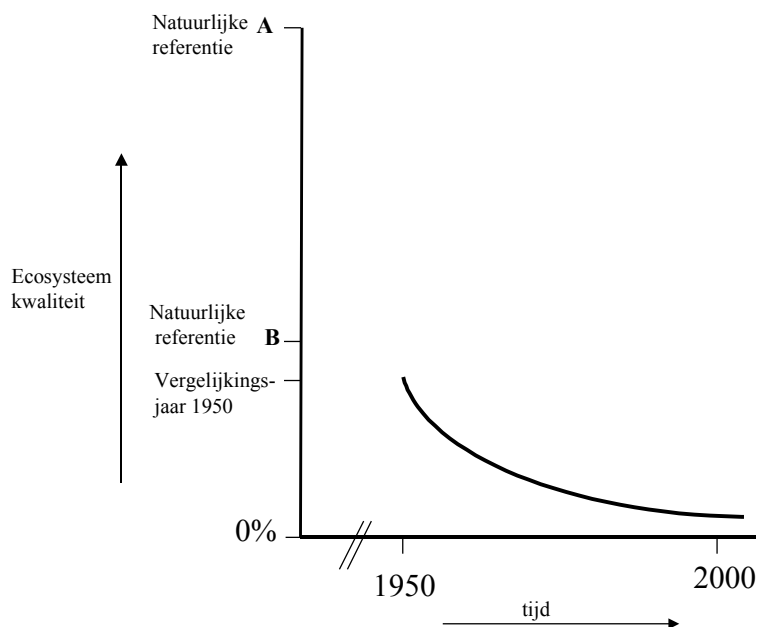
De kwaliteit van niet-gedomesticeerde gebieden wordt bepaald door deze te vergelijken met een natuurlijke referentie of een pragmatische benadering daarvan. Hiervoor gelden dezelfde argumenten als genoemd bij de generieke

methodebeschrijving in paragraaf 4.4 (UNEP, 1997a en c). Kennis en inzichten over natuurlijke ecosystemen vertonen nog aanzienlijke leemten. In opdracht van de planbureau-instituten zullen deskundigen op vele terreinen kwantitatieve en landsdekkende gegevens genereren voor het nader bepalen van natuurlijke referenties.

Om op korte termijn toch in een pragmatische vergelijkingsbasis te voorzien zal de periode rond 1950 voorlopig als vergelijkingsjaar dienen voor niet-gedomesticeerde gebieden, met uitzondering van significant beschadigde ecosystemen zoals bosecosystemen. Bij de bepaling van de Natuurwaarde op basis van het vergelijkingsjaar 1950 moet met deze beperking rekening gehouden worden. 1950 impliceert immers reeds beschadigde ecosystemen. Voor de natuurtypen waarbij 1950 de natuurlijke referentie redelijk benadert zal deze blijvend worden gehanteerd. Indien deze ver afwijkt zal deze worden gecorrigeerd (Figuur 6).

Voor de rijkswateren zijn reeds natuurlijke referenties beschikbaar. De referenties zijn opgesteld op basis van historische gegevens van het begin van deze eeuw, geografische referenties en modelresultaten (Ten Brink en Colijn, 1990).

Voor de regionale wateren worden in het kader van het “Handboek Aquatische Natuurdoeltypen” per watertype referenties beschreven door Alterra. De referentiekeuze voor het “Handboek Aquatische Natuurdoeltypen” komt in grote lijnen overeen met de hierboven beschreven benadering in het kader van de natuurwaarde. Bij de ontwikkeling van de graadmeter voor waterecosystemen door het RIVM, RIZA en RIKZ zal worden nagegaan in hoeverre deze referentiebeschrijvingen kunnen worden gebruikt bij de ontwikkeling van de graadmeter voor regionale waterecosystemen en bij de uitwerking van de “Goede Ecologische Toestand” voor de Europese Kaderrichtlijn Water (EU, 1999).



Figuur 6: Het jaar 1950 wordt gehanteerd als voorlopig vergelijkingsjaar voor de niet-gedomesticeerde ecosystemen. In de gevallen waarbij deze de natuurlijke referentie redelijk benadert kan deze blijvend worden gehanteerd (situatie B). Indien deze ver van de natuurlijke referentie blijkt af te wijken zal deze worden vervangen (situatie A).

5.3 Gebiedseenheden: natuurtypen per fysisch-geografische regio

Voor de bepaling van de ruimtelijke eenheden is aangesloten bij de indeling volgens het “Handboek Natuurdoeltypen in Nederland” (Bal et al., 1995 en hoofdstuk 6). Enkele aanvullingen bleken noodzakelijk omdat het ook om gebieden buiten de EHS gaat en een verdere onderverdeling nodig is van de fysisch-geografische regio's (FGR's) “getijdengebieden” en “afgesloten zoete zeearmen” volgens de watersysteemindeling van Rijkswaterstaat. Dit resulteert in de fysisch-geografische regio's: heuvelland, hoge zandgronden, duinen, rivierengebied, zeekleigebied, laagveen- en plassen gebied, IJsselmeer, zoete delta, zoute delta, Waddenzee en Noordzee.

Binnen de FGR's wordt een onderverdeling gemaakt naar de begroeiing- of natuurtypen¹³ (Van Leeuwen & Van Strien, 1997). Hierbij zijn natuurdoeltypen tot de grotere eenheden –de *natuurtypen*- samengevoegd (paragraaf 6.2 en Bijlage 2). Tabel 2 geeft een overzicht van de fysisch-geografische regio's en natuurtypen (NT).

Tabel 2: Fysisch-geografische regio's (FGR's) en natuurtypen (NT's).

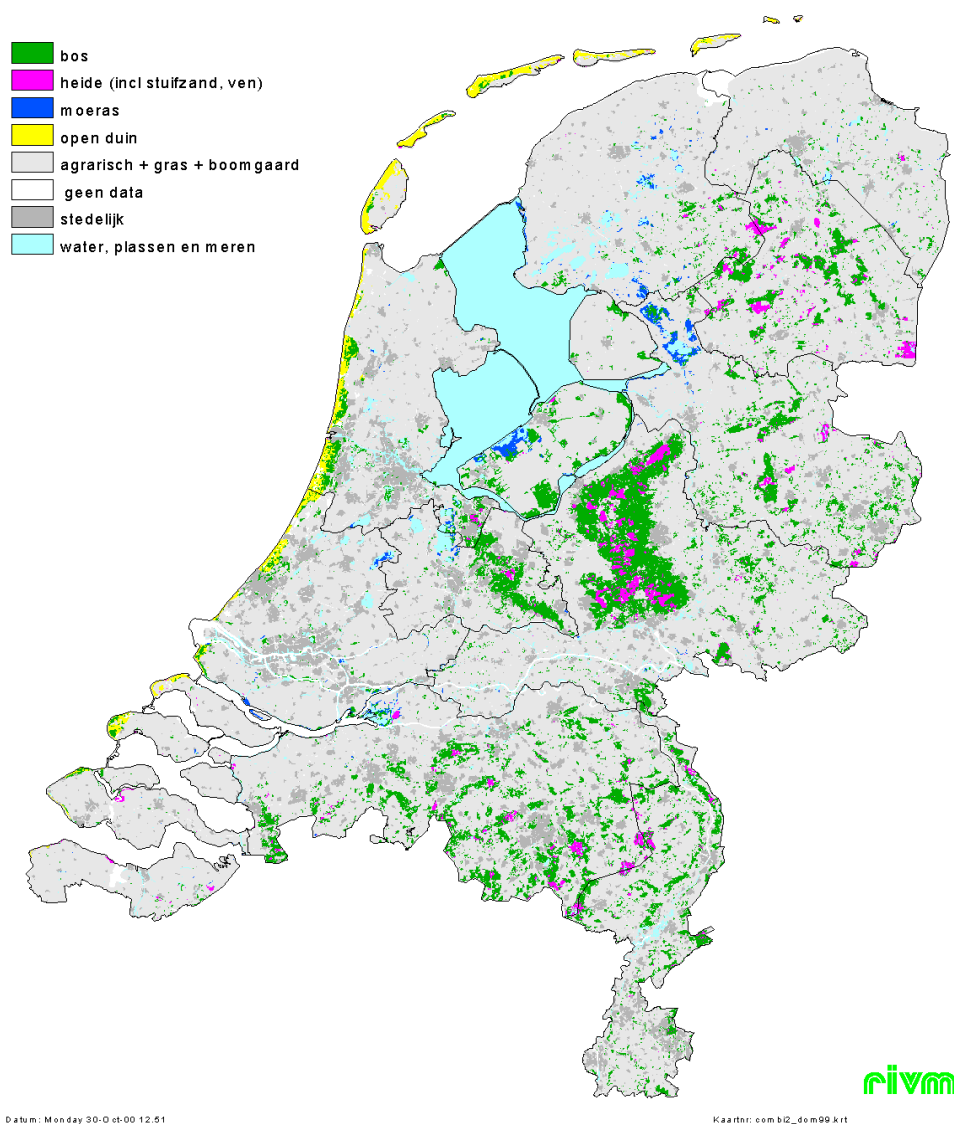
Fysisch-geografische regio's	Afkorting	Terrestrische natuurtypen:
Primair terrestrisch:		
Duingebied	Du	1. Stedelijk
Heuvelland	Hl	2. Infrastructuur
Hoge zandgronden	Hg	3. Agrarisch
Laagveengebied	Lv	4. Bos
Rivierengebied	Ri	5. Heide
Zeekleigebied	Zk	6. Moeras
Fysisch-geografische regio's, Primair aquatisch:		7. Open Duin
Afgesloten zeearmen: w.o. IJsselmeer en zoete delta	Az	Aquatische natuurtypen:
Getijdengebied: w.o. Waddenzee en zoute delta	Gg	8. Beken
Noordzee	Nz	9. Meren en plassen
		10. Rivieren
		11. Sloten
		12. Kanalen
		13. Wingaten
		14. Vennen

Bij bos gaat het ook om geëxploiteerde bostypen als hakhout en grienden en om opslagbos op de hei. Bij heide gaat het om droge heide, natte heide, hoogveen en stuifzand. Bij moeras gaat het om rietmoeras. Bij open duin gaat het ook om stuifduinen, duinheide en moeras. Bij agrarisch gaat het om gras- en akkerland waaronder sloten. Bij graslanden gaat het om half-natuurlijke graslanden -waaronder

¹³ Begroeiingstypen (BT), ecosysteemttypen (ET) en natuurtypen (NT) zijn in dit rapport als synoniemen gehanteerd. Omdat het om de biologische component gaat van zowel terrestrische als aquatische ecosystemen is in het vervolg steeds “natuurtypen” gehanteerd.

natte schraalgraslanden en blauwgraslanden- en de moderne agrarische graslanden¹⁴. Bij urbaan gaat het om stad en infrastructuur waaronder kanalen.

In het kader van de graadmeter voor waterecosystemen zullen de planbureau-instituten onderzoeken hoe de bestaande verfijnde watersysteemindeling van Rijkswaterstaat (bijvoorbeeld Getijde Maas, Gestuwde Maas, Grensmaas en Maaskanalen), de stroomgebiedbenadering uit de Europese Kaderrichtlijn Water (Schelde, Maas, Rijn en Eems) en de regionale indeling van watertypen en watersystemen overeenkomen met de indeling in FGR's en welke mogelijkheden er zijn om deze indelingen middels aggregatie te vertalen naar FGR's.



Figuur 7: Omvang en ligging van de belangrijkste natuurtypen anno 1999.

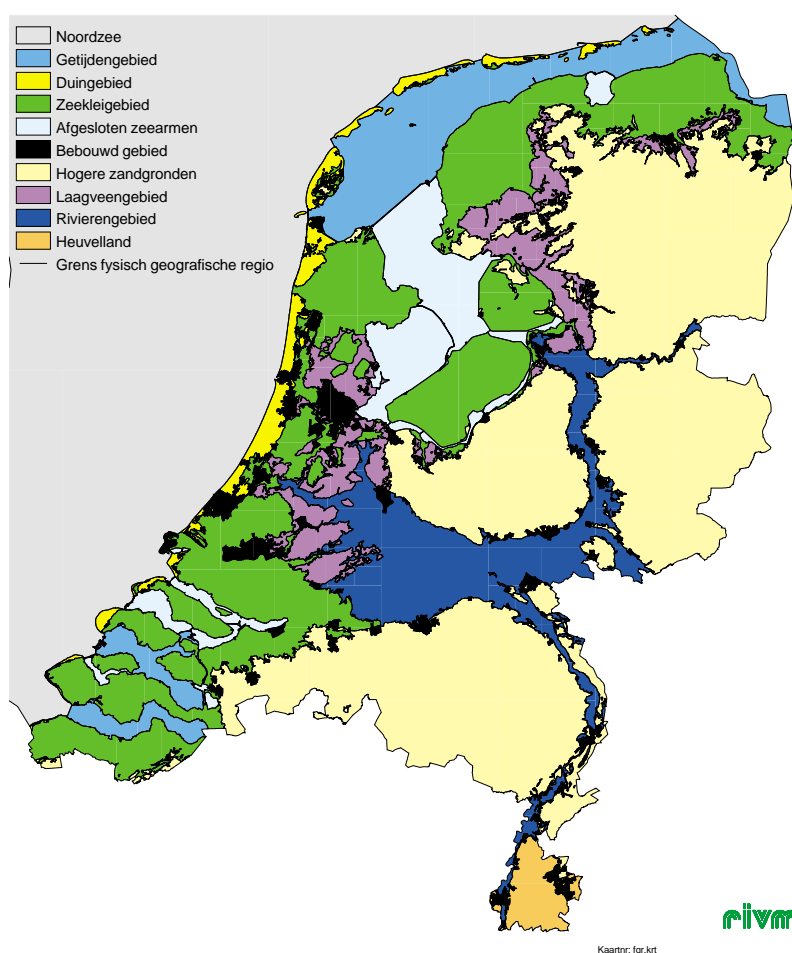
¹⁴ Het toedelen van oude cultuurgraslanden aan agrarisch/gedomesticeerde gebieden in plaats van aan niet-gedomesticeerde gebieden, ook al zijn het juridisch “natuurreservaten”, heeft te maken met de keuze van de passende referentie. Voor deze gebieden wordt een cultuurreferentie anno de cultuurgraslanden 1950 gehanteerd, niet een natuurreferentie. Deze reservaten zijn dan ook bedoeld om het ecologisch kapitaal in het agrarisch gebied enigszins in stand te houden.

Er is voor de ruimtelijke indeling in FGR en NT gekozen om de volgende redenen:

1. De indeling geeft informatie over de belangrijkste natuurtypen in Nederland
2. Het is het kleinste schaalniveau waarop vierjaarlijks op landelijke schaal betrouwbare informatie te geven is op basis van biologische meetnetten waaronder het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM).
3. Het sluit maximaal aan bij de indeling volgens de natuurdoeltypologie.

Figuur 7 geeft een beeld van de ligging en omvang van de natuurtypen anno 1999, Figuur 8 geeft een kaartbeeld van de fysisch-geografische regio's en Tabel 3 geeft de oppervlakte van de belangrijkste terrestrische FGR/NT combinaties. Combinaties met een geringe oppervlakte zijn weggelaten, zoals moeras in heuvelland.

Fysisch geografische regio's



Figuur 8: Indeling Fysisch-Geografische Regio's (naar: Alterra en EC-LNV)

De ecosysteme informatie kan, wanneer wenselijk, in de toekomst afgestemd worden met de provinciale grenzen. De provincies zijn immers betrokken bij een belangrijk deel van de uitvoering van het natuur-, milieu- en waterbeleid. De afstemming zou kunnen worden bereikt indien de hogere zandgronden en de laagveengebieden in sub-

regio's worden verdeeld. Tevens kan het zinvol zijn meer ecosystemen te onderscheiden (b.v. grasland en akkerland), waardoor de ecosysteemtypologie zich nog beter gaat verhouden tot de natuurdoeltypologie (zie ook hoofdstuk 6). Voor de terrestrische gebieden is een onderverdeling naar sub-FGR's of sub-NT's vooralsnog niet mogelijk omdat geen van de huidige meetnetten zodanig is ingericht. De meetnetten van de particuliere gegevensleverende organisaties (pgo's) zijn ingericht om op landelijk niveau trends in soorten te kunnen vaststellen. Uitspraken op het niveau van FGR/NT zijn -met de huidige meetnetten- nog niet mogelijk (Gremmen et al., 1999; Bisseling et al., 1999). Ook het Programma Beheer voorziet niet in deze informatie (Van Strien en Bal, pers. meded.). Om uitspraken op het niveau van sub-FGR of sub-NT te kunnen doen, zijn substantiële uitbreidingen van de meetnetten nodig. Na realisatie van het graadmeterstelsel op FGR/NT niveau zal de -financiële- mogelijkheid daartoe worden onderzocht.

Tabel 3: Indicatieve schatting van het oppervlak (ha.) per natuurtype/FGR.

	Agrarisch	Bos	Open duin	Heide	Moeras ¹	Water	Stedelijk	Infrastructuur
Du	28.000	11.400 (12.400)	38.400 (35.100)				12.000	1.700
Hl	30.900 (1.400)	3.600 (3.900)	-	-	100 (-)	100	13.300	2.600
Hz	1.030.800 (63.700)	259.000 (271.000)	-	13.400 (34.600)	48.300 (600)	20.000	223.800	36.900
Lv	181.400 (12.400)	5.800 (6.800)	-	-	14.400 (9.200)	30.900	20.600	5.500
Ri	246.500 (8.500)	9.900 (11.000)	-	-	3.500 (600)	26.300	61.700	12.400
Zk	725.400 (15.600)	20.400 (24.800)	-	-	12.500 (6.500)	42.400	123.600	32.100
Az	5.600	1.700			10.400	235.400	2.600	600
Gg	2.900				7.900	322.200	700	200
Nz					100	2.118.800	200	-

Toelichting: In cijfers tussen haakjes is aangegeven het areaal binnen de EHS. De grijze vakken zijn de beschouwde -relevante- terrestrische natuurtype/FGR combinaties. Zeeklei-bos is (nog) niet apart onderscheiden, terwijl dit een aanzienlijk areaal betreft. Het areaal moeras op de hogere zandgronden is een artefact voortkomend uit LGN, en behoort grotendeels bij duin en bos.

Bronnen: FGR kaart IBN, LGN3; natuurdoeltypekaart Staring Centrum.

De sub-indeling op langere termijn zou kunnen zijn:

Hoge zandgronden: Noord, Oost, Midden, Zuid

Laagveen: Noord, West

Zeeklei: Noord, Noord-West, IJsselmeerpolders, Zuid-West

Duinen: Noord, Zuid

Met voorspellingsmodellen is een dergelijk onderscheid veelal wel mogelijk en deels al operationeel. Met het kerninstrumentarium van het Planbureau (Van Hinsberg et al., 1999) is gedetailleerdere indeling mogelijk. Beleidsmatig is die wens ook gebleken in het proces van de Vijfde nota ruimtelijke ordening en de Vijfde milieuverkenning. Het vergelijken van scenario's is daarmee in principe met een veel hogere resolutie mogelijk.

5.4 Selectie van soorten

Variabelen voor het bepalen van de ecosysteemkwaliteit kunnen zijn: i) abundantie van soorten, ii) processen en iii) ecosysteemstructuren. Hoewel ze alle drie naast elkaar gebruikt kunnen worden hebben soorten de voorkeur. Soorten zijn (veelal)

- eenduidig gedefinieerd,
- eenduidig meetbaar,
- hebben eenduidige relaties met milieucondities, ruimte en beheer,
- zijn daarmee modelleerbaar,
- goed beschreven en gemeten,
- beleidsrelevant,
- aansprekend voor bestuurders en publiek en,
- de bouwstenen van ecosystemen.

De selectie van soorten is een belangrijke stap in de operationalisering van de Natuurwaarde graadmeter. Zij vormen immers de concrete bouwstenen waaruit de ecosysteemkwaliteit afgeleid moet gaan worden. De selectie vindt plaats in overleg tussen de Natuurplanbureau-instituten, het CBS, de pgo's en de betreffende ministeries. Immers, de graadmeters zijn pas geschikt als ze geschikt worden geacht vanuit zowel het beleidsperspectief, het meetperspectief, als het onderzoekersperspectief (ecosysteemrelevantie en modelleerbaarheid). Box 1 geeft de 10 overwegingen weer die zijn gehanteerd (naar Ten Brink en Van den Berg, 1995; Bal et al., 1995). Overwegingen 2, 3, 6, 8 en 9 zijn meer van principiële aard, de overige van praktische aard.

Box 1: 10 overwegingen bij het kiezen van soorten¹⁵

De soort:

1. moet voldoende kennis over aanwezig zijn;
2. moet ecosysteem- en/of beleidsrelevant;
3. moet stuurbaar/beïnvloedbaar en modelleerbaar zijn;
4. moet eenduidig en betaalbaar meetbaar zijn;
5. moet zo mogelijk indicatieve waarde hebben voor andere ecosysteemdelen;
6. moet stabiel zijn; onderscheid tussen trend en natuurlijke fluctuaties
7. moet meer dan 15 jaar als graadmeter mee kunnen gaan;

De set van soorten:

8. moet representatief zijn voor het ecosysteem;
9. moet een representatief beeld geven van de belangrijkste menselijke ingrepen;
10. moet een zo klein mogelijk aantal, of aggregeerbaar en desaggregeerbaar zijn.

Op grond van bovenstaande overwegingen zijn een twaalfstal soortgroepen geselecteerd (Tabel 4). Van vijf soortgroepen is een eerste soortenkeuze gemaakt

¹⁵ Deze overwegingen gelden ook voor het kiezen van graadmeters die processen of ecosysteemstructuur beschrijven. Het is denkbaar dat uit de totale selectie een deelselectie wordt gekozen waarvoor wordt gemodelleerd. Modelleerbaarheid zou dan alleen voor die deelselectie gelden. In dat geval zou de signalering op een bredere basis berusten dan de verkenning.

(Bijlage 3). De overwegingen bieden enig houvast bij de soortselectie, maar garanderen geen reproduceerbaarheid. Zou het opnieuw gebeuren en door andere personen dan zouden er verschillen zijn. Het deskundigen-oordeel is een belangrijke factor en dat zal ook niet anders kunnen. Toch zijn er zijn enkele robuuste vertrekpunten. Een toelichting:

Het NEM en de AMOEBE-soorten van de Rijkswaterstaat bieden een eenduidige lijst van betaalbaar meetbare soorten (overweging 4). De doelsoorten uit Handboek Natuurdoeltype in Nederland (Bal et al, 1995) en de AMOEBE-soorten van Rijkswaterstaat (V&W, 1989) geven een beeld van de beleidsrelevante soorten. Bij de doelsoorten gaat het merendeels om zeldzame soorten (2). Soorten op zich zelf zijn in de regel goed modelleerbaar, doordat ze soortspecifieke habitateisen stellen. Hogere organisatieniveaus hebben deze eigenschap in de regel veel minder (3). Stabiliteit kan per soort worden verkregen door te werken met voldoende metingen per punt, voldoende meetpunten, en meerjarig voortschrijdende gemiddelden. De meetstrategie is soortspecifiek (6).

Ecosysteemrelevantie wordt verkregen door soorten te selecteren die het betreffende natuurype in hoge mate vormgeven. Het gaat hier om niet-zeldzame soorten die een grotere rol spelen in de biomassa- en/of energiestroom van een ecosysteem, zoals algen of macrofauna in een watersysteem, of omdat ze belangrijke structuurvormers zijn zoals zeegras in de getijdensystemen of struiken en boomsoorten in bossen. De overweging “meer dan 15 jaar als graadmeter meegaan” (7) hangt samen met het feit dat de meetnetten ook op lange termijn gegarandeerd zijn (4), hetgeen het NEM beoogt.

Alle soortgroepen zijn gecheckt op hun gevoeligheid voor de verschillende groene en grijze beleidsthema's (Tabel 4)¹⁶. Er zitten geen soortengroepen bij die voor alle thema's ongevoelig zijn. Er zijn ook geen thema's waarvoor er geen enkele gevoelige soortgroep is geselecteerd. Van geen van de thema's wordt verwacht dat die op korte termijn opgelost zullen zijn (7).

Tabel 4: Specifieke gevoeligheid van geselecteerde soortgroepen voor menselijke ingrepen (thema's)(bronnen: Alkemade et al., 1999; Verboom,1997; RIVM, 1997b).

Thema	Verzuring/ Verdroging/ Vermesting	Versnip- pering	Verspreiding	Verstoring	Beheer	Habitat Destructie	Klimaat	Buitenland
Soortgroep								
Hogere planten	X				X	X	X	
Vogels		X	X	X	X	X		X
Dagvlinders	X	X			X		X	
Libellen	X							
Amfibieën	X	X			X	X		
Reptielen	X	X			X			
Vleermuizen			X					
Overige zoogdieren		X	X	X	X	X		
Paddestoelen bossen	X							
Vissen	X	X	X		X	X		X
Waterplanten	X				X	X		
Macro-fauna	X		X		X	X		

Noot: deze tabel geeft de gevoeligheden die zich het meest voordoen. Ten principale zal echter elke groep van elke ingreep invloed ondervinden.

¹⁶ In NEM verband, mede op basis van Flora en Fauna 2030 rapportage (Ovaa, 1993).

De controle op aanwezigheid van voldoende kennis (1) en inzicht in indicatieve waarde (5) leunt sterk op een gevoelsmatige inschatting van deskundigen. Mochten data voor de bepaling van de referentie toestand of voor de modellering van een soort achteraf toch onvoldoende zijn, nu en in de komende jaren, dan valt de soort alsnog af (check in 2e instantie).

Indicatieve waarde (5) hangt nauw samen met de stand van kennis over de habitateisen en autoecologie van een soort en die van omringende soorten. Hoe groter die kennis, hoe meer kan worden gezegd over de geschiktheid van het gebied en daarmee de “kans op voorkomen” voor de omringende soorten.

Dat de set soorten tezamen een representatief beeld moet geven van het gehele ecosysteem (8) komt voort uit de wens om niet individuele soorten te beschrijven maar het gehele ecosysteem. Dit is conform het Biodiversiteitsverdrag. Hiertoe is getracht zoveel mogelijk soorten te selecteren uit verschillende ecosysteemonderdelen, met zo verschillend mogelijke leefwijzen, habitateisen en ecosysteemfunctie. Ze moeten tevens “kenmerkend” zijn voor het natuurtype. “Kenmerkend” houdt in dat hun verspreiding een accent heeft in het betreffende gebied en dat ze ecosysteemrelevant zijn (2). Daartoe zijn soorten uit 10 verschillende soortgroepen geselecteerd, uiteenlopend van hoog en laag in de voedselketen (primaire producenten, herbivoren, carnivoren en reducenten), kort- en langlevend, terrestrisch en aquatisch, trekkend en niet-trekkend e.d. Per natuurtype-FGR zijn of worden uit al deze groepen kenmerkende soorten geselecteerd.

Aan de eis dat de set soorten tezamen een representatief beeld moet geven van de belangrijkste menselijke ingrepen (9) zou moeten zijn voldaan wanneer aan (8) is voldaan. Als check achteraf worden de gekozen soortgroepen gescoord op hun gevoeligheid voor de relevante groene- en grijze beleidsthema's per natuurtype per FGR.

Een zo klein mogelijk aantal (10) komt voort uit de noodzaak om kosten-effectief te zijn (meetnetten en modellen) en om de informatie behapbaar en communiceerbaar naar politiek en publiek te houden. Kortom: met hoe minder soorten een afdoende beeld gegeven kan worden hoe beter. Het blijkt dat selectie van honderden soorten desalniettemin onvermijdelijk is. Hierom zijn aggregatiewijzen noodzakelijk geworden. Hierin is voorzien.

Werkenderwijs bleek er toch behoefte aan twee aanvullende overwegingen.

11. Robuustheid van de set. Neem zoveel mogelijk soorten mee, dat maakt de cijfers relatief ongevoelig voor de precieze selectie van soorten, en geeft een grotere steekproef uit het ecosysteem. De persoonlijke voorkeur van degene die selecteert speelt dan een minder grote rol.

Deze regel lijkt in tegenstrijd met regel 10. Echter, vele soorten liften in het monitoringprogramma kosteloos mee, en de aggregatiewijze ondervangt het communicatieprobleem. Dit geldt niet voor de modelleeractiviteiten. In eerste instantie zal de diagnose (heden) dan ook op een bredere set van soorten gebaseerd zijn dan de prognose (modelmatige verkenning op basis van een sub-set). Tevens moet worden gewaakt soorten toe te voegen met een lage meetnauwkeurigheid die de nauwkeurigheid van de totaal indices verlagen (Heesterbeek, 1999).

12. Een evenwichtige gevoeligheid van de set van soorten per natuurtype-FGR. Zowel gevoelige als minder-gevoelige soorten zijn nodig om veranderingen aan te kunnen geven in zowel redelijke onbeschadigde als gedegradeerde ecosystemen.

Om te voorkomen dat de soortselecties per natuurtype onderling sterk verschillen qua gevoeligheid voor menselijke ingrepen is voorgesteld te letten op een evenwichtige verdeling van de doelsoorten en de niet-doelsoorten per NT/FGR. Hierbij wordt uitgegaan dat doelsoorten een relatief gevoelige groep is ten opzichte van de overige soorten gegeven het criterium zeldzaamheid en trendmatige terugval waarmee ze zijn geselecteerd. Beide groepen moeten binnen een range van 30-70% blijven. Deze gevoeligheid-check heeft plaats gevonden op de soortenkeuze anno 1999. Deze heeft betrekking op 5 terrestrische soortgroepen: planten, vogels, dagvlinders, reptielen en vleermuizen. Het natuurtype bos voldoet voor de meeste FGR's niet aan deze verhouding, de overige typen in de regel wel (Tabel 5).

Tabel 5: Aantallen doelsoorten en niet-doelsoorten per FGR/NT-combinatie van planten, vogels, dagvlinders, vleermuizen en reptielen (Van der Peijl, 2000).

FGR	NT	Aantal soorten	Flora/fauna			Totaal
			Flora	Gewervelden	Ongewervelden	
Duin	Bos	Doelsoorten		2		2
		Niet-doelsoorten		18		18
	Open du	Doelsoorten	42	21	9	72
		Niet-doelsoorten	41	12	8	61
Hl	Agrarisch	Doelsoorten	32	17	3	52
		Niet-doelsoorten	22	10	2	34
	Bos	Doelsoorten	12	3	2	17
		Niet-doelsoorten	19	18	1	38
Hz	Agrarisch	Doelsoorten	49	18	11	78
		Niet-doelsoorten	72	10	10	92
	Bos	Doelsoorten	8	6	9	23
		Niet-doelsoorten	31	20	12	63
	Hei	Doelsoorten	27	22	12	61
		Niet-doelsoorten	22	11	8	41
Lv	Agrarisch	Doelsoorten	4	18	3	25
		Niet-doelsoorten	38	10	6	54
	Bos	Doelsoorten	9	3	1	13
		Niet-doelsoorten	39	18	0	57
	Moeras	Doelsoorten	9	15	1	25
		Niet-doelsoorten	48	9	0	57
Ri	Agrarisch	Doelsoorten	24	17	2	43
		Niet-doelsoorten	65	11	6	82
	Bos	Doelsoorten	1	3		4
		Niet-doelsoorten	14	18		32
	Moeras	Doelsoorten	2	14		16
		Niet-doelsoorten	29	9		38
Zk	Agrarisch	Doelsoorten	10	18	0	28
		Niet-doelsoorten	47	10	7	64
	Bos	Doelsoorten		3		3
		Niet-doelsoorten		18		18
	Moeras	Doelsoorten	4	14		18
		Niet-doelsoorten	14	9		23
Totaal aantal doelsoorten			233	194	53	480
Totaal aantal niet-doelsoorten			501	211	60	772

Box 2 : Soortkeuze voor wateren

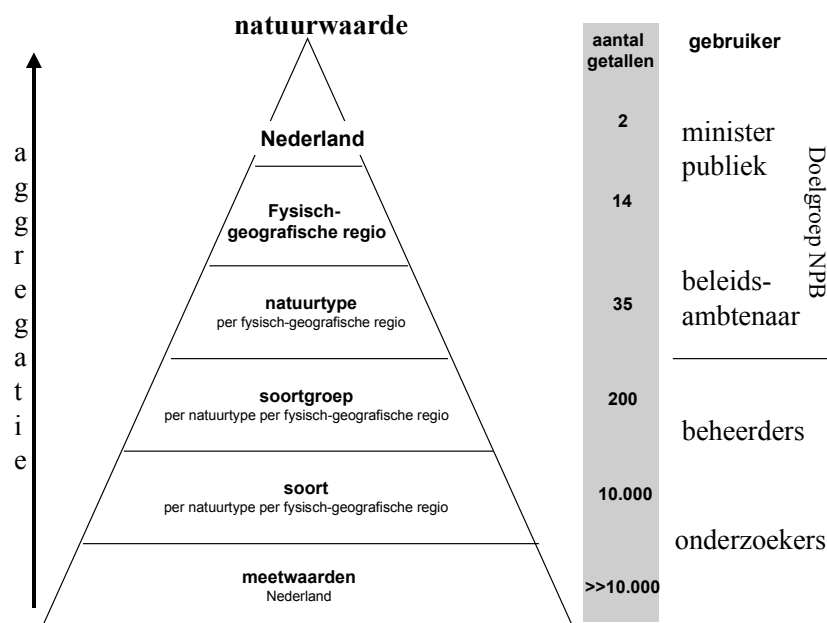
In tegenstelling tot de rijkswateren wordt de ecologische kwaliteit van de regionale wateren momenteel veelal vastgesteld aan de hand van de macro-fauna samenstelling. Inmiddels wordt gestreefd naar een meer evenwichtige beoordeling. In eerste instantie wordt hierbij gedacht aan de uitbreiding met vissen en waterplanten. Deze keuze sluit niet alleen goed aan bij de Europese Kaderrichtlijn Water, maar door de aanvulling van twee belangrijke en aansprekende soortengroepen (vissen en waterplanten) krijgt de 'natte' natuur een gelijkwaardige positie ten opzichte van de 'droge' natuur (gewervelden, ongewervelden en planten).

De uiteindelijke keuze van de doelsoorten voor waterecosystemen is nog niet volledig uitgekristalliseerd. Voor de Rijkswateren worden de AMOEBE-soorten naar alle waarschijnlijkheid als basis gebruikt voor de verdere ontwikkeling van het graadmeterstelsel. Deze keuze is mede ingegeven door de beschikbaarheid van modellen (Hinsberg et al., 1999). Deze AMOEBE-soorten voldoen echter nog niet aan alle criteria. De huidige set van AMOEBE-soorten zou uitgebreid moeten worden om de representativiteit te verhogen voor het gehele ecosysteem en de belangrijkste menselijke ingrepen daarop. In het GONZ project wordt de mogelijkheid van uitbreiding onderzocht (RIKZ, 1999). In het kader van de ontwikkeling van de graadmeter voor wateren zal worden onderzocht welke aanvullingen wenselijk en mogelijk zijn en zullen hiervoor voorstellen worden gedaan.

In opdracht van het EC-LNV worden momenteel van regionale wateren referenties beschreven voor het Supplement Aquatische Natuurdoeltypen. Deze beschrijving bestaat per watertype o.a. uit doel-soorten en kenmerkende soorten voor de soortengroepen vissen, waterplanten en macro-fauna. Bij de uitwerking van graadmeters voor regionale watertypen zal hiervan gebruik worden gemaakt. Deze selectie zal worden getoetst aan de beschikbaarheid van monitoringgegevens (voor de diagnose) en de modelleerbaarheid (voor de prognose). Deze toetsing zal naar verwachting leiden tot een beperkt aantal operationele doelsoorten voor vissen en waterplanten.

5.5 Aggregatie naar het niveau van soortgroepen en natuurtypen

Bewerking en aggregatie van cijfers zijn noodzakelijk om een beeld te kunnen geven van de ontwikkeling van een soortgroep of ecosysteem. Voorts is datacompressie onmisbaar om behapbare informatie te genereren voor beleidsmakers en publiek. Afhankelijk van de informatiegebruiker en de vraagstelling kan laag of hooggeaggregeerde informatie worden geleverd. Zo kan voor de evaluatie van het soortenbeleid detailinformatie nodig zijn over de aantalontwikkeling en verspreiding van de lepelaar, terwijl de minister wil weten of de natuurkwaliteit in het Nederlands agrarisch gebied nu toe of afneemt.



Figuur 9: Een globale schatting van het aantal Natuurwaardegetallen bij hoge en lage aggregatie. Verschillende aggregatieniveaus dienen verschillende doelen. De gebruikers zijn indicatief aangegeven.

Voor de berekeningsgrondslag is een aantal stappen onderzocht en bediscussieerd op hun voor- en nadelen. Deze zijn uitgebreid beschreven in Bijlage 4. Hieronder volgen de belangrijkste conclusies.

5.5.1 Ongetrapte of getrapte aggregatie van soorten tot soortgroepen

De kwaliteit van een natuurtype wordt bepaald op basis van middeling van de kwaliteit van de afzonderlijke soorten. De volgende opties bij deze middeling zijn verkend:

1. Elke soort telt even zwaar mee (ongetrapte aggregatie)
Alle soorten gemiddeld bepalen de ecosysteemkwaliteit.
2. Kleine soortgroepen tellen even zwaar mee.
Het gaat om de groepen: planten, vissen, amfibieën, reptielen, vogels, zoogdieren, vlinders en libellen, paddestoelen e.d. De ecosysteemkwaliteit is het gemiddelde van de kwaliteit van deze soortgroepen. Binnen een soortgroep tellen alle soorten even zwaar.
3. Grote soortgroepen tellen even zwaar mee.
Gelijk aan 2, maar dan voor de groepen planten, ongewervelden en gewervelden. Voorgesteld wordt om te aggregeren over de drie grote soortgroepen (1/3 planten, 1/3 gewervelden, 1/3 ongewervelden) om dominantie van soortenrijke groepen (bijv. planten in optie 1) of juist soortenarme groep (bijv. reptielen in optie 2) te voorkomen. Voorwaarde is dat dominantie van enkele ongewervelde soorten in voorkomende gevallen wordt opgelost¹⁷.

¹⁷ De ongewervelde soorten in terrestrische systemen zijn op de korte termijn nog een relatief kleine groep (totaal een 40tal dagvlinders). Deze kunnen in bepaalde ecosysteemtypen nog steeds dominantie

5.5.2 Meetkundig of rekenkundig middelen, mét of zonder afkap?

De soortkwaliteit is de ratio van heden/referentie (bijv. zeehond: $1000/5000 = 20\%$). Vervolgens worden deze percentages van de verschillende soorten gemiddeld. Dit kan op de 'normale' wijze rekenkundig gebeuren, maar dit kan ook op meetkundige wijze. In het laatste geval tellen uitschieters niet zo sterk mee.

Voor sommige soorten zullen de huidige aantallen groter zijn dan in de referentie. Dit doet zich voor: i) bij plaagsoorten¹⁸, ii) bij een te lage schatting van de referentiewaarde (bijv. 1950 als natuurlijke referentie hanteren voor roofvogels in bos), of iii) indien geen natuurlijke bandbreedte voor de soort is aangegeven maar slechts een ondergrens. Men kan bij zo'n soort ervoor kiezen het aantal boven de 100% van de referentie af te kappen of zelfs negatief te tellen. Immers, biodiversiteitsverlies wordt gekenmerkt door de abundantieafname van vele soorten en de abundantietoename van enkele andere soorten. Toenames zijn een even relevant signaal voor systeemdegradatie als afnamen (paragraaf 4.1).

Er moet dus een keuze gemaakt worden tussen de wijze van middelen: rekenkundig of meetkundig middelen, en mét of zonder afkap. De keuze is toegelicht in Bijlage 4. Essentieel bij deze keuze is dat rekenkundig middelen met afkap bij 100% consistent is met de gekozen beoordelingsgrondslag voor Natuurwaarde. Meetkundig middelen met afkap bij 1% en 10.000% is consistent met de Soortgroep Trend Index. Voorts is getoetst op overwegingen aangaande eenvoud, beleidsbetekenis, evenwichtigheid, stabiliteit, vermijden subjectieve wegingen. Als berekeningsgrondslag is gekozen:

- i) rekenkundig middelen met afkap bij 100%, zonder toepassing van inverse voor plaagsoorten;
- ii) met aanvullend informatie over de set soorten boven de 100%, volgens meetkundig middelen met afkap (1% en 10.000%). Hierin voorziet de Soortgroep Trend Index.

Hiermee wordt enerzijds een evenwichtig en betekenisvol beeld gegeven van de afstand tot het natuurlijke ecosysteem en het agrarisch ecosysteem anno 1950 en anderzijds recht gedaan aan de behoefte ook de sterke toenames (meestal herstel) van specifieke soorten sinds 1950 in beeld te brengen.

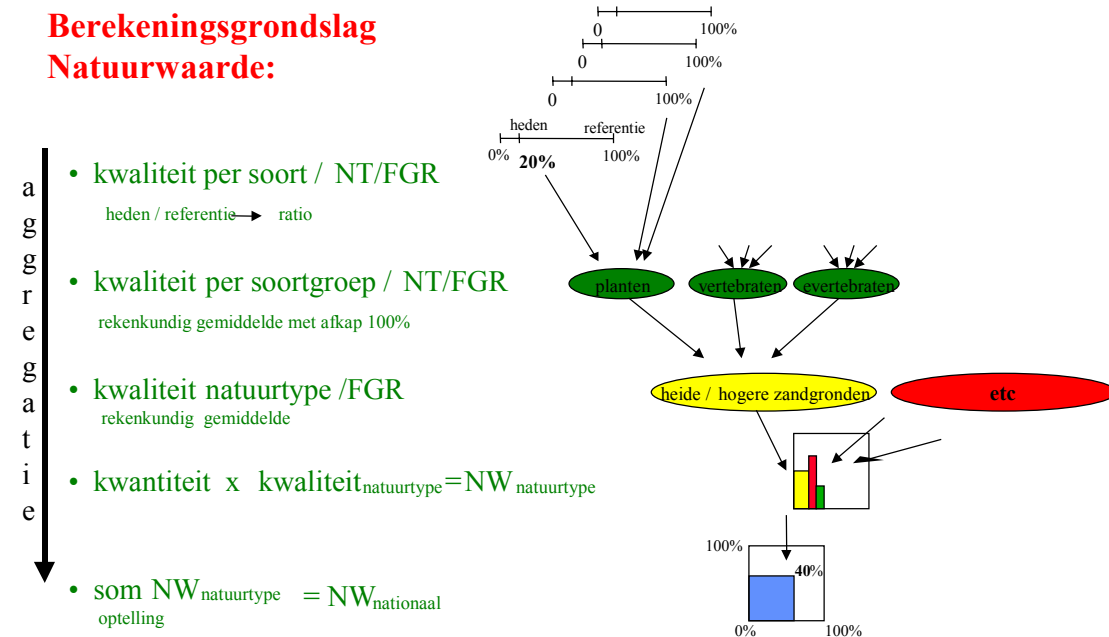
5.6 Aggregatie naar het niveau van FGR en landelijk

De kwaliteit van natuurtypen wordt bepaald door getrapte aggregatie en rekenkundige middeling (paragrafen 5.5.1 en 5.5.2.). Voor de aggregatie naar fysisch-geografische regio en naar geheel Nederland wordt de oppervlakte per natuurtype betrokken. De oppervlakte van het natuurtype (als % van het landelijk oppervlak) wordt vermenigvuldigd met zijn kwaliteit (Figuur 10). Dit levert een Natuurwaarde per

opleveren. In die gevallen worden gewervelden en ongewervelden tot de groep fauna samengevoegd. De ongewervelden groep zal binnen enkele jaren met libellen en mogelijk andere groepen zoals paddestoelen uitgebreid worden. Bij de aquatische ecosystemen zijn de ongewervelden ruim vertegenwoordigd.

¹⁸ Plaagsoorten zijn soorten die ontegenzeggelijk profiteren van menselijke ingrepen zoals bepaalde blauwalgen, kokmeeuw en brasem.

natuurtype op. De Natuurwaarden voor de verschillende natuurtypen per FGR worden opgeteld tot een Natuurwaarde voor de FGR. In feite is hier sprake van een areaal-gewogen aggregatie. De Natuurwaarden per FGR kunnen eenvoudig worden opgeteld tot een nationale Natuurwaarde die ligt tussen 0% en 100%. Vanwege het verschillend karakter van de natuur in niet-gedomesticeerde en in gedomesticeerde gebieden wordt onderscheid gemaakt in een Natuurwaarde _{niet-gedomesticeerd} en een Natuurwaarde _{gedomesticeerd}. Indien een nog verdere aggregatie tot één Natuurwaarde beleidsmatig gewenst zou zijn zouden deze beide natuurwaarden gewogen opgeteld moeten worden.



Figuur 10: Schema van de berekeningsgrondslag van de Natuurwaarde.

NT = Natuurtype
 FGR= fysisch-geografische regio
 NW= Natuurwaarde of Ecologisch Kapitaal Index

6. EHS-doelrealisatiegraadmeter

In dit hoofdstuk is een graadmeter uitgewerkt voor de evaluatie van de uitvoering van het EHS-beleid. Aan de orde komen de natuurdoeltypen als beleidstoetsingskader, enkele knelpunten die zich voordoen bij de operationalisering, en een voorstel voor een operationele EHS-doelrealisatie graadmeter (EDG).

6.1 Natuurdoeltypen

6.1.1 Uitgangspunten en opzet natuurdoeltypen

In het Natuurbeleidsplan (Ministerie van LNV, 1990) wordt de hoofddoelstelling van het natuurbehoud omschreven als: “duurzaam instandhouding, herstel en ontwikkeling van natuurlijke en landschappelijke waarden”. Deze doelstelling is concreet gemaakt met de twee natuurwaarderingcriteria: verscheidenheid (soortenrijkdom binnen en tussen verschillende ecosystemen) en natuurlijkheid (Bal et al., 1995). Deze criteria worden gecombineerd in de hoofddoelstelling: “behoud van biodiversiteit op een zo natuurlijk mogelijke wijze”. De realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) als samenhangend stelsel van duurzaam te behouden ecosystemen, wordt gezien als een methode om die beleidsdoelstelling te bereiken. In het Handboek Natuurdoeltypen in Nederland (Bal et al., 1995) is beschreven hoe met de natuurdoeltype-benadering de algemene beleidsdoelstelling verder geconcretiseerd kan worden.

In het stelsel van natuurdoeltypen zijn de natuurkwaliteitsaspecten verscheidenheid en natuurlijkheid geïntegreerd (Bal et al., 1995). Elk natuurdoeltype is zo geformuleerd, dat de bijdrage aan landelijk behoud van soortenrijkdom en de mate van natuurlijkheid duidelijk is.

De verscheidenheid-doelstelling is geoperationaliseerd met de aanwezigheid van doelsoorten. Doelsoorten zijn gekozen op grond van hun internationale betekenis en de mate waarin ze in Nederland zeldzaam zijn of sterk in aantallen afnemen. De natuurlijkheid-doelstelling is onder meer geoperationaliseerd met het noemen van kenmerkende abiotische processen en (meer algemene) processsoorten. Voorts zijn de natuurdoeltypen naar mate van natuurlijkheid (beheersinspanning) geordend in een viertal hoofdgroepen van beheersstrategieën. Onderscheid is gemaakt tussen grootschalige (landschapsniveau) nagenoeg natuurlijke systemen (hoofdgroep 1) en begeleid-natuurlijke systemen (hoofdgroep 2) met weinig tot geen beheersinspanningen en kleinere half-natuurlijke (hoofdgroep 3) en multifunctionele eenheden (hoofdgroep 4) met kleinschalig (perceelsniveau) beheer.

De natuurdoeltypen zijn eveneens geclassificeerd op grond van fysisch-geografische regio's. Met de ordening naar fysisch geografische regio's worden grote regionale verschillen in geomorfologie, hydrologie en bodemkenmerken -die bepalend zijn voor de natuurpotenties en beleidsopties- beschreven. In totaal zijn op deze wijze 132 natuurdoeltypen onderscheiden.

Het criterium voor het opnemen van een soort in de beschrijving van een natuurdoeltype was: “het natuurdoeltype is van belang voor het voortbestaan van de soort” (Bal et al., 1995). De aanwezigheid van het natuurdoeltype is dus bepalend voor het voorkomen van de soort en niet andersom. Soorten kunnen hierdoor aan meerdere natuurdoeltypen toegewezen worden.

6.1.2 Beleidsevaluatie en knelpunten

In het “Handboek Natuurdoeltypen in Nederland” wordt gesteld dat natuurontwikkelingen in het begin te evalueren zijn op basis van procesparameters. Voor de evaluatie van ontwikkeling op langere termijn is daarnaast de aanwezigheid van doelsoorten van belang. In het Handboek “wordt er vooralsnog vanuit gegaan dat in gebieden met hoofdtype 1 en 2 minimaal 25% van de potentieel aanwezige doelsoorten voor moet komen, voordat een natuurdoeltype als gerealiseerd kan worden beschouwd. Voor de typen 3 en 4a wordt 50% als ondergrens aangehouden. Voor de hoofdgroep 4b wordt nog geen percentage genoemd” (Bal et al., 1995). Hierbij wordt de kanttekening gemaakt “dat deze waarden nog slechts ruwe indicaties zijn”. “Nader onderzoek zal plaats moeten vinden om een dergelijke normering te onderbouwen en nader uit te werken. Op grond van ecologische amplitudes van de natuurdoeltypen uit hoofdgroep 3 en 4a is echter nu al te concluderen dat soms een percentage van bijna 100% mogelijk moet zijn, terwijl voor andere typen 50% al hoog is”. De verdere operationalisering van kwaliteitseisen van natuurdoeltypen op basis van doelsoorten vraagt nog een oplossing van de knelpunten zoals die in het Handboek Natuurdoeltypen in Nederland worden genoemd:

1. Doelsoorten zijn in principe de *eindtermen* waaraan getoetst kan worden of een natuurdoeltype aanwezig is (pag. 29, Bal et al., 1995). Het ontwikkelingstraject van veel natuurdoeltypen is echter vaak lang. Zo zal in hoofdgroep 1 en 2 de natuurlijke ontwikkelingsduur meerdere decennia in beslag nemen (pag. 43, LNV, 1995). Doelsoorten verschijnen pas laat waardoor natuurontwikkeling zich moeilijk laat meten op basis van voorkomen van alleen doelsoorten. Enkel meten aan doelsoorten maakt de graadmeter ongevoelig over een groot kwaliteitstraject;
2. Het wel of niet voorkomen van doelsoorten is tot op zekere hoogte aan toeval onderhevig en daarmee deels onvoorspelbaar (pag. 29 en 41, Bal et al., 1995). Dit geldt zeker voor de zeldzamere doelsoorten. Het geven van dichtheidsindicaties is met de huidige instrumenten en kennis niet mogelijk. “Evaluatie aan de hand van doelsoorten is –daarmee- problematisch en/of kostbaar” (Hoogeveen, 1995). Dit maakt de graadmeter minder stabiel en weinig bruikbaar voor verkenningen;
3. Potenties van voorkomen van doelsoorten in één en hetzelfde natuurdoeltype variëren soms binnen dezelfde fysisch geografische regio. De verschijningsvorm van een natuurdoeltype is dus wisselend, zodat per locatie (afgezien van toevalsfactoren) een andere fractie doelsoorten verwacht mag worden (pag. 41, Bal et al., 1995). Nadere richtlijnen zullen regionaal verder uitgewerkt moeten worden (pag. 21). Dit maakt de graadmeter minder gevoelig voor gebiedsspecifieke eigenschappen.

Voorts zijn knelpunten:

4. dat vele zeldzame doelsoorten niet gemeten worden dan wel weinig betrouwbaar zijn te meten (paragraaf 3.2);

5. het beperkte aantal doelsoorten in sommige natuurdoeltypen hetgeen de toetsing moeilijk maakt;
6. dat behalve “presentie” vooral de “abundantie” (aantal individuen per soort) van een soort de kwaliteit van een gebied bepaalt. Zo is het niet zo zeer van belang óf de zeehond voorkomt in de Waddenzee maar met hoeveel: 10, 100, 1000 of 5.000.

Om bovengenoemde knelpunten op te lossen zijn de laatste jaren verschillende methoden uitgewerkt. Het knelpunt van de evaluatie met doelsoorten is het vertrekpunt geweest voor het rapport *Wegen naar natuurdoeltypen* (Schaminee et al., 1998). In dit rapport worden per natuurdoeltype ook planten- en diersoorten benoemd die indicatief zijn voor een bepaalde fase in het ontwikkelingstraject. Staatsbosbeheer heeft deze knelpunten omzeild door naast doelsoorten ook algemenere, kenmerkende plantensoorten te beschouwen en voorts de abundanties mee te betrekken. Hiertoe zijn plantensoorten gebruikt die behoren tot de vegetatietypen die overeenkomen met de natuurdoeltypen. In de *Natuurplanner* van het RIVM is dit knelpunt op vergelijkbare wijze aangepakt (Wiertz et al., in prep). Geen van deze methoden is echter operationeel voor de ontwikkeling van een graadmeter voor natuurdoeltypen (Hoofdstuk 3).

6.2 Naar een EHS-doelrealisatiegraadmeter

In deze paragraaf wordt een EHS-doelrealisatiegraadmeter uitgewerkt volgens bovengenoemde natuurdoeltypen methodiek, en zodanig aangepast dat bovengenoemde operationele knelpunten worden opgelost. In essentie gaat het daarbij om een ruimtelijke schaalvergroting van ca. 132 natuurdoeltypen naar ca. 35 natuurtypen vanwege de beperkingen van het meetnet en een vertaling van presentie van doelsoorten naar abundantie van doelsoorten met het oog op de gevoeligheid van de graadmeter.

6.2.1 Gebiedsdefinitie en gebiedseenheden

Het gaat om het beleidsmatig als EHS aangemerkte en als zodanig beheerde gebied in Nederland. Dit is een samenstelling van rijks- en provinciale aanwijzingen.

Omdat de huidige biologische meetnetten (NEM) niet op het ruimtelijk schaalniveau van natuurdoeltypen meten is gekozen voor een clustering van natuurdoeltypen tot ca. 18 droge en 17 natte natuurtypen die wel aansluiten bij de resolutie van het meetnet. Voor de beschrijving en onderbouwing van de natuurtypen wordt verwezen naar paragraaf 5.3 en Bijlage 2.

6.2.2 Referenties en doelen

Referenties zijn minder van belang bij de evaluatie van het beleid. Het gaat hier immers om een vergelijking met de natuurdoelstelling. Deze doelstelling is aangegeven in de provinciale natuurdoeltypenkaarten. De natuurdoeltypen die op deze kaarten staan aangegeven zullen worden geclusterd tot natuurtypen. Voor de doelsoorten die bij dit natuurtype horen zal worden aangegeven welke abundanties in gave, uitontwikkelde ecosystemen minimaal verwacht mogen worden, gegeven de aangewezen ruimte.

6.2.3 Selectie van soorten

Elk natuurtype is een clustering van verschillende natuurdoeltypen. De doelsoortenlijst per natuurtype is een samenvoeging van de doelsoorten van deze natuurdoeltypen. Uit deze lijst zal een operationele doelsoortenlijst worden geselecteerd op basis van hun meetbaarheid (NEM) en modelleerbaarheid (Natuurplanner). Voor natuurtypen met een gering aantal meetbare en modelleerbare doelsoorten zal, in overleg met EC-LNV, worden overwogen deze aan te vullen met andere kenmerkende soorten uit de lijst van Bijlage 3, mits hun aanwezigheid een grote mate van zekerheid oplevert over het aanwezig zijn van de doelsoorten.

6.2.4 Aggregatie en evaluatie

Er zijn aparte EHS-doelen voor oppervlak en kwaliteit vastgesteld. Deze zullen apart worden geëvalueerd op het niveau van natuurtypen. Aggregatie van kwaliteit en areaal vindt niet plaats. De tentatieve 25% en 50% natuurkwaliteitdoelstellingen (presentie van doelsoorten per natuurdoeltype) zullen in overleg met de natuurbeleidirectie van het ministerie van LNV verder worden vertaald in minimum abundantiewaarden voor de doelsoorten per natuurtype. Hierbij zijn in beginsel alle doelsoorten gelijkwaardig en wordt geen getrapte aggregatie overwogen naar gewervelden, ongewervelden en planten voor de bepaling van de kwaliteit (halen van de doelstelling) per natuurtype (Figuur 12).

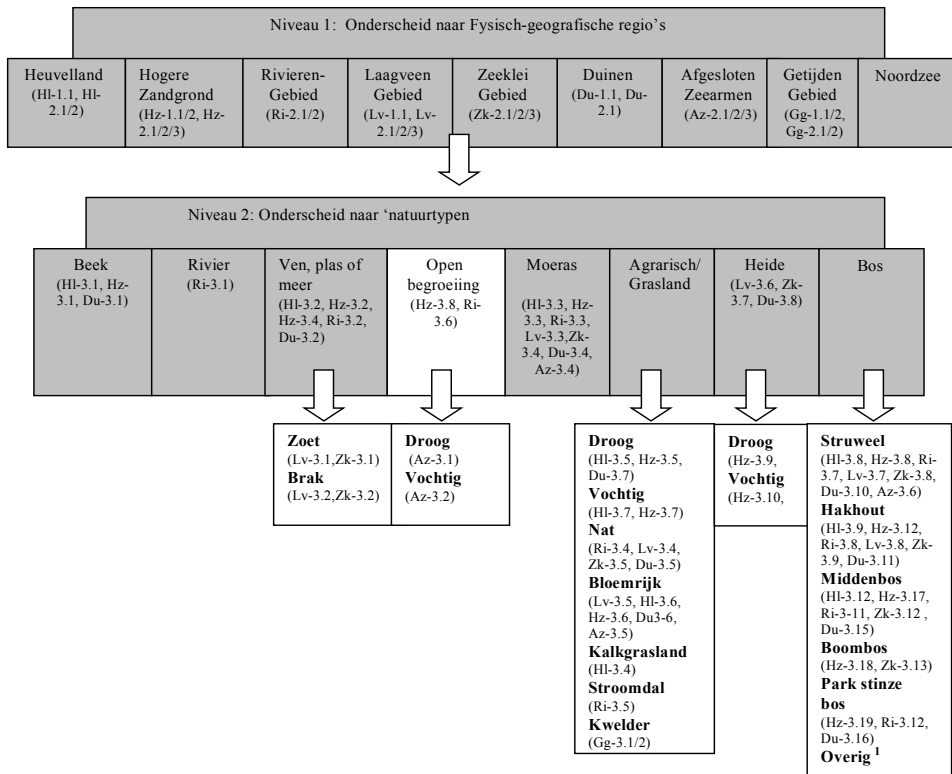
Het is overigens denkbaar dat de lijst van doelsoorten (tijdelijk) verschillend is voor ex-post en ex-ante evaluatie. De eerste hangt af van de meetbaarheid, de tweede van de modelleerbaarheid van de doelsoorten.

Bovengenoemde aanpassingen hebben voor de beleidsevaluatie tot gevolg:

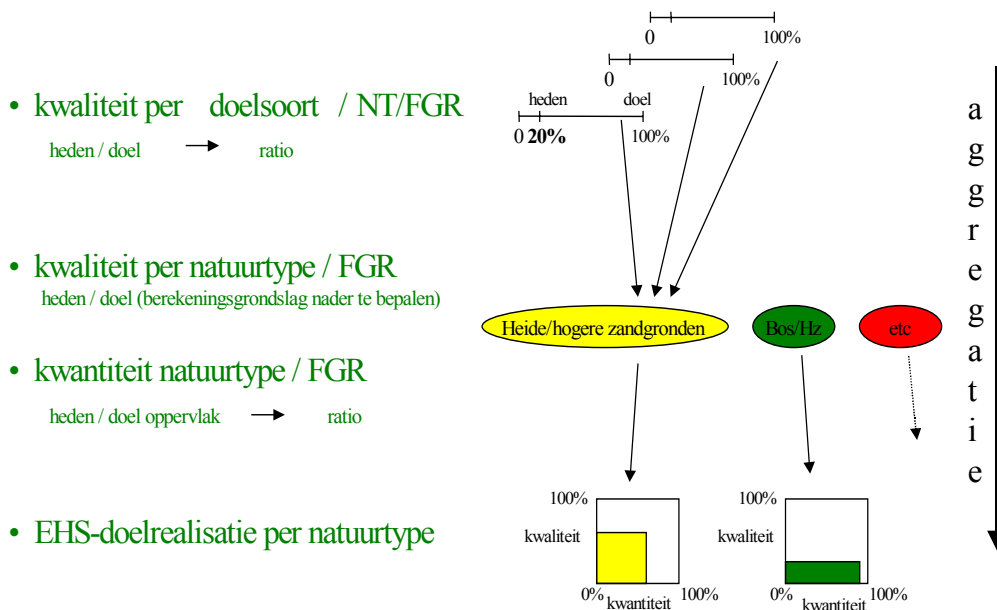
1. haalbaar en betaalbaar op korte en middellange termijn
2. grover ruimtelijk beeld van ecosysteemkwaliteit¹⁹ (Figuur 11)
3. gevoeliger voor veranderingen

Door een combinatie van een aanmerkelijk uitgebreider meetnet en krachtiger modellen zijn op de middel- tot lange termijn bepalingen voor afzonderlijke natuurdoeltypen mogelijk.

¹⁹ Voor met name agrarisch en bossen is in de natuurdoeltype-benadering een fijnere detaillering aangebracht (hoofdgroep 3 en 4) door onderscheid te maken in (a) bijvoorbeeld droog, bloemrijk en vochtig schraalgrasland en (b) struweel, bossen van specifieke bodemtypen zoals arme zandgronden en leemgronden, bossen van bron en beek, bossen van hoogveen, en bossen met een specifieke beheersvorm zoals hakhout, middenbos, boombos en park-stinzenbos (Bal et al., 1995).



Figuur 11: Natuurtypen (grijze blokken) en de daarin opgenomen natuurdoeltypen (nummeringen en witte blokken) (Bijlage 2).



Figuur 12: Berekeninggrondslag EHS-doelrealisatiegraadmeter.

NT: natuurtype; FGR: fysisch-geografische regio.

7. Soortgroep Trend Index en Rode Lijst Indicator

In dit hoofdstuk worden achtereenvolgens de Soortgroep Trend Index en de Rode Lijst Indicator behandeld die de toestand en trend beschrijven van afzonderlijke soortgroepen en bedreigde soorten.

7.1 Soortgroep Trend Index

De Soortgroep Trend Index beschrijft de trend van afzonderlijke soortgroepen of deelsets daarvan vanaf een vast vergelijkingjaar. De beoordelingsgrondslag van de Soortgroep Trend Index is, anders dan bij de Natuurwaarde niet 'natuurlijkheid' maar 'hoe meer (van een bepaalde groep) hoe beter'. De rol van het vergelijkingsjaar is daarmee minder essentieel.

De Soortgroep Trend Index wordt berekend als de gemiddelde geïndiceerde trend van afzonderlijke soorten. De index varieert van 0-∞. Indexering van de abundanties per soort vindt plaats aan de hand van het vaste vergelijkingjaar 1950. Gezien de beoordelingsgrondslag hoeft er niet bij 100% afgekapt te worden en verloopt de middeling meetkundig met het oog op de uiteenlopende indexwaarden. Om dominantie van enkele sterk afgenomen soorten te voorkomen en om wiskundige redenen (Log 0 bestaat niet) wordt bij 1% afgekapt. Voorts wordt bij 10.000% afgekapt om dominantie van enkele sterk toegenomen soorten te voorkomen (Bijlage 4).

Voorbeelden van de toepassing van de Soortgroep Trend Index zijn te vinden in recente "Milieubalansen", het "Milieucompendium" (RIVM en CBS, 1999) en verschillende CBS-persberichten. Ook in de "Monitor Ruimtelijke kwaliteit" (RPD, 1999) is de index toegepast (combineren van watervogel-indexen). In Engeland wordt deze index toegepast bij het vaststellen van de toestand van "wild bird populations". Dit is één van de zogenaamde "UK Government's headline-quality-of-life-indicators". Bij al de bovengenoemde toepassingen bestaat de index uit het meetkundig gemiddelde van de geïndiceerde trend van afzonderlijke soorten. Een halvering van het geïndiceerde voorkomen van een soort (van 100% naar 50%) telt daarbij even zwaar als een verdubbeling van het voorkomen van een andere soort (van 100% naar 200%).

Behalve complete soortgroepen kunnen ook deelsets worden beschouwd behorend bij specifieke ecologische soortengroep of beleidscategorie. Bijvoorbeeld: roofvogels, Afrikagangers onder de trekvogels, verdroging-gevoelige plantensoorten, weidevogels, vogels vallend onder de EU Vogelrichtlijn, alle soorten van internationale betekenis, of alle soorten die de Natuurwaarde bepalen. Dit kan zinvol zijn voor de evaluatie van specifieke natuurbeleiddoelstellingen en milieumaatregelen (Bijlage 4).

7.2 Rode Lijst Indicator

7.2.1 De Rode Lijst Indicator volgens Natuurverkenning 1997

In zijn huidige vorm beschrijft de 'Rode Lijst Indicator' (RLI) de ontwikkeling van een gehele soortgroep (Van Strien et al., 1997). De algemene soorten van de soortengroep krijgen alle een vaste score van 4 punten. De zeldzame (bedreigde) soorten krijgen een score die stapsgewijs daalt van 4 naar 0, afhankelijk van de zeldzaamheidsklasse (uitgedrukt in uurhokfrequentieklassen; UFK). Als drempelwaarde geldt een uurhokfrequentieklasse/UFK van 4 die bij de Rode lijsten wordt gehanteerd. De RLI wordt berekend door de scores te sommeren over alle soorten, waardoor een totaalscore voor de gehele soortgroep ontstaat. De index per groep varieert tussen 0 en een maximale waarde (aantal soorten maal 4). Dit maximum wordt bereikt als geen enkele soort meer bedreigd is.

Deze indicator is toegepast in de Natuurverkenning 1997 met gegevens van vier perioden (1900-1950, 1950-1980, 1980-1990 en 1990-1995) over de mate van zeldzaamheid per soort. De gegevens over landelijke zeldzaamheid zijn veelal vrij grof: aantalklassen of klassen op basis van het aantal 5x5 km-blokken waarin een soort voorkomt. Deze blokken heten Atlas-blokken en het is gebruikelijk om deze te aggregeren tot zogenaamde UFK-klassen (uurhokfrequentie-klassen). Voor vogels en grotere zoogdieren zijn Atlasblokken niet goed bruikbaar vanwege hun mobiliteit. Voor dergelijke soorten is gebruik gemaakt van aantalklassen. Deze benadering wordt ook gevolgd in de officiële Rode Lijsten.

De RLI vergt dezelfde informatie als nodig om de Rode Lijst te actualiseren, namelijk de veranderingen in zeldzaamheidsklasse van alle soorten van een soortgroep. Het bepalen van deze informatie is niet eenvoudig omdat er voor vele -vaak zeldzamere-soorten geen gestandaardiseerd meetnet beschikbaar is. Actualisatie van de RLI is dan ook alleen goed mogelijk op basis van laagfrequente Atlasprojecten en expert judgement. De omlooptijd is dan ook ca. 10 jaar.

Soorten die niet zijn ingeburgerd zijn weggelaten uit de graadmeter. Zo zijn wat betreft broedvogels de incidentele broeders weggelaten (als regel is daarbij bijvoorbeeld aangehouden: tenminste 20 jaar gebroed in periode 1900-1950; 15 keer in 1950-1980; 6 keer in 1980-1990 en 3 keer in 1990-1995). Een tweede criterium bij de selectie is dat exoten niet zijn meegerekend. Exoten zijn soorten die hier niet op eigen kracht zijn gekomen. Soorten zoals bijvoorbeeld de Halsbandparkiet en Muskusrat worden weggelaten, net als veel plantensoorten die gekweekt en verwilderd zijn. Als niet uit te sluiten is dat soorten in Nederland via natuurlijke verspreiding zijn gekomen, zijn deze wel meegeteld (bijv. Witoogend, Brilduiker). Exoten die al heel lang in Nederland leven doen wel mee, zoals Fazant en stinzeplanten.

7.2.2 Aangepaste Rode Lijst Indicator

In bovenbeschreven vorm lijkt de RLI veel op de Soortgroep Trend Index. Beide geven een toestand en trend weer van de hele soortgroep, waar onder ook de niet-bedreigde soorten. Om de mate van bedreiging van soorten beter tot zijn recht te laten komen zijn een aantal varianten denkbaar:

a. Andere scores per zeldzaamheidsklasse.

Door andere scores (nu 4-0) per zeldzaamheidsklasse te hanteren kan het verdwijnen van soorten zwaarder of lichter worden meegeteld. Binnen realistische marges levert dit echter geen ander wezenlijk beeld op van de graadmeter (Van Strien et al., 1997).

b. Andere drempelwaarde voor zeldzaamheid.

Veranderingen binnen de zeldzaamheidsklasse vrij algemeen tot algemeen komen niet tot uiting in de index (blijft score 4). Hierdoor worden bepaalde veranderingen in flora en fauna niet meegenomen, zoals de achteruitgang van nog steeds vrij algemene soorten als de Dotter. Als met alle uurhokfrequentieklassen wordt gewerkt, kan ook de achteruitgang van dergelijke soorten meegenomen worden. Het verschil in de index is echter gering (Van Strien et al., 1997). Wel kan vooruitgang van soorten van bijvoorbeeld UFK 8 naar 9 de index positief beïnvloeden en de achteruitgang van andere soorten maskeren. Daarmee verliest de index aan betekenis in de zin van bedreigde soorten, en gaat deze steeds meer lijken op de STI.

c. Weging van soorten.

Nieuwkomers, mits geen exoot, compenseren in bovenbeschreven aanpak het verdwijnen van soorten. Dat is te verdedigen omdat beide verschijnselen teweeg kunnen worden gebracht door grootschalige areaalveranderingen als gevolg van klimaatschommelingen. Er ontstaat echter een vertekend beeld als verdwijners automatisch zwaarder zouden meetellen dan nieuwkomers met behulp van weegfactoren. Zwaarder meetellen kan wanneer daar een extra reden voor is, bijvoorbeeld als de internationale betekenis van een verdwijnende soort groter is dan van een nieuwkomer. Nadeel van weging is dat de graadmeter minder inzichtelijk wordt, zodat hiervan af wordt gezien (zie ook programma van eisen, hoofdstuk 2).

d. Selectie van soorten.

Een alternatief voor waardering van soorten is het werken met een selectie van kenmerkende soorten per regio of ecosysteem. Deze verandering lijkt niet zinvol omdat de indicator dan een zwakke uitgave wordt van de Natuurwaarde en de STI.

e. Focus op bedreigde soorten.

Met de ontwikkeling van de Natuurwaarde en de Soortgroep Trend Index is het opnemen van de algemenere soorten (score 4) in de RLI minder relevant geworden. Een focus op alleen de rode lijst soorten geeft een betere aansluiting op het bedreigde-soortenbeleid en betere aanvulling op de Natuurwaarde en Soortgroep Trend Index. Wanneer tevens de score wordt omgedraaid (5 voor hoogste bedreiging in plaats van 0) wordt de RLI een zuivere maat voor het aantal bedreigde soorten en de mate van hun bedreiging. De index heeft een waarde 0 als er geen bedreigde soorten meer zijn. De bedreigingscores zijn:

Bedreiging categorie	score
Uitgestorven	5
Ernstig bedreigd	4
Bedreigd	3
Kwetsbaar	2
Gevoelig	1

Met het oog op de positionering naast Natuurwaarde en STI wordt gekozen voor een aanpassing van de Rode Lijst Indicator conform het gestelde in ad. e.

8. Overeenkomsten en verschillen tussen graadmeters

In de vorige hoofdstukken zijn vier natuurgraadmeters voorgesteld. Ieder geeft een geheel eigen beeld van de toestand van de natuur in Nederland: hoe staan de ecosystemen er als geheel voor?, hoe gaat het met de soortgroepen?, hoe gaat het met de bijzondere natuur?, zijn er nog veel soorten bedreigd? In Tabel 6 zijn nog eens kort de overeenkomsten en verschillen aangegeven.

Tabel 6: Verschillen tussen Natuurwaarde, EHS-doelrealisatiegraadmeter, Soortgroep Trend Index en Rode Lijst Indicator

		Natuurwaarde	EHS-doelrealisatie gr.	Soortgroep Trend Index	Rode Lijst Indicator
Beoordeling-grondslag	‘Natuurlijkheid’	+ ¹	+ ¹	-	-
	‘Soortenrijkdom’	+ ²	+ ³	-	-
	‘Hoe meer per soort hoe beter’	-	-	+	-
	‘Bedreigdheid’	-	-	-	+
Gebied	Natuurlijk	+	+	+	+ ⁶
	Landbouw	+	-	+	
	Stad	+	-	+	
Aggregatie mogelijk over	Meer natuurtypen	+	?	+/- ⁵	+ ⁶
	Meer soortgroepen	+	+	+/- ⁵	-
	Natuurtypen en soortgroepen	+	?	+/- ⁵	-
Selectie van soorten op basis van	Meetbaarheid	+	+/- ⁴	+	+/-
	Modellerbaarheid	+	+/- ⁴	+	-
Berekeningswijze	Middelen	Rekenkundig	Nog te bepalen	Meetkundig	Optelling
	Afkap	100%	Nog te bepalen	1% en 10.000%	Geen
	Schaal	regio & land	regio	regio	land
	Gevoeligheid	+	-	+	-

¹ Voor niet-gedomesticeerde gebieden

² Voor landbouw gebieden, ten opzichte van vergelijkingsjaar 1950

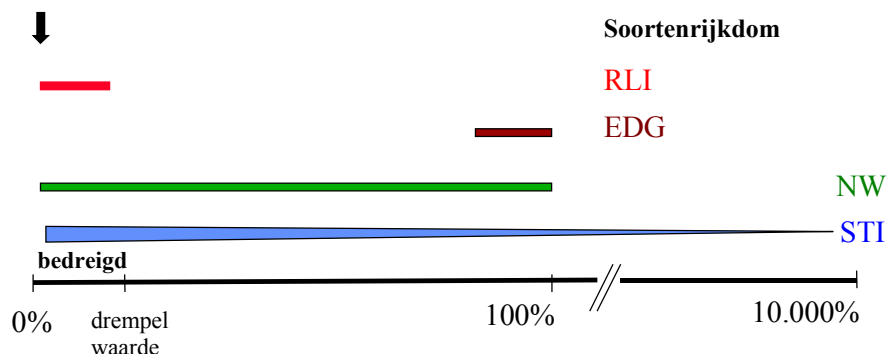
³ ten opzichte van het natuurlijke/uitontwikkelde ecosysteem

⁴ Meet- en modellerbaarheid van de doelsoorten is onderwerp van onderzoek.

⁵ In beginsel mogelijk, maar alleen op basis van absolute aantalsgegevens

⁶ Alleen landelijke cijfers

Figuur 13 geeft in meer detail het gevoeligheidstraject van de graadmeters weer.



Figuur 13: Gevoeligheid van de Soortgroep Trend Index (STI), Natuurwaarde (NW), EHS-doelrealisatiegraadmeter (EDG), Rode Lijst Indicator (RLI) en Soortenrijkdom.

- Soortenrijkdom (aantal soorten) op landelijke schaal heeft de laagste gevoeligheid. Deze reageert pas wanneer een soort uitgestorven is, en is mede hierom niet voorgesteld in dit rapport.
- De Rode Lijst Indicator is weinig gevoelig en alleen in het traject waarin een drempelwaarde voor bedreiging is overschreden.
- Natuurwaarde is gevoelig voor het gehele traject van totaal gedegradeerd tot nagenoeg-natuurlijk/hersteld. Natuurwaarde is ongevoelig voor fluctuaties in de zone die als natuurlijk worden beschouwd (behorend tot de referentie).
- De EHS-doelrealisatie graadmeter verandert alleen wanneer een minimum percentage doelsoorten in een gebied wordt aangetroffen. Dit is naar verwachting pas bij een vrijwel hersteld ecosysteem. Hierdoor geeft de EDG geen informatie over het succes van maatregelen aan het begin van het hersteltraject.
- De Soortgroep Trend Index is gevoelig voor het gehele traject tot 10.000% van de abundantie in 1950. Daarbinnen is de gevoeligheid hoger voor lage percentages. Echter, soorten met relatief te lage abundanties kunnen worden gemaskeerd (weggemiddeld) door soorten met relatief hoge (>100%) abundanties in de totaal score.

De meerwaarde van de EDG ten opzichte van de Natuurwaarde is:

- een betere benadering van de specifieke beleidsdoelen voor de EHS;
- zeer gevoelig in de laatste fase van het ecosysteemhersteltraject waarin de Natuurwaarde weliswaar naar verwachting hoog is (>80%), maar de beleidsdoelen nog (lang) niet gehaald.

De meerwaarde van de Natuurwaarde ten opzichte van de EDG is:

- gevoelig in de begin- en middenfase van het ecosysteemhersteltraject;
- daardoor ook effecten van het beleid zichtbaar gemaakt die voorafgaan aan de uiteindelijke komst van doelsoorten;
- bredere ecosysteembenadering; niet alleen zeldzame maar ook minder zeldzame, ecosysteembepalende soorten in beeld gebracht;
- betere aansluiting bij het Biodiversiteitsverdrag.

9. Eindbeelden en beleidsmatige aansluiting

Dit hoofdstuk geeft een illustratie van de Natuurwaarde, EHS-doelrealisatie, Soortgroep Trend Index en Rode Lijst Indicator, zoveel mogelijk gerelateerd aan beleidsdoelen. De meeste illustraties zijn fictief omdat veel gegevens en vaak ook doelstellingen op dit moment nog niet beschikbaar zijn. Meet- en modelleerbaarheid worden belicht.

De indexen zijn zodanig opgebouwd dat deze bepaald kunnen worden met:

- i) bestaande historische ecologische informatie b.v. een verspreidingsatlas;
- ii) administratief-bestuurlijke informatie;
- iii) beleidsdoelstellingen;
- iv) meetreeksen, met name het NEM en
- v) modelberekeningen.

Graadmeters kunnen worden verbeeld in kaarten, trendgrafieken, tabellen en dergelijke. Sommige voorbeelden zijn al eens gepubliceerd in bijvoorbeeld de Natuurbalans 1999 en de VIJNO (Van de Hoek et al. in prep.). Het planbureau zal de uiteindelijke vormgeving in de Natuur- en Milieubalansen en Natuur- en Milieuverkenningen bepalen.

9.1 Illustraties EHS-doelrealisatiegraadmeter

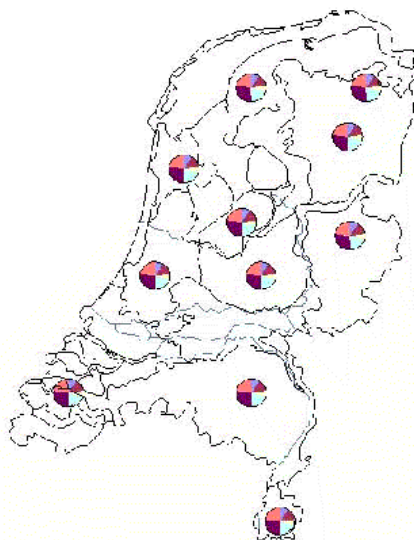
De eindbeelden per natuurtype betreffen de areaal-doelstellingen en een combinatie van areaal en kwaliteit.

9.1.1 EHS-areaaldoelstellingen (zonder kwaliteit).

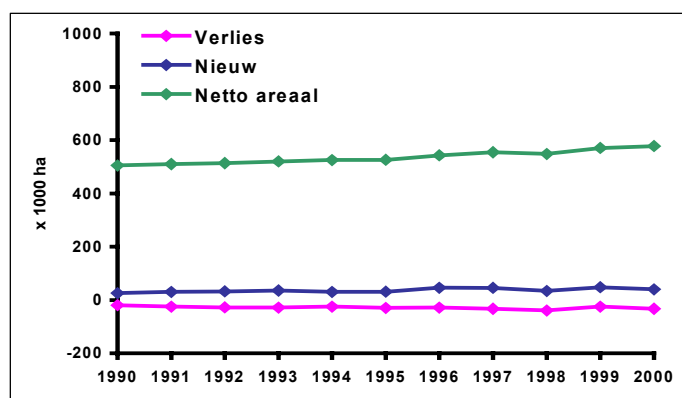
Informatie over areaaldoelstellingen is veelal reeds beschikbaar uit administratief-bestuurlijke bronnen en vereist geen bewerking met een natuurwaarderingmethode. De gegevens geven een indruk van de vorderingen van de ruimtelijke bestemming en het beheer van de EHS. Zie Figuur 14 en Figuur 15.

Gerealiseerd areaal EHS betreft een harde doelstelling: in 2018 dient een totaal van 700.000 ha gerealiseerd te zijn (Natuurbalans 1999). Deze informatie kan aangevuld worden met de volgende trendinformatie (Natuurbalans 1999):

- trend netto gerealiseerd EHS-areaal ten opzichte van doelstelling (figuur B)
- voortgang begrenzing EHS natuurontwikkeling, reservaten en beheersgebieden, of per natuurtype (nationaal en per provincie)
- realisatie reservaten, natuurontwikkeling- en beheersgebieden afgemeten naar overdracht aan eindbeheerders
- verwerving reservaten en natuurontwikkelingsgebieden afgemeten aan taak bruto grondverwerving (incl. ruilgrond).



Figuur 14: Kaart gerealiseerde areaal EHS als percentage van het doelareaal per provincie (uit te splitsen naar natuurontwikkelingsgebieden, reservaatgebieden en beheersgebieden; fictieve data).

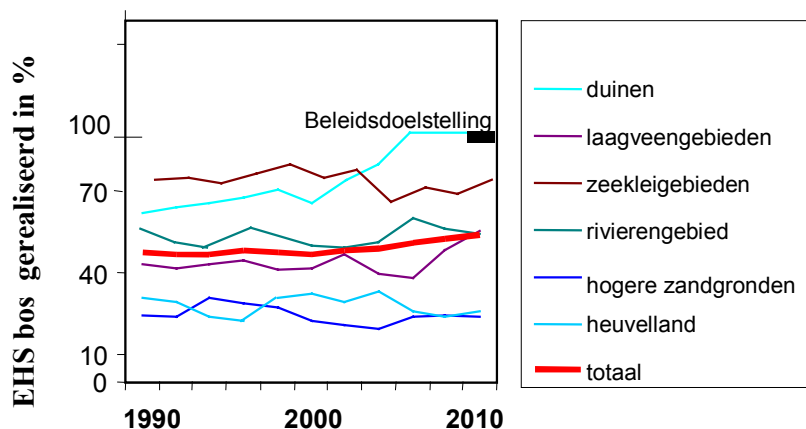


Figuur 15: Trend in het areaal EHS in Nederland (fictieve data).

9.1.2 EHS-doelrealisatie mét kwaliteit

De EHS-doelrealisatiegraadmeter geeft per natuurtype aan welk percentage areaal *van de beoogde kwaliteit* is (zal worden) gerealiseerd (landelijk, of per FGR). De beoogde kwaliteit wordt afgeleid van de provinciale EHS-kaarten.

Het is nu nog niet mogelijk om dit op een lager ruimtelijke schaal (natuurdoeltypen, provinciaal, sub-FGR) in beeld te brengen vanwege de resolutiebependingen van het NEM, beperkingen van de modelleerbaarheid van zeldzame soorten en het detail van de provinciale natuurdoeltypenkaarten. De doelstellingen zijn bij het verschijnen van dit rapport niet voor alle provincies tot op natuurdoeltype niveau uitgewerkt. Voorts verschilt de ruimtelijke detaillering van de kaarten, en hebben de meeste nog een ambtelijke status (Bal, pers. meded.).



Figuur 16: Trend van gerealiseerd natuurtype Bos per FGR van vereiste kwaliteit in percentage van de areaal/kwaliteit doelstelling (fictieve data).

9.2 Illustraties Natuurwaarde

Deze figuren geven een beeld van het resterend ecologisch kapitaal in Nederland, ongeacht of het zich binnen of buiten de EHS bevindt. De Natuurwaarde kan op de volgende ruimtelijke schaalniveaus gegeven worden:

- 1) landelijk niveau voor afzonderlijk het natuurlijk en gedomesticeerd gebied
- 2) per fysisch geografische regio
- 3) per natuurtype
- 4) per natuurtype per FGR (bijv. “heide hogere zandgronden”)

Een lager schaalniveau is momenteel niet mogelijk vanwege de resolutiebeperkingen van het NEM. Ook referentiewaarden zouden ruimtelijk meer gedetailleerd uitgewerkt moeten worden.

Voorts kan de Natuurwaarde worden opgesplitst naar object:

- 1) areaal en kwaliteit;
- 2) kwaliteit naar soortgroepen (bijv. vogels, vlinders, planten)
- 3) afzonderlijke soorten.

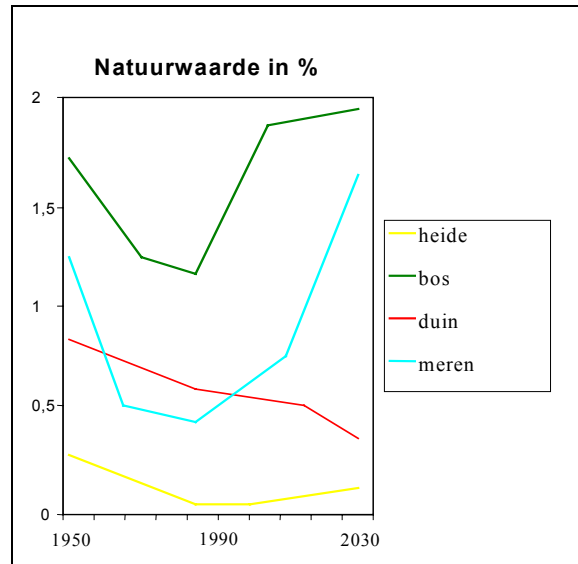
De Natuurwaarde is bruikbaar als samenvattende score voor beleidscenarië's voor de staat van de ecosystemen in brede zin, analoog aan economische en sociale indexen, in Milieuverkenningen en rapportages voor de OECD, EU, en het Biodiversiteitverdrag.

Er is nochtans geen concreet en toetsbaar beleidsdoel in Natuurwaarde-termen gesteld, anders dan algemeen geformuleerde doelen zoals het “behoud, herstel en ontwikkeling van de natuurwaarden in Nederland” (LNV, 1990) en het behoud van de biodiversiteit zoals gesteld in het Biodiversiteitverdrag. Natuurwaarde geeft een algemeen signaal aangaande de verandering in het ecologisch kapitaal in Nederland, gespecificeerd naar natuurtypen.

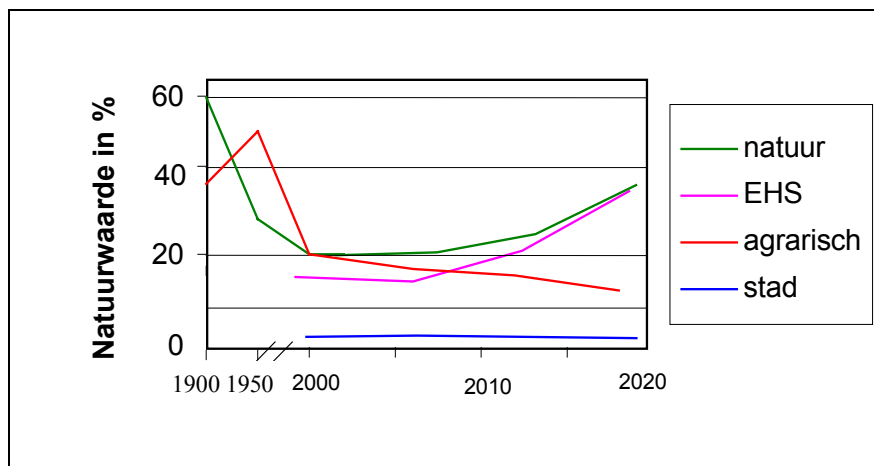
Bronnen zijn historische data, de meetnetten (NEM en rijkswateren) en modelberekeningen. Meetnetten zijn nog in ontwikkeling voor de regionale wateren.

Modellen zijn nog in ontwikkeling voor verschillende diergroepen en voor regionale wateren.

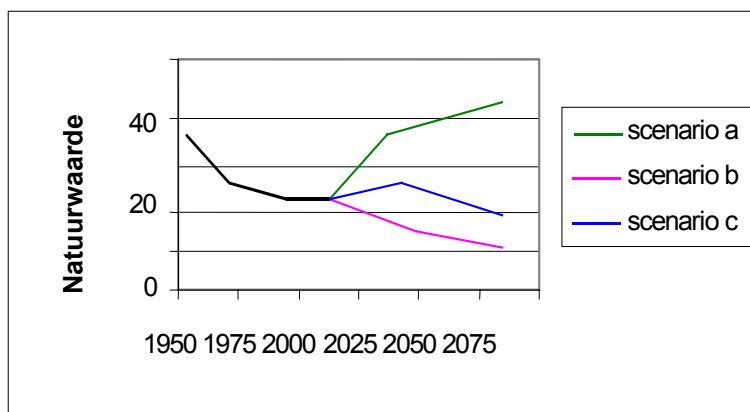
De Natuurwaarde kan zowel in de vorm van ruimtelijke als trendbeelden worden gegeven. Hieronder volgen enkele voorbeelden:



Figuur 17: Verandering in Natuurwaarde van enkele natuurtypen in Nederland (fictieve data).



Figuur 18: Trend Natuurwaarde natuurlijk gebied, EHS, agrarisch en stad (fictieve data).



Figuur 19: Trend Natuurwaarde natuurlijk gebied voor drie beleidscenari'o's (fictieve data).

9.3 Illustraties Soortgroep Trend Index en Rode Lijst Indicator

Om het wel en wee van soorten te evalueren of om aansprekende voorbeelden van veranderingen in de natuur te presenteren kan men gebruik maken van de Soortgroep Trend Index (STI) en de Rode Lijst Indicator (RLI).

9.3.1 Soortgroep Trend Index

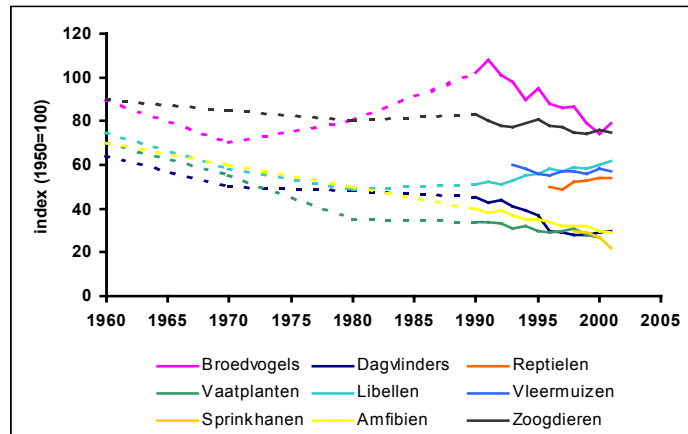
De STI kan op dezelfde ruimtelijke schaalniveaus als de Natuurwaarde gegeven worden. Voorts kan de STI worden opgesplitst naar object:

- 1) alle soortgroepen
- 2) per soortgroep (bijv. planten, gewervelden, of vogels, vlinders, vissen)
- 3) afzonderlijke soorten.
- 4) doelsoorten (deelverzameling van gemeten en gemodelleerde doelsoorten)
- 5) internationaal belangrijke soorten (bijv. EU-habitatrichtlijn, EU-vogelrichtlijn lijst; trekkende watervogels; vleermuizen, kleine walvisachtigen en zehonden);
- 6) weidevogels
- 7) rode lijst soorten (deelverzameling meetbare en modelleerbare rode lijst soorten)
- 8) andere uitsnedes

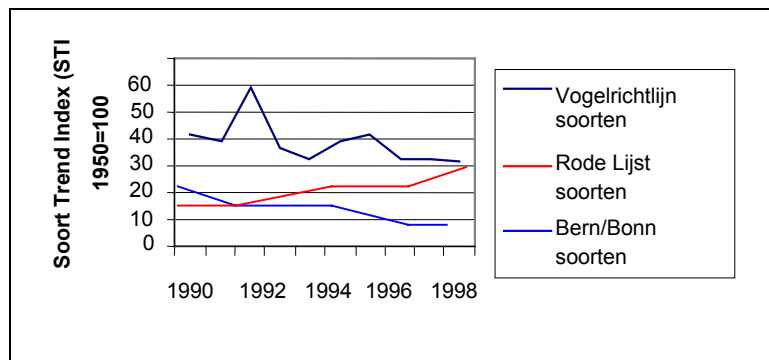
De STI is bruikbaar als samenvattende score voor de staat van soortgroepen in verkenningen en balansen, in soortbeschermingrapportages en in rapportages voor de OECD en de EU.

Er is nochtans geen concreet en toetsbaar beleidsdoel in STI-termen gesteld, anders dan enkele individuele soortbeschermingsplannen (bijv. das, lepelaar, hamster). De databronnen, meetnetten en modellen zijn gelijk aan die voor Natuurwaarde.

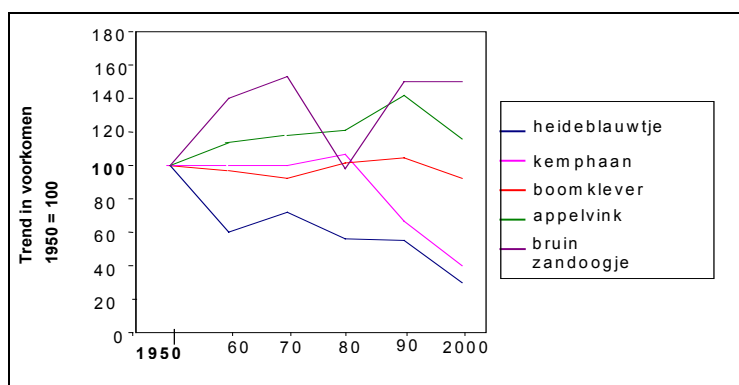
Hieronder volgen enkele voorbeelden:



Figuur 20: Soortgroep Trend Index van 9 soortgroepen in de periode 1960 – 2000, op nationale schaal.



Figuur 21: Soortgroep Trend Index van verschillende deelverzamelingen van soorten. De STI-rode lijst soorten is afgeleid van de jaarlijks gemeten rode lijst soorten van de laatst vastgestelde Rode Lijst (fictieve data).



Figuur 22: Trend Index van individuele soorten

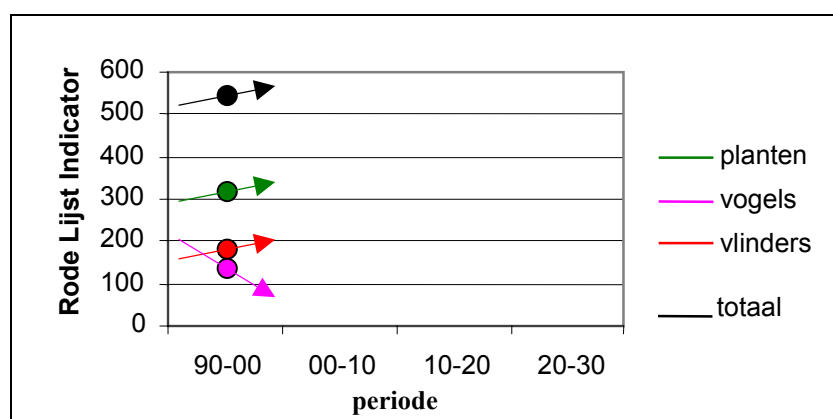
9.3.2 Rode Lijst Indicator

De RLI wordt alleen landelijk weergegeven en wordt eens per 10 jaar ge-updatet. De RLI kan naar object worden opgesplitst naar:

1. soortgroep
2. alle soortgroepen

De beleidsdoelstelling is dat de opeenvolgende Rode Lijsten kleiner moet worden.

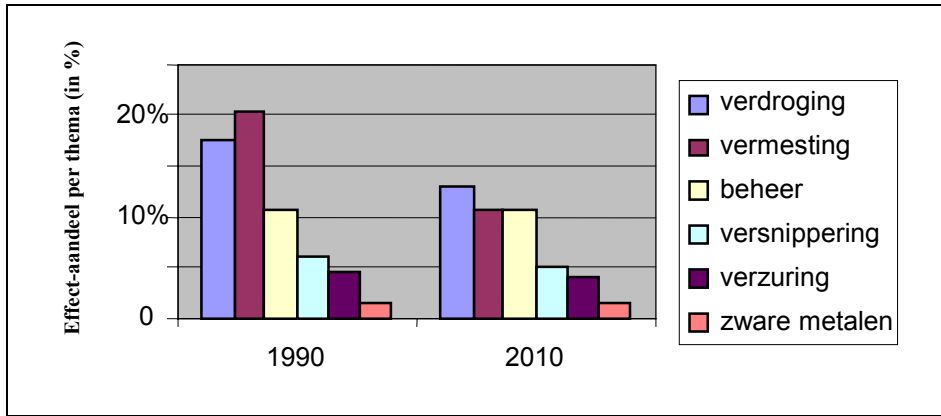
De informatiebasis zijn atlas projecten, het NEM en soms deskundigen schattingen. Het zijn de pgo's die de Rode Lijsten samenstellen in overleg met het EC-LNV van LNV. Het gaat om de officiële Rode Lijsten voor zoogdieren (1994), dagvlinders (1995), paddestoelen (1996), vogels (1996), reptielen en amfibieën (1996), korstmossen (1998), vissen (1998), libellen (1998), sprinkhanen en krekels (in voorbereiding) en planten (in voorbereiding). Vanwege de geringe modelleerbaarheid van de meeste rode lijst soorten is geen prognose beschikbaar. Opeenvolgende Rode Lijsten zijn niet geheel vergelijkbaar omdat de methodieken kunnen verschillen.



*Figuur 23: Rode Lijst Indicatorwaarden voor een drietal soortgroepen en totaal (de punten). De pijlen door de punten geven de trend gemeten en gemodelleerd voor een deelverzameling rode lijst soorten volgens de STI-*rode lijst* (fictieve data).*

9.4 Natuurwaarden in relatie tot milieu, ruimte en beheer

Voor milieudruk en voor beheer worden in nauwe samenhang graadmeters ontwikkeld. Hierover verschijnt een apart rapport. De effecten van de grijze en groene thema's worden uitgedrukt in hun relatief aandeel in de verlaging van de Natuurwaarde (Figuur 24). De aandelen per drukfactor zijn te schatten door de Natuurwaarde te berekenen bij het afwezig veronderstellen van de overige drukfactoren.



Figuur 24: Aandeel in natuurwaardeverlies door tekorten in milieu, ruimte en beheer (fictieve data).

10. Nabeschouwing en aanbevelingen

10.1 Algemeen

De Natuurwaarde, EHS-doelrealisatie graadmeter, de Soortgroep Trend Index en de Rode Lijst Indicator geven tezamen een redelijk compleet en beleidsrelevant beeld van de toestand van de Nederlandse natuur vanuit natuurbehoudperspectief. Hierbij kunnen diverse nationale en internationale beleidsvelden van informatie worden voorzien waaronder: soorten beleid, ecosysteembeleid, EHS beleid, witte-gebiedenbeleid, Biodiversiteitsverdrag, Ramsar Conventie, Europese Vogelrichtlijn en mogelijk in de toekomst de Europese Waterrichtlijn. Zij doen tevens recht aan de diverse natuuropvattingen die in de samenleving leven: natuurlijkheid, de biodiversiteit in onze oude cultuurlandschappen, het hoe-meer-hoe- beter principe, en de mate van bedreiging. Zeldzaamheid zit in alle graadmeters verweven. In alle vier graadmeters zijn veel zeldzame soorten opgenomen. Er is voor alle graadmeters zoveel mogelijk aansluiting gezocht bij reeds toegepaste methodieken.

Er zijn diverse andere graadmeters denkbaar. Bijvoorbeeld op basis van andere waarderingsgrondslagen, andere berekeningsgrondslagen of een andere soortselectie. Ook mengvormen van bovengenoemde vier graadmeters zijn denkbaar. Het is aan te bevelen zich in eerste instantie tot deze vier graadmeters voor de natuurkwaliteit te beperken. Ze sluiten goed aan bij de verschillende beleidsvelden en zijn nog redelijk te overzien voor beleidsmakers en publiek. Ze geven een natuurkwaliteitoordeel volgens sterk uiteenlopende natuuropvattingen, wat de veelzijdigheid van de informatie versterkt. Voorts voldoen deze graadmeters aan operationele eisen zoals landdekkendheid, consistentie, gevoeligheid en aggregeerbaarheid en worden zij daadwerkelijk gesteund door meetnetten, modellen en referentie-onderzoek. De EHS-doelrealisatiegraadmeter vraagt nog verdere ontwikkeling en kent als zodanig nog onzekerheden op dit punt.

Men dient zich te realiseren dat de vier graadmeters verschillende oordelen zullen geven over hetzelfde gebied. Zo kan voor een gebied de Soortgroep Trend Index omhoog gaan terwijl de Natuurwaarde omlaag gaat en de Rode Lijst Indicator en EHS-doelrealisatie graadmeter niet veranderen. Met elkaar geven zij een redelijk compleet en genuanceerd beeld van de toestand van ecosystemen om tot een evenwichtige maatschappelijke afweging te komen tussen ecologische, sociale en economische belangen. Nog meer verschillende signalen lijkt beleidsmatig moeilijk hanteerbaar en communiceerbaar.

Het bouwwerk van de graadmeters is nog niet af. Er zijn nog een aantal knelpunten in ontwerp en uitvoering. Deze worden hieronder kort weer gegeven, inclusief aanbevelingen hoe deze kunnen worden opgelost.

10.2 Natuurwaarde

10.2.1 Ontwerp

De lijst van geselecteerde soorten per natuurtype per FGR moet nog worden getoetst op zijn representativiteit voor het gehele ecosysteem. Aanbevelingen zullen worden

gedaan voor wijzigingen van de lijst, rekening houdend met de meetbaarheid en modelleerbaarheid (Alterra, 1999). Voorts dient het natuurtype *bos in zeekleigebied* nog te worden ingevuld.

Naast soorten is het goed mogelijk dat ook structuurkenmerken op ecosysteemniveau worden toegevoegd. Deze hebben soms een hoge informatiewaarde en zijn eenvoudig meetbaar en modelleerbaar. Hierbij kan worden gedacht aan demografische opbouw van een bos, verhouding tussen levend en dood hout, e.d.

In het huidige ontwerp wordt vooralsnog gewerkt met minimum aantallen als referentie. Het is op de langere termijn zeer wel denkbaar dat voor bepaalde soorten ook een bovengrens als referentie kan dienen om de afwijking van een natuurlijke situatie te bepalen, bijvoorbeeld voor algen. De middeling van dergelijke bovengrens-kwaliteitswaarden met ondergrens-kwaliteitswaarden is statistisch gezien problematisch en vereist nadere studie.

De meetnetten leveren een waarde voor de huidige Natuurwaarde (en Soortgroep Trend Index). Modellen geven een beeld van de effecten van ingrepen en maatregelen. Heden en toekomst moeten voor de vergelijkbaarheid in dezelfde eenheden worden uitgedrukt. Hiertoe dienen de modellen te worden gekalibreerd met de meetnetresultaten.

In de eerst komende jaren zal niet voor alle gemeten soorten een referentie en/of een model voorhanden zijn. Als de gemodelleerde toestand wordt vergeleken met de gemeten toestand dan is het aanbevolen dit op basis van dezelfde deelverzameling soorten te doen.

In planbureauverband wordt ook gewerkt aan milieudrukgraadmeters (hoofdstuk 2). Deze graadmeters zijn gekoppeld aan de natuurgraadmeters. Dit betekent dat het aandeel van de verschillende groene en grijze beleidsthema's wordt uitgedrukt in de mate van verlies van Natuurwaarde (en Soortgroep Trend Index). Hier doet zich nog een belangrijke onderzoeksvraag voor, namelijk hoe met de huidige modellen de gewenste milieukwaliteit kan worden bepaald, lettend op de provinciale natuurdoeltypekaart.

Enkele aggregatievraagstukken vragen nog om een oplossing, zoals de wijze waarop lijnvormige natuurtypen zoals beken en sloten worden geaggregeerd naar hogere ruimte schaalniveaus, en de wijze waarop structuurvariabelen (zie hierboven) worden gemiddeld met soortvariabelen. Ook moeten nog enkele natuurdoeltypen uit de FGR "afgesloten zeearmen" toebedeeld worden aan de natuurtypen. Diverse oplossingen zijn voorhanden.

De vraag doet zich voor of de geoperationaliseerde beleidsdoelstelling voor de EHS (EHS-doelrealisatiegraadmeter) ook in Natuurwaarde-termen kan worden vertaald. In dat geval kunnen de beleidsdoelen ook in perspectief van de Natuurwaarde worden geplaatst. Indien dat zo is kan de Natuurwaarde informatie geven over ecosysteemverbeteringen in een hersteltraject waar de EHS-doelrealisatiegraadmeter ongevoelig is en een 0-score oplevert.

Voor de rijkswateren zijn graadmeters in ontwikkeling voor de Europese Kaderrichtlijn Water. Hierop is in dit rapport geanticipeerd. Naar verwachting levert

dit geen grote knelpunten op omdat de richtlijn identieke uitgangspunten hanteert: een representatieve set van biologische graadmeters en een –nagenoeg- natuurlijke toestand als referentie.

Landelijke graadmeters voor de regionale wateren zijn nog in een beginstadium. Ook is er momenteel nog geen sprake van een landelijk uniform meetnet zoals die bestaat voor terrestrische systemen en de rijkswateren. Het verdient aanbeveling graadmeters voor de regionale wateren in nauw overleg met de regionale waterbeheerders te ontwikkelen, rekening houdend met de mogelijkheid van reguliere metingen.

Graadmeters voor stedelijk en infrastructureel gebied vragen eveneens nadere uitwerking. Het verdient aanbeveling referenties niet op historische situaties te baseren maar op potenties (Van der Meij, 1997). Ook is het mogelijk om bij stedelijk gebied de Natuurwaarde helemaal niet toe te passen en enkel de Soortgroep Trend Index aan te houden. De Soortgroep Trend Index in steden kan bijv. de gemiddelde index van alle dagvlinders in steden betreffen vanaf een bepaald jaar, of een subset daarvan. Consequentie hiervan is echter dat de Natuurwaarde geen landsdekkend beeld meer oplevert.

10.2.2 Uitvoering

Het verdient aanbeveling de meetnetten van de verschillende soortgroepen verder te operationaliseren (NEM). Zolang deze meetnetten geen gegevens opleveren kunnen deze soortgroepen niet opgenomen worden in de Natuurwaarde (en Soortgroep Trend Index) of dient hiervoor zolang vervangende informatie te worden gebruikt. Deze graadmeters zullen in de eerste jaren naar verwachting op 5 soortgroepen gebaseerd zijn: planten, vogels, vlinders, reptielen en enkele zoogdieren. Binnen enkele jaren zou dan een uitbreiding mogelijk zijn naar 10 soortgroepen: libellen, amfibieën, vissen, macro-fauna en bospaddestoelen.

Het is niet bekend hoe gevoelig de methodiek is voor het opnemen van extra soortgroepen. De Natuurwaarde zal robuuster worden naarmate meer soortgroepen zijn opgenomen.

Een meetnet voor planten is momenteel in ontwikkeling, conform de opzet van het NEM²⁰. Omdat het nog de nodige jaren zal duren voordat dit meetnet complete gegevens oplevert is het aanbevolen tot die tijd gebruik te maken van bestaande flora-gegevens uit FLORBASE en FLORIVON.

De referentiewaarden voor de Natuurwaarde dienen verder te worden onderbouwd en verbeterd. Voorgesteld wordt in beginsel de toestand rond het vergelijkingsjaar 1950 als referentie te hanteren, tenzij de –nagenoeg- natuurlijke toestand hiervan significant afwijkt. Dit zal per natuurstype en per soort worden vastgesteld. Vooral de referenties voor bossen en duinen vragen aandacht in dit verband. Dit onderzoek zal, gegeven de middelen, nog enige jaren beslaan. De natuurdoeltypekaart zoals deze bij de provincies in voorbereiding is dient bij de referentiebepaling te worden betrokken.

²⁰ Het Landelijk Meetnet Flora in oprichting (LMF) bevat gegevens over 1) aandachtsoorten (door FLORON te verzamelen) en 2) alle soorten (door provincies te verzamelen).

Zolang voor een natuurtipe de referentiewaarden nog onvoldoende zijn onderbouwd verdient het aanbeveling geen –voorlopige- Natuurwaarde te bepalen. In deze gevallen zal meestal wél een Soortgroep Trend Index mogelijk zijn. Deze gaat uit van het vergelijkingsjaar 1950 waarvoor in de regel wel cijfers beschikbaar zijn.

In het kader van de optimalisatie van de meetnetten kunnen in de toekomst nog wijzigingen optreden in bijvoorbeeld de ligging of het aantal meetpunten, of in de betrouwbaarheid van de verzamelde gegevens.

Bovengenoemde graadmeteraanpassingen zullen naar verwachting niet leiden tot conclusies over de toestand van de natuur van een geheel andere orde van grootte. Het is omwille van de vergelijkbaarheid in de tijd aan te bevelen om bij graadmeteraanpassingen de uitkomsten uit het verleden her te berekenen volgens de verbeterde methode.

Van de zijde van het beleid is kenbaar gemaakt te willen beschikken over Natuurwaarde informatie op een kleiner schaalniveau dan natuurtipen: een indeling naar sub-regio niveau en uiteindelijk naar natuurdoeltype niveau. In principe is dat mogelijk, maar dit vereist een dichter en vooral kostbaarder meetnet dan waarover nu wordt beschikt (Van Strien, 1998b). Het is aan te bevelen op de middellange termijn te bekijken in hoeverre een groter detail wenselijk en financieel en praktisch mogelijk is (zie ook hoofdstuk 6). Modelmatig kunnen daarentegen wel effecten op een kleiner schaalniveau worden berekend, namelijk 1 bij 1 km (Wiertz et al., in prep.). Indien men de Natuurwaarde (en Soortgroep Trend Index) voor kleinere gebieden dan de huidige natuurtipen wil bepalen dienen ook de referentiewaarden hierop te worden toegesneden.

Voor de bepaling van het ecosysteemareaal lijkt een jaarlijkse update haalbaar voor de Natuurbalans. Of ook een jaarlijkse update van de ecosysteemkwaliteit relevante trendinformatie oplevert dient te worden onderzocht met het oog op de monitorfrequentie, traagheid van ecosysteemveranderingen en natuurlijke fluctuaties. Eens per 4 jaar lijkt een in ieder geval een geschikte periode (Van Strien, 1998b). Deze tijdschaal sluit aan bij de milieu- en natuurverkenningen.

10.3 EHS-doelrealisatie graadmeter

Knelpunten en oplossingen aangaande het ontwerp en de uitvoering van de EHS-doelrealisatiegraadmeter zijn reeds uitvoerig besproken in paragraaf 6.2. De EHS-doelrealisatiegraadmeter zal in nauw overleg met het EC-LNV worden uitgewerkt.

10.4 Soortgroep Trend Index

Voor de Soortgroep Trend Index gelden vergelijkbare opmerkingen als voor de Natuurwaarde in paragraaf 10.2 wat betreft: aansluiting op modellen, meetnetten en beleidsdoelen, de bepaling van het aandeel van de grijze en groene milieuthema's en de beperkingen van de ruimteschalen. Vraagstukken m.b.t. representativiteit spelen alleen in gevallen waar een deelset wordt gehanteerd als schatter voor de gehele soortgroep. De meeste uitvoeringaspecten gelden ook voor de Soortgroep Trend Index, behalve voor referenties.

10.5 Rode Lijst Indicator

De aangepaste Rode Lijst Indicator betreft abundantieveranderingen van bedreigde soorten (hoofdstuk 7.2). Aangezien het NEM niet alle rode lijst soorten meet, zal deze index alleen worden geactualiseerd op een tijdschaal van 10-15 jaar op basis van verspreidingsgegevens en expert- judgement van pgo's. Deze indicator is alleen gevoelig voor veranderingen in bedreigingklassen, dat wil zeggen: alleen vrij grote veranderingen worden waargenomen. Het is momenteel nog niet duidelijk of verspreidingsgegevens ook routinematig verzameld kunnen worden (VOFF, 1999). Het verdient aanbeveling hierover met de pgo's formele afspraken te maken.

Literatuur

Alkemade, J.R.M., J.B. Latour, A. van Strien, M. de Heer (1999), Meten van ecologische effecten van milieuveranderingen, parameterkeuze en stratificatiebasis. RIVM-rapport 714801023, Bilthoven.

Alterra (1999), Graadmeter natuurwaarde terrestrisch, verslaglegging van uitgevoerde werkzaamheden. Werkdocument 1999 nr. 11, Wageningen.

Al, E.J. (ed) (1995), Natuur in bossen. Ecosysteemvisie Bos. Rapport IKC-N nr 14. IKC-N, Wageningen.

Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen en P.J. Van der Reest (1995), Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Technisch rapport. IKC-N. Wageningen.

Bink, R.J., D. Bal, V.M. van den Berk, L.J. Draaijer (1994), Toestand van de natuur 2. IKC-NBLF nr.4, Wageningen.

Bisseling, C.M., L.J. Draaijer, M.H.J. Klein & H. Nijkamp (1994), Ecosysteemvisie Delta. Rapport IKC-N nr 7. IKC-N, Wageningen.

Bisseling, C., A. van Strien, M. de Heer (1999), Weten wat er leeft. De ontwikkeling van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM). Rapport IKCN 35, Wageningen.

Bokeloh, D.J., I. van Zanten (1992), Valkruid in Drenthe: inventarisatie-ecologie-beheer. Consulentenschap NBLF Drenthe, Assen.

Boyle, T.P., G.M. Smillie, J.C. Anderson and D.R. Beeson (1990), A sensitivity analysis of nine diversity and seven similarity indices. J. Wat. Poll. Contr. Fed. 62: 749-762.

Brink, B.J.E. ten, F. Colijn (1990), Ecologische ontwikkelingsrichtingen zoute wateren, Dienst Getijdewateren, Ministerie van V&W, SDU, Den Haag..

Brink, B.J.E. ten, S.H. Hosper en F. Colijn (1991), A quantitative method for description and assessment of ecosystems: the AMOEBA approach. Mar. Poll. Bull. 23: 265-270.

Brink, B.J.E. ten (1997), Biodiversity indicators for integrated environmental assessments. RIVM/UNEP Technical Report series, RIVM, Bilthoven (draft).

Brink, B.J.E. ten, R. van den Berg (1995), Ontwerp Milieubalans en Milieuverkenning, Van globale visie naar concreet ontwerp. RIVM, Bilthoven, rapportnr. 482516001.

Brink, B.J.E. ten, Y.R. Hoogeveen, A. van Strien, J. Thissen (1998), Het ecologisch perspectief. In: Leefomgevingsbalans, voorzet voor vorm en inhoud . Slooff et al. RIVM, Bilthoven.

Clausman, P.H.M.A., W. van Wijngaarden, A.J. Den Held (1984), Verspreiding en ecologie van wilde planten in zuid-Holland. Deel A. Waarderingsparameters. Provinciale Planologische Dienst. Zuid-Holland.

Constanza, R, Ralph d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton, M. van den Belt (1997), The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature* 387, 253; 1997.

Cousins, S.H. (1991), Species Diversity Measurements: Choosing the Right Index. *Trends in Ecology and Evolution* 6: 190-192.

Dony, J.G. and I. Denholm (1985), Some quantitative methods of assessing the conservation value of ecologically similar sites. *Journal of Applied Ecology* 22: 229-238.

Duel, H. (1997), Graadmeterontwikkeling voor water- en natuurbeleid voor de Noordzee. Rijkswaterstaat.

EU (1999), Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy. 97/0067 (COD), Brussel.

Fahner, F. en J. Wiertz (1987), Handleiding bij het WAFLO-model. RIN. Leersum.

FLORON (1997), Een Ecologische Kapitaal Index voor de Flora, aanzet tot kwantificering van de floristische kwaliteit. Landelijk Bureau FLORON, Leiden.

Gardeniers, J.J.P. en H.H. Tolkamp (1976), Hydrologische waardering van beken. In: Th. Vab Nes (red.) Modelonderzoek 1971-1974 ten behoeve van de waterhuishouding in Gelderland, deel 2. Grondslagen. Commissie Bestudering Waterhuishouding Gelderland. Arnhem. 106-114.

Gibbons, D. (1999), Lezing op de EOU conference in Polen, 1999.

Global Biodiversity Forum (1997), Exploring Biodiversity Indicators and Targets under the Convention on Biological Diversity, A synthesis report of a meeting of the GBF, BIONET, Washington DC; also as CBD document: UNEP/CBD/SBSTTA/3/inf.14, Montreal.

Gorter, H. P. (1986), Ruimte voor natuur. Natuurmonumenten/Terra. 422p.

Gremmen, N.J.M. (1990), Natuurtechnisch model voor de beschrijving en voorspelling van effecten van veranderingen in waterregiem op de waarde van een gebied vanuit natuurbehoudsoogpunt. IV. Herziening en verificatie van het model. Technisch rapport SWNBL. Utrecht.

Groot, A.W.M. de, K.H.S. van Buiren, I.W.D. Overtoom en M. Zijl (1998), Natuurlijk vermogen. Een empirische studie naar de economische waardering van

natuurgebieden in het algemeen en de Oostvaardersplassen in het bijzonder.
Stichting voor Economisch Onderzoek

Groot, R.S., de (1992), Functions of Nature. Evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Wolters-Noordhoff. Amsterdam.

Harten, H.A.J. van, G.M. van Dijk, H.A.M. de Kruijf (1995),
Waterkwaliteitsindicatoren overzicht, methode-ontwikkeling en toepassing. RIVM-
rapport 733004001. RIVM. Bilthoven.

Heesterbeek, J.A.P. (1999), Evaluatie definitie en berekening Ecologisch Kapitaal
Index. CBW/CPRO, Wageningen.

Heijmans, M.M.P.B. (1996), Geïntegreerd Ruimtelijk Evaluatie-Instrumentarium voor
Natuurontwikkelings Scenario's (GREINS). NBP-onderzoeksrapport 9. IBN-DLO.
Wageningen.

Helliwell, D.R. (1973), Priorities and values in nature conservation. Journal of
Environmental Management 1: 85-127.

Hertog, A.J., R. Rijken (1992), Geautomatiseerd bepaling van natuurbehoudwaarde in
vegetatie-opnamen. Provincie Gelderland. Dienst Ruimte, Wonen en Groen. Intern
document.

Hessels, E.P.L., B.F. van Toornen (1993), Biodiversiteit en natuurbeheer. In:
Biodiversiteit in Nederland. Red.: E.J. van Nieukerken en A.J. de Loon. Nationaal
Natuurhistorisch Museum, Leiden.

Hill, (1973), Diversity and Evenness. Ecology 54: 427.

Hinsberg, A., van, H.L. Dijkstra, P.J.W. Hinssen, K. Kramer, F.M.R. Leus, R.
Reiling, M.J.S.M. Reijnen, M.W.M. v.d. Tol, J. Wiertz (1999), Stroomlijning
NatuurPlanBureau modellen. RIVM-rapport 408662001, RIVM, Bilthoven.

Hoek, D.J.C. van der, M. Bakkenes, J.R.M. Alkemade (2000). Natuurwaardering in
de Natuurplanner, Toepassing ten behoeve van de VIJNO. RIVM-rapport 408657004,
Bilthoven.

Hoogeveen, Y.R. (1995), Biodiversiteitsindicatoren en beleid. In: Biodiversiteit.
Omgevingskwaliteit voor biodiversiteit. Publicatie RMNO 113.

Hosper, S.H., A.L.M. van Broekhoven, J. S. Peters, J.E.W. de Hoog, W.E.M. Laane
(1990), Natuur Zoete Wateren. RIZA, Ministerie van V&W, SDU, Den Haag.

Hueting, R.(1970), Moet Natuur worden gekwantificeerd? Economisch Statistische
Berichten 55: 80-84.

Hueting, R. (1984), Economic Aspects of Environmental Accounting. Environmental
Accounting workshop. UNEP.

Hueting, R. (1991), The use of discount rate in a cost-benefit analysis for different uses of a humid tropical forest area. *Ecological Economics* 3: 43-57.

Humphries, C.J., P.H. Williams, R.I. Vane-Wright (1995), Measuring biodiversity value of conservation. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 26: 93-111.

Klapwijk, S.P. (1982), Hydrobiologisch onderzoek naar de uitwerking van het waterkwaliteitsklassen-systeem van Caspers en Krabe voor grote wateren in zuid-Holland. Rapport Hoogheemraadschap van Rijnland, Leiden.

Knoben, R.A.E., C. Roos, M.C.M. van Oirschot (1995), Biological assessment methods for water courses. UN-ECE Task Force on Monitoring & Assessment. Working programme 1994/1995, 3.

Latour J.B., I.G. Staritsky, J.R.M. Alkemade, J. Wiertz (1997), De Natuurplanner: Decision support systeem Natuur en Milieu, versie 1.0. RIVM-rapport nr. 711901019 RIVM, Bilthoven.

Leerdam, A. van, J.G. Vermeer (1992), Natuur uit het moeras! Naar een duurzame ontwikkeling in laagveenmoerassen. RUU/ SBB. Utrecht.

Leerdam, A. van, M.J. Wassen, N. Dankers (1993), Onderzoek nagenoeg natuurlijke referentie systemen RUU/IBN-DLO. Utrecht/Texel.

Leerdam, A. van. (1998), Ontwikkeling van natuurwaarde-indicatoren voor regionale wateren. IWACO. 's-Hertogenbosch.

Leeuwen, N. van en A. van Strien (1997), Begroeiingstypen-kaarten voor natuurmeetnetten. Rapport CBS in kader Netwerk Ecologische Monitoring.

Lloyd, M., and R.J. Ghelardi (1964), A table for calculating the 'equitability' component of species diversity. *Journal of Animal Ecology* 33: 217-225.

LNV (1989a), Natuurontwikkeling, een verkennende studie. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Den Haag.

LNV (1989b), Toestand van de natuur, veranderingen in de Nederlandse natuur. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag.

LNV (1990), Natuurbeleidsplan. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag.

LNV (1994), Natuurbeleid in de peiling, een tussentijdse balans van het Natuurbeleidsplan. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Den Haag.

LNV (1995), Ecosystemen in Nederland. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag.

LNV, VROM en BuZa (1997), Strategisch Plan van Aanpak Biologische Diversiteit, SDU, Den Haag.

- Magurran, A.E. (1988), *Ecological Diversity and its Measurement*. Croom-Helm. London.
- Margules, C., and Usher, M.B. (1981), Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *biological Conservation* 21: 79-109.
- Margules, C.R., A.O. Nicholls (1993), Where should nature reserves be located? In: *Conservation Biology in Australiaand Oceani*: 339-46, Australia.
- Margalef, R. (1958), Information theory in ecology. *Gen. Syst.* 3: 36-71.
- May, R.M. (1990), Taxonomy as Destiny. *Nature* 347: 129-130.
- Meij, T. van der (1997), *De Ecologisch Kapitaal Index van het Stedelijk Gebied*. BT&U informatie, Oegstgeest.
- Nooteboom, S.G., A. Bouman (1992), *Natuurkentalen Zuid-Holland*. Provincie Zuid-Holland. Dienst Ruimte en Groen. Zuid-Holland.
- OECD (1999), Case study on agro-biodiversity indicators in the Netherlands. Room document 13, Expert meeting on biodiversity, wildlife habitats and landscape, 3-5 may 1999, Paris.
- OECD (1998), *Agriculture and Biodiversity*. OECD workshop on agri-environmental indicators, COM/AGR/CA/ENV/EPOC(98)79, OECD, Paris.
- OECD (1999), *Environmental indicators for agriculture: methods and results*. The stocktaking report greenhouse gases, biodiversity, wildlife habitats. COM/AGR/CA/ENV/EPOC(99)82, OECD, Paris.
- Ovaa A.H., J. Latour & R. Reiling (1993). *Proefproject Flora en Fauna 2030*, Hoofdrapport. Landbouw Universiteit Wageningen, RIVM.
- Peijl van der M (2000), *Ecologisch Kapitaal Index (EKI1999) voor terrestrisch Nederland, natuur en agrarisch gebied*. ESM, Wageningen (in publ).
- Provincie Noord-Brabant (1991), *Werken aan Water*. Waterhuishoudingsplan 1991-1995, Toelichting, Den Bosch.
- Provincie Zuid-Holland (1995), *Ecologische beoordelingssyteem voor grote wateren*. Den Haag.
- RAVON (1999), *EKI-Reptielenindexen op basis van het referentiejaar 1950*. Aut: A. Zuiderwijk, A Groenveld, G. Smit, RAVON Werkgroep Monitoring, Amsterdam.
- Reid, W.V., J.A. McNeely, D.B. Tunstall, D.A. Bryant, M. Winograd (1993), *Biodiversity indicators for policy makers*. World Resources Institute. USA.

Reiling, R., G.W. Lammers, J.B. Latour, R.J. Bink (1999), Naar graadmeters voor natuurbalansen en natuurverkenningen. RIVM-rapport 408654001. RIVM, Bilthoven.

RIKZ (1999), Naar haalbare graadmeters, fase a GONZ III, Graadmeter ontwikkeling Noordzee, Werkdocument RIKZ/AB-99.134X., Den Haag.

RIVM (1997a), Natuurverkenningen 1997. RIVM, IKC-N, IBN-DLO, SC-DLO, Bilthoven.

RIVM (1997b), Milieubalans 1997, RIVM, Bilthoven.

RIVM/UNEP (1997), The Future of the Global Environment: A model-based Analysis Supporting UNEP's First Global Environment Outlook. Bakkes, J.A. and J.W. van Woerden (eds.).RIVM 402001007 and UNEP/DEIA/TR.97-1, Bilthoven/Nairobi.

RIVM (1998a), Het Ecologisch perspectief. Uit: LeefomgevingBalans, voorzet voor vorm en inhoud, B. ten Brink, Y. Hoogeveen, A. van Strien, J. Thissen (eds), RIVM, Bilthoven.

RIVM (1998b), Natuurbalans 1998. RIVM, IKC-N, IBN-DLO, SC-DLO, Bilthoven.

RIVM/CBS (1999), Milieucompendium, het milieu in cijfers. RIVM/CBS, Bilthoven/Voorburg.

RIVM, (in prep.), Biodiversity loss. In: Economic assessment of Priorities for a European Environmental Policy Plan (working title). Technical Background Report 9 prepared by RIVM, EFTEC, NTUA, IIASA for Directorate General XI (Environment Nuclear Safety and Civil Protection, Brussels.

RMNO (1988), Vijf visies op natuurbehoud en natuurontwikkeling; knelpunten en perspectieven van deze visies in het licht van de huidige maatschappelijke ontwikkelingen. RMNO Rapport nr. 30, Rijswijk.

Rodenburg, E, D. Tunstall, F. van Bolhuis (1995), Environmental Indicators for Global Cooperation. Global Environment Facility, Working paper, pp 36, World Bank, Washington DC.

RPD (1999), Monitor Ruimtelijke Kwaliteit. Rijks Planologische Dienst.

Runhaar, J. en M. Van 't Zelfde (1996), Vergelijking ecotopen-natuurdoeltypen. CML-rapport 128, Leiden.

Runhaar, J. (1999), Impact of hydrological changes on nature conservation areas in the Netherlands. Thesis, Leiden University, Leiden.

Schobben, J.H.M. e.a. (1997), Risico-analyse van het Marine Milieu: ecologische effecten van gebruiksfuncties gerangschikt. RIKZ-97--, Den Haag.

Simpson, E.H. (1949), Measurement of diversity. Nature 163: 688.

Sluis, T. van der (1996), Vegetatiekundige natuurwaardebepaling. NBP-onderzoeksrapport 7, IBN-DLO, Wageningen.

SOVON (1997), Ecologische Kapitaal Index voor Vogels. Aut.: Hagemeyer, W., H. Sierdema, SOVON, Beek-Ubbergen.

STORA (1988), Waterkwaliteitsbeoordeling van genormaliseerde beken met behulp van macrofauna. Stichting Toegepast Onderzoek Reiniging Afvalwater, Utrecht.

STOWA (1992), Ecologische beoordeling en beheer van oppervlakte wateren; ecologisch beoordelingssysteem voor stromende wateren. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Rapport 92-07, Utrecht.

STOWA (1993a), Ecologische beoordeling en beheer van oppervlakte wateren; ecologisch beoordelingssysteem voor meren en plassen op basis van macrofyten en fytoplankton. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Rapport 93-16, Utrecht.

STOWA (1993b), Ecologische beoordeling en beheer van oppervlakte wateren; ecologisch beoordelingssysteem voor sloten op basis van macrofyten, macrofauna en epifitische diatomeeën. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Rapport 93-14, Utrecht.

STOWA (1994a), Ecologische beoordeling en beheer van oppervlakte wateren; ecologisch beoordelingssysteem voor kanalen op basis van macrofyten, macrofauna, epifitische diatomeeën en fytoplankton. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Rapport 94-01, Utrecht.

STOWA (1994b), Ecologische beoordeling en beheer van oppervlakte wateren; ecologisch beoordelingssysteem voor zand-, grind- en kleigaten op basis van macrofyten, macrofauna, epifitische diatomeeën en fytoplankton. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Rapport 94-18, Utrecht.

Strien, A.J., van (1997), Biodiversity declining in the Netherlands: an indicator to describe the changes in the number of wild species. Neth. Official Stat. – winter: 45-50.

Strien, A.J., van (1998a), Landelijke meetnetten 1998, ontwikkelingen en resultaten, CBS, Den Haag.

Strien, A.J., van (1998b), Natuurmeetnetten op maat. CBS, Voorburg.

Strien, A.J. van & J. Pannekoek (1999), Missen vergt gissen. Ontbrekende tellingen in vogelmeetnetten. Limosa 72: 49-54.

Strien, A.J. van, P. Hilgen, J. Thissen, R. Meijer (1997), Wordt Nederland soortenarmer? Een graadmeter voor de veranderingen in de soortenrijkdom in Nederland. Kwartaalberichten Milieu, CBS, Voorburg.

UNEP (1994), Convention on Biological Diversity. UNEP/CBD/94/1, Zwitserland.

UNEP (1997a), Recommendations for a core set of indicators of biological diversity. Convention on Biological Diversity, Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice. Third Meeting, UNEP/CBD/SBSTTA/3/9, Montreal.

UNEP (1997b), Global Environment Outlook. Oxford University Press, Oxford.

UNEP (1997c), Recommendations for a core set of indicators of biological diversity, Official document of the Convention on Biological Diversity, UNEP/CBD/SBSTTA/3/inf.13., Montreal.

UNEP (1999), Development of indicators of biological diversity, Convention on Biological Diversity, UNEP/CBD/SBSTTA/5/12, Montreal.

Vane-Wright, R.I., C.J. Humphries, and P.H. Williams (1991), What to protect. systematics and the Agony of Choice. *Biological conservation* 55: 235-254.

Vanhemelrijk, J.A.M., A.L.M. van Broekhoven (1990), Ecologische ontwikkelingsrichtingen grote rivieren; Aanzet tot kwantitatieve uitwerking van ecologische doelstellingen voor de grote rivieren in Nederland, RIZA, Ministerie van V&W, SDU, Den Haag.

Verboom, J. (1997), Haalbaarheidsstudie voor de monitoring van effecten van ontsnipperingsmaatregelen. IBN-DLO, Wageningen.

Verbruggen, H. (in prep.), Interim report on calculation of a sustainable national income according to Huetting's methodology. Instituut voor Milieuvraagstukken, Amsterdam.

Vlinderstichting (1999), EKI-Dagvlinderindexen op basis van referentiejaar 1950. Aut.: Swaay, C.A.M. van. De Vlinderstichting, Wageningen, rapportnr. VS 99.12.

Vlinderstichting (1997), Ecologisch Kapitaal Index - Dagvlinders. Aut.: Swaay, C.A.M. van. De Vlinderstichting, Wageningen, rapportnr. VS 97.10.

V&W (1989), Derde nota waterhuishouding; Water voor nu en later. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag.

V&W (1993), Evaluatie Nota Water. Aanvullende beleidsmaatregelen en financiering 1994-1998. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag.

V&W (1996), Toekomst voor Water: nota Watersysteemverkenningen, Den Haag.

V&W (1997), Watersysteemverkenningen 1996, De AMOEBES van de zoute wateren. RIKZ-97.027, Den Haag.

V&W (1997), Vierde nota waterhuishouding. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Den Haag.

V&W (1997), Watersysteemverkenningen, Ecosysteemontwikkeling zoute wateren: de mogelijkheden geanalyseerd. RIKZ-97.028, Den Haag.

VOFF (1999), Interne notities over het opzetten van atlas projecten. Wageningen.

VZZ (2000), Ekologische Kapitaal Index voor vleermuizen en dagactieve zoogdieren. Aut.: Verheggen, L., H. Limpens en R. Smit, Arnhem.

Wereldbank (1996), Monitoring Environmental Progress, Expanding the Measure of Wealth, Washington D.C.

Westhoff, V. (1999), Natuurbeheer onze verantwoordelijkheid voor de biosfeer. Uitgeverij KU, Nijmegen, 64 p.

Wiertz, J., J.R.M. Alkemade, B.J.E. ten Brink, W. Ligtoet (2000), Ontwerp Natuurplanner, decision support systeem natuur en milieu. RIVM, Bilthoven (in prep).

Williams, P.H. (1996), Measuring biodiversity value. World Conservation 1: 12-14.

Windt, H.J. van der (1995), En dan : wat is natuur nog in dit land? Natuurbescherming in Nederland 1880-1990. Diss. RIG Boom Amsterdam/Meppel.

Wirdum, G. van (1993), Ecosysteemvisie hoogvenen. IBN-rapport 35, IBN-DLO, Wageningen.

Witte, J.P.M. (1997), National water Management and the value of nature. Proefschrift, Landbouwuniversiteit Wageningen, Wageningen.

Woodiwiss, F.S. (1964), The biological system of stream classification used by the Trent River Board. Cemy. Indust. 11: 443-447.

Bijlage 1: Begrippenlijst

Abundantie:	de aantallen waarin een soort voorkomt.
Alterra:	Research Instituut voor de Groene Ruimte, voorheen IBN-DLO.
AMOEBE:	Algemene Methode voor OEcosysteembeschrijving en BEoordeling (Ten Brink et al., 1991).
amoebesoot: begroeiingstype:	soort die is opgenomen in de AMOEBE-benadering. Een ecosysteem met specifieke abiotische en biotische kenmerken. In dit rapport wordt begroeiingstype, natuurtype en ecosysteemtype als synoniemen gehanteerd. Omdat het om de <i>biologische</i> component zowel terrestrisch als <i>aquatische</i> systemen gaat heeft “natuurtype” de voorkeur.
biodiversiteit:	de biotische component van het milieu, op het niveau van genen, soorten en ecosystemen, voor zowel stedelijke, agrarische als natuurlijke gebieden, voor zowel wilde als gedomesticeerde (gewassen/huisdieren) soorten.
CBD:	Convention on Biological Diversity.
CBS:	Centraal Bureau voor de Statistiek.
DEM NAT:	Dosis Effect Model NATuur Terrestrisch (Witte, 1997).
DLO:	Dienst Landbouwkundig Onderzoek.
Doelsoort:	Soort waarvoor bijzondere aandacht vanuit het natuurbeleid nodig is vanwege het huidige (inter)nationale voorkomen, die tevens dient als toetssteen voor de realisatie van de ecologische hoofdstructuur (LNV, 1995).
EC-LNV:	Expertise Centrum LNV, voorheen IKC-N.
Ecologisch kapitaal:	Het geheel aan soorten en hun abundanties in een bepaald gebied.
Ecosysteemtype:	Een ecosysteem met specifieke abiotische en biotische kenmerken. In dit rapport wordt begroeiingstype, natuurtype en ecosysteemtype als synoniemen gehanteerd. Omdat het om de <i>biologische</i> component zowel terrestrisch als <i>aquatische</i> systemen gaat heeft “natuurtype” de voorkeur.
Ecosysteem areaal:	De omvang van een gespecificeerd ecosysteem, uitgedrukt in hectares of als percentage van het nationaal oppervlak
Ecosysteemkwaliteit:	beoordeling van de kwaliteit van een ecosysteem, uitgedrukt als percentage van een referentie-ecosysteem. Ecosystemkwaliteit is een functie van vele onderliggende kwaliteitsvariabelen.
EDG:	EHS-doelrealisatie Graadmeter.
EHS:	Ecologische hoofdstructuur. Het samenhangend netwerk van (inter)nationaal opzicht belangrijke, duurzaam te behouden ecosystemen, zoals opgenomen in het Natuurbeleidsplan en het Structuurschema Groene Ruimte.
EKI:	Ecologisch Kapitaal Index.
FGR:	Fysisch Geografische Regio.
FLORBASE:	Florabestand van het Rijksherbarium op kwartierhokniveau (2,5 bij 2,5 km) van de eerste helft van deze eeuw.

FLORIVON:	Florabestand van het Rijksherbarium op km-hokniveau uit de jaren 80 en 90.
FLORON:	Floristisch Onderzoek Nederland.
Gedomesticeerde gebieden:	Alle landbouwgebieden, urbaan gebied en infrastructureel gebied. Bij agrarisch gebied gaat het om grasland, bouwland en semi-natuurlijke elementen als sloten, houtwallen, erf, overhoekjes en dergelijke kleiner dan 6,25 ha. Hierbij tellen ook de graslanden mee die extensief gebruikt worden en tegenwoordig voornamelijk in reservaten liggen en houtplantages met exoten. Urbaan gebied betreft stedelijk gebieden, recreatiegebieden, golfterreinen, stadsparken en bedrijfsterreinen. Infrastructureel gebied betreft alle infrastructuur inclusief kanalen, dijken en bermen.
Graadmeter:	Een kengetal dat inzicht geeft in de toestand van de natuur, in een trend of in maatschappelijke aspecten gerelateerd aan een referentie (bijv. natuurlijke referentie of een vergelijkingsjaar) en zo mogelijk natuurdoelstelling. Hoog geaggregeerde eindwaarde, bestaand uit set van onderliggende variabelen.
GONZ:	Graadmeter Ontwikkeling NoordZee, project van RIKZ.
Hot-spot:	gebied met hoge natuurwaarde, bijvoorbeeld omdat er veel soorten of soorten van een soortgroep in voorkomen, omdat er veel zeldzame soorten in voorkomen of omdat het een hoge natuurkwaliteit heeft.
IBN-DLO:	Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, sinds 2000 Alterra geheten.
IKC-N:	Informatie- en Kennis Centrum Natuurbeheer; sinds 2000 Expertise Centrum LNV geheten.
Index:	Door deling verkregen dimensieloos getal.
Indicator:	Een kengetal dat inzicht geeft in de toestand van de natuur, in een trend of in maatschappelijke aspecten gerelateerd aan een referentie, een vergelijkingsjaar en zo mogelijk natuurdoelstelling. Hoog geaggregeerde eindwaarde, bestaand uit set van onderliggende variabelen.
ITZ-criteria:	Selectie criteria van doelsoorten. I-criterium; internationale belang van voorkomen van soort. T-criterium; de soort vertoond in Nederland een dalende trend. Z-criterium; de soort is in Nederland zeldzaam.
Kwaliteitsvariabele:	Parameter waarin een kwaliteit van een ecosysteemonderdeel is uitgedrukt.
LGN:	Land Gebruik Nederland (kaart).
LNV:	Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.
Natuur:	de biotische component van het milieu, op het niveau van genen, soorten en ecosystemen, voor zowel stedelijke, agrarische als natuurlijke gebieden, voor zowel wilde als gedomesticeerde (gewassen/huisdieren) soorten.
Natuurdoeltype:	zie NDT.
Natuurkwaliteit:	zie ecosysteemkwaliteit.
Natuurlijke gebieden:	zie: niet-gedomesticeerde gebieden.

Natuurtype:	Een ecosysteem met specifieke abiotische en biotische kenmerken. In dit rapport wordt begroeiingstype, natuurtype en ecosysteemtype als synoniemen gehanteerd. Omdat het in dit rapport om de <i>biologische</i> component van zowel terrestrisch als <i>aquatische</i> systemen gaat heeft “natuurtype” de voorkeur.
natuurwaarde:	de waarde die aan de natuur wordt toegekend, niet nader gespecificeerd.
Natuurwaarde:	Een graadmeter voor de waarde van natuur, zoals gedefinieerd in hoofdstuk 5 van dit rapport.
NBL21:	Nieuwe Beleidsnota Natuur.
NBP:	Natuur Beleidsplan.
NCI:	Natural Capital Index.
NDT:	Natuurdoeltype; Een in natuurbeleid nagestreefde combinatie van abiotische en biotische kenmerken op een bepaalde ruimtelijke schaal (LNV, 1995).
NEM:	Netwerk Ecologische Monitoring (Bisseling et al., 1999).
Niet-gedomesticeerde gebieden:	Alle natuurlijke gebieden ongeacht hun kwaliteit, waaronder natuur gebieden, bossen (excl. houtplantages met exoten) en oppervlakte wateren (excl. sloten en kanalen). Exclusief de graslanden die extensief gebruikt worden en tegenwoordig voornamelijk in reservaten liggen. De term “natuurlijke gebieden” wordt als synoniem gebruikt.
NTM:	Natuur Technisch Model (Gremmen, 1990).
OECD:	Organisation for Economic Co-operation and Development
PGO's:	Particuliere Gegevensleverende Organisaties
RAVON:	Reptielen- en Amfibieënonderzoek Nederland
Referentie:	De situatie die als ijkpunt gebruikt wordt om de huidige toestand, veranderingen en doelen tegen af te zetten. Referentie is in dit rapport onderscheiden van de doelsituatie. Met “referentie” wordt in dit rapport in de regel de –nagenoeg- natuurlijke toestand bedoeld.
RMNO:	Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek.
RIKZ:	RijksInstituut voor Kust en Zee.
RIVM:	RijksInstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
RIZA:	Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling.
RLI:	Rode Lijst Indicator (Van Strien et al., 1997).
RPD:	RijksPlanologische Dienst.
RWS:	Rijkswaterstaat.
SBSTTA:	Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice.
SOVON:	Samenwerkende Oganisaties Vogelonderzoek Nederland.
SPA:	Strategisch Plan van Aanpak (LNV, VROM en BuZa).
STI:	Soortgroep Trend Index.
UNEP:	United Nations Environment Programme.
V&W:	Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
VOFF:	Vereniging Onderzoek Flora en Fauna.
VROM:	Ministerie van Ruimtelijke Ordening en Milieu.
VIJNO:	VIJfde Nota Ruimtelijke ordening.

Bijlage 2: Natuurtypen en daarin opgenomen natuurdoeltypen

Relatie tussen FGR/natuurtypen en de natuurdoeltypen (Bal et al., 1995). De natuurdoeltypen staan gerangschikt bij de FGR/natuurtype waar ze deel van uit maken. In grijs is aangegeven die FGR/natuurtype combinaties die worden uitgewerkt.

De aquatische natuurtypen worden nog uitgewerkt, evenals de toedeling van de aquatische natuurdoeltypen. In de Natuurwaarde wordt de FGR “afgesloten zeearmen” (Az) niet expliciet onderscheiden maar toegedeeld over de aquatische en enkele terrestrische natuurtypen. De combinatie bos-Zk is nog niet beschouwd.

Kolom 1 geeft de fysisch-geografische regio; kolom 2 noemt het Natuurtype; kolom 3 geeft het natuurdoeltype plus code; kolom 4 geeft het aantal planten-doelsoorten per natuurdoeltype; kolom 5 geeft het aantal plantensoorten opgenomen in de Natuurwaarde en kolom 6 geeft het aantal Natuurwaarde-soorten die tevens doelsoort zijn.

FGR	Natuurtype	Natuurdoeltype	doel-soorten	NW-soorten	NWsoort=doelsoort	Opmerkingen
Az	-	Az-3.1 open begroeiing van droge gronden	24			op te nemen in open duin
Az	-	Az-3.2 open begroeiing van vochtige gronden	21			in open duin en aquatisch
Az	-	Az-3.3 zoute en brakke ruigte en grasland	20			in aquatisch
Az	-	Az-3.4 rietland en ruigte	1			in moeras zeeklei
Az	-	Az-3.5 bloemrijk grasland	6			in agra. Zeeklei
Az	-	Az-3.6 struweel, mantel- en zoombegr.	7			in bos duinen en bos zeeklei
Az	-	Az-3.7 bosgemeenschappen van zandgrond	0			in bos duinen en bos zeeklei
Az	-	Az-3.8 bosgemeenschappen van zeeklei	0			in bos zeeklei
Az	-	Az-4.1 grasland	0			in agra. Zeeklei
Du	Aquatisch	Du-3.1 duinbeek	3			Nog uit te werken
Du	Aquatisch	Du-3.2 duinmeer	15			
Du	open duin	Du-3.3 slufte en groen strand	31	1	1	Ca 20% van de doelsoorten zijn ook NW-soorten. Uit vrijwel alle natuurdoeltypen worden doel/proces-soorten onderscheiden.
Du		Du-3.4 duinrietland en –ruigte	2	1	0	
Du		Du-3.5 nat schraalgrasland	10	13	5	
Du		Du-3.6 bloemrijk grasland	6	5	3	
Du		Du-3.7 droog duingrasland en open duin	59	22	13	
Du		Du-3.8 droge duinheide	6	2	2	
Du		Du-3.9 natte/vochtige voedselarme duinvallei	44	27	19	
Du		Du-4.1 akker	18	0	0	
Du		Du-4.2 grasland	2	0	0	
Du	open duin	Totaal	156	84	37	
Du	Bos	Du-3.10 struweel, mantel- en zoombegr.	19	0	0	Geen afzonderlijk bos duin benoemd voor de planten (bos soorten in open duin benoemd). Wellicht nog afzonderlijk op te splitsen
Du		Du-3.11 hakhout	3	0	0	
Du		Du-3.12 bosgemeenschappen kalkarm duin	5	0	0	
Du		Du-3.13 bosgemeenschappen kalkrijk duin	7	0	0	
Du		Du-3.14 bosgemeenschappen duinzoom	11	0	0	
Du		Du-3.15 middenbos	3	0	0	
Du		Du-3.16 park-stinzenbos	11	0	0	
Du	Bos	Totaal	36	0	0	

Gg	Aquatisch	Gg-3.1 onbeheerde kwelder	17			Nog uit te werken
Gg	Aquatisch	Gg-3.2 beheerde kwelder	12			
Hl	Aquatisch	Hl-3.1 heuvellandbeek	4			Nog uit te werken
Hl	Aquatisch	Hl-3.2 zoet watergemeenschap	0			
Hl	Moeras	Hl-3.3 rietland en ruigte	3			Geen Hl moeras onderscheiden
Hl	Agr	Hl-3.4 kalkgrasland	47	16	8	Gem. ca. 20% van de doelsoorten van natuurdoeltypen ook in EKI benoemd.
Hl		Hl-3.5 droog loessgrasland	28	5	4	
Hl		Hl-3.6 bloemrijk grasland	21	18	8	
Hl		Hl-3.7 vochtig schraalgrasland	12	1	0	
Hl		Hl-4.1 akker	31	14	9	
Hl		Hl-4.2 grasland	5	2	2	
Hl	Agr	Totaal	128	54	26	
Hl	Bos	Hl-3.8 struweel, mantel- en zoombegr.	47	5	3	Gem. ca 15% van de doelsoorten benoemd, verdeeld over alle natuurdoeltypen.
Hl		Hl-3.9 hakhout	41	15	7	
Hl		Hl-3.10 bosgemeenschappen van helling en plateau	31	16	9	
Hl		Hl-3.11 bosgemeenschappen bron en beek	10	10	3	
Hl		Hl-3.12 middenbos	47	17	11	
Hl	Bos	Totaal	79	31	12	
Hz	Aquatisch	Hz-3.1 laaglandbeek	13			Nog uit te werken
Hz	Aquatisch	Hz-3.2 zoet watergemeenschap	13			
Hz	Moeras	Hz-3.3 rietland en ruigte	6			Geen moeras Hz ondersche
Hz	Aquatisch	Hz-3.4 ven	21			Nog uit te werken
Hz	Open	Hz-3.8 open zand	18			Geen open systemen benoemd
Hz	Agr	Hz-3.5 droog grasland	22	16	5	Gem. 25% van de doelsoorten benoemd.
Hz		Hz-3.6 bloemrijk grasland	10	12	3	
Hz		Hz-3.7 vochtig schraalgrasland	38	33	14	
Hz		Hz-4.1 akker	19	9	4	
Hz		Hz-4.2 grasland	3	0	0	
Hz	Agr	Totaal	90	121	25	
Hz	Heide	Hz-3.9 droge heide	20	14	6	Ca. 40% van de doelsoorten benoemd.
Hz		Hz-3.10 vochtige heide en levend hoogveen	24	18	10	
Hz	Heide	Totaal	43	49	16	
Hz	bos	Hz-3.11 struweel, mantel- en zoombegr.	30	6	2	Ca. 10% van de doelsoorten benoemd.
Hz		Hz-3.12 hakhout	29	12	3	
Hz		Hz-3.13 bosgemeenschappen arme zandgrond	5	7	1	
Hz		Hz-3.14 bosgemeenschappen leemgrond	23	11	5	
Hz		Hz-3.15 bosgemeenschappen bron en beek	10	12	3	
Hz		Hz-3.16 bosgemeenschappen hoogveen	1	4	0	
Hz		Hz-3.17 middenbos	22	7	2	
Hz		Hz-3.18 boombos	0	6	0	
Hz		Hz-3.19 park-stinzenbos	13	6	1	
Hz	bos	Totaal	67	39	8	
Lv	Aquatisch	Lv-3.1 zoet watergemeenschap	10			Verder uit te werken
Lv	Aquatisch	Lv-3.2 brak watergemeenschap	1			
Lv	Heide	Lv-3.6 veenheide	4			Geen heide op Lv ondersch
Lv	Moeras	Lv-3.3 rietland en ruigte	11	10	2	
Lv	Moeras	Totaal	11	57	2	
Lv	Agr	Lv-3.4 nat schraalgrasland	24	19	4	Ca. 20% van de doelsoorten benoemd.
Lv		Lv-3.5 bloemrijk grasland	4	1	0	
Lv		Lv-4.1 akker	5	0	0	
Lv		Lv-4.2 grasland	0	0	0	

Lv	Agr	Totaal	33	42	4	
Lv	Bos	Lv-3.7 struweel	0	0	0	Zeer beperkt aantal doelsoorten
Lv		Lv-3.8 hakhout en griend	0	3	0	
Lv		Lv-3.9 bosgemeenschappen voedselrijk laagveen	1	3	0	
Lv		Lv-3.10 bosgemeenschappen voedselarm hoogveen	0	0	0	
Lv	Bos	Totaal	1	57	0	
Ri	Aquatisch	Ri-3.1 rivier en nevengeul	1			Verder uit te werken
Ri	Aquatisch	Ri-3.2 plas en geïsoleerde strang	7			
Ri	moeras	Ri-3.3 rietland en ruigte	11	16	1	Beperkt aantal doelsoorten
Ri	moeras	Totaal	11	31	1	
Ri	agr	Ri-3.4 nat schraalgrasland	18	12	3	Ca. 20% van doelsoorten benoemd.
Ri		Ri-3.5 stroomdalgrasland	43	30	12	
Ri		Ri-3.6 rivierduin en slik	35	8	3	
Ri		Ri-4.1 akker	28	14	8	
Ri		Ri-4.2 grasland	6	5	1	
Ri	agr	Totaal	121	90	24	
Ri	bos	Ri-3.7 struweel, mantel- en zoombegr.	22	2	0	3% van de doelsoorten benoemd.
Ri		Ri-3.8 hakhout en griend	8	1	0	
Ri		Ri-3.9 bosgemeenschappen van zandgrond	9	1	1	
Ri		Ri-3.10 bosgemeenschappen van rivierklei	1	1	0	
Ri		Ri-3.11 middenbos	5	0	0	
Ri		Ri-3.12 park-stinzenbos	10	2	1	
Ri	bos	Totaal	36	15	1	
Zk	Aquatisch	Zk-3.1 zoet watergemeenschap	6			Nog verder uit te werken
Zk	Aquatisch	Zk-3.2 brak watergemeenschap	3			
Zk	Heide	Zk-3.7 veenheide	1			Geen heide op Zk ondersch
Zk	agr	Zk-3.3 zoute en brakke ruigte en grasland	19	4	2	Ca. 10% van de doelsoorten benoemd.
Zk		Zk-3.5 nat schraalgrasland	19	3	0	
Zk		Zk-3.6 bloemrijk grasland	22	13	4	
Zk		Zk-4.1 akker	17	8	4	
Zk		Zk-4.2 grasland	3	4	1	
Zk	agr	Totaal	78	57	10	
Zk	moeras	Zk-3.4 rietland en ruigte	7	4	0	Beperkt aantal doelsoorten
Zk	moeras	Totaal	7	22	0	
Zk	bos	Zk-3.8 struweel, mantel- en zoombegr.	11			Geen bos op Zk onderscheiden
Zk		Zk-3.9 hakhout en griend	1			
Zk		Zk-3.10 bosgemeenschappen van zeeklei	0			
Zk		Zk-3.11 bosgemeenschappen veen-op-klei	0			
Zk		Zk-3.12 middenbos	0			
Zk		Zk-3.13 park-stinzenbos	4			
Zk	bos	Totaal	15			

Bijlage 3: Geselecteerde planten- en diersoorten voor Natuurwaarde

De onderstaande planten-, vlinder-, vogel-, reptielen- en vleermuissoorten is een voorlopige selectie per fysisch-geografische regio/natuurtype combinatie. Het gaat om een tussenstand, medio 1999. Aanpassingen worden voorzien naar aanleidingen van verbeteringen van het meetnet. (Open d = open duin)

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Du	Bos	Addertong	pl	-
Du	Bos	Armbloemige waterbies	pl	d
Du	Bos	Beemdkroon	pl	-
Du	Bos	Bevertjes	pl	d
Du	Bos	Blaassilene	pl	-
Du	Bos	Blauwe zeedistel	pl	d
Du	Bos	Blauwe zegge	pl	-
Du	Bos	Bleekgele droogbloem	pl	-
Du	Bos	Borstelbies	pl	-
Du	Bos	Borstelgras	pl	-
Du	Bos	Borstelkrans	pl	d
Du	Bos	Donderkruid	pl	-
Du	Bos	Driedistel	pl	d
Du	Bos	Drienervige zegge	pl	d
Du	Bos	Duinroosje	pl	-
Du	Bos	Duinrus s.s.	pl	-
Du	Bos	Duinviooltje	pl	d
Du	Bos	Dwergbloem	pl	d
Du	Bos	Dwergvlas	pl	d
Du	Bos	Echt duizendguldenkruid	pl	-
Du	Bos	Echte koekoeksbloem	pl	-
Du	Bos	Fraai duizendguldenkruid	pl	d
Du	Bos	Galigaan	pl	-
Du	Bos	Geel walstro	pl	-
Du	Bos	Geelgroene en dwergzegge	pl	-
Du	Bos	Geelhartje	pl	d
Du	Bos	Gelobde maanvaren	pl	d
Du	Bos	Gevlekte orchis	pl	-
Du	Bos	Gewone dophei	pl	d
Du	Bos	Gewone vleugeltjesbloem	pl	d
Du	Bos	Glad parelzaad	pl	-
Du	Bos	Groenknolorchis	pl	d
Du	Bos	Grote ratelaar	pl	-
Du	Bos	Grote tijm	Pl	-
Du	Bos	Harlekijn	pl	d
Du	Bos	Heidekartelblad	pl	d
Du	Bos	Hondsviooltje	pl	-

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Du	Bos	Kandelaartje	pl	-
Du	Bos	Kegelsilene	pl	-
Du	Bos	Klein tasjeskruid	pl	d
Du	Bos	Klein wintergroen	pl	d
Du	Bos	Kleine bevernel	pl	-
Du	Bos	Kleine pimpernel	pl	-
Du	Bos	Kleine ratelaar	pl	-
Du	Bos	Kleine ruit	pl	-
Du	Bos	Kleine steentijm	pl	d
Du	Bos	Knopbies	pl	d
Du	Bos	Kraaihei	pl	-
Du	Bos	Kruipend zenegroen	pl	-
Du	Bos	Lathyruswikke	pl	d
Du	Bos	Lidsteng	pl	-
Du	Bos	Mannetjesereprijs	pl	-
Du	Bos	Moeraskartelblad	pl	d
Du	Bos	Moeraswespenorchis	pl	d
Du	Bos	Nachtsilene	pl	-
Du	Bos	Oeverkruid	pl	d
Du	Bos	Ondergedoken moerasscherm	pl	d
Du	Bos	Parnassia	pl	d
Du	Bos	Rond wintergroen	pl	d
Du	Bos	Rozenkransje	pl	d
Du	Bos	Ruig viooltje	pl	-
Du	Bos	Ruige scheefkelk s.s.	pl	d
Du	Bos	Ruw walstro	pl	-
Du	Bos	Sierlijke vetmuur	pl	d
Du	Bos	Smal fakkelgras	pl	-
Du	Bos	Stekelbrem	pl	d
Du	Bos	Stijve moerasweegbree	pl	d
Du	Bos	Stijve ogentroost s.l.	pl	-
Du	Bos	Strandduizendguldenkruid	pl	d
Du	Bos	Tandjesgras	pl	d
Du	Bos	Valse salie	pl	-
Du	Bos	Verfbrem	pl	d

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Du	Bos	Viltganzerik	pl	-
Du	Bos	Vleeskleurige orchis	pl	d
Du	Bos	Vlozegge	pl	d
Du	Bos	Voorjaarsganzerik	pl	d
Du	Bos	Waterpunge	Pl	-
Du	Bos	Welriekende nachtorchis	pl	d
Du	Bos	Welriekende salomonszegel	pl	-
Du	Bos	Wondklaver	pl	d
Du	Bos	Zachte haver	pl	-
Du	Bos	Zeegroene zegge	pl	-
Du	Bos	Zeewinde	pl	-
Du	Bos	Zuurbes	pl	-
Du	Bos	Boomklever	vo	-
Du	Bos	Gekraagde Roodstaart	vo	-
Du	Bos	Glanskop	vo	-
Du	Bos	Groene Specht	vo	d
Du	Bos	Grote Bonte Specht	vo	-
Du	Bos	Houtsnip	vo	-
Du	Bos	Nachtegaal	vo	-
Du	Bos	Zomertortel	vo	-
Du	Open d	Addertong	pl	-
Du	Open d	Armbloemige waterbies	pl	d
Du	Open d	Beemdkroon	pl	-
Du	Open d	Bevertjes	pl	d
Du	Open d	Blaasilene	pl	-
Du	Open d	Blauwe zeedistel	pl	d
Du	Open d	Blauwe zegge	pl	-
Du	Open d	Bleekgele droogbloem	pl	-
Du	Open d	Borstelbies	pl	-
Du	Open d	Borstelgras	pl	-
Du	Open d	Borstelkrans	pl	d
Du	Open d	Donderkruid	pl	-
Du	Open d	Driedistel	pl	d
Du	Open d	Drienvrige zegge	pl	d
Du	Open d	Duinroosje	pl	-
Du	Open d	Duinrus s.s.	pl	-
Du	Open d	Duinviooltje	pl	d
Du	Open d	Dwergbloem	pl	d
Du	Open d	Dwergglas	pl	d
Du	Open d	Echt duizendguldenkruid	pl	-
Du	Open d	Echte koekoeksbloem	pl	-
Du	Open d	Fraai duizendguldenkruid	pl	d
Du	Open d	Galigaan	pl	-
Du	Open d	Geel walstro	pl	-
Du	Open d	Geelgroene en dwergzegge	pl	-
Du	Open d	Geelhartje	pl	d
Du	Open d	Gelobde maanvaren	pl	d
Du	Open d	Gevlekte orchis	pl	-
Du	Open d	Gewone dophei	pl	d

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Du	Open d	Gewone vleugeltjesbloem	pl	d
Du	Open d	Glad parelzaad	pl	-
Du	Open d	Groenknolorchis	pl	d
Du	Open d	Grote ratelaar	pl	-
Du	Open d	Grote tijm	Pl	-
Du	Open d	Harlekijn	pl	d
Du	Open d	Heidekartelblad	pl	d
Du	Open d	Hondsviooltje	pl	-
Du	Open d	Kandelaartje	pl	-
Du	Open d	Kegelsilene	pl	-
Du	Open d	Klein tasjeskruid	pl	d
Du	Open d	Klein wintergroen	pl	d
Du	Open d	Kleine bevernel	pl	-
Du	Open d	Kleine pimpernel	pl	-
Du	Open d	Kleine ratelaar	pl	-
Du	Open d	Kleine ruit	pl	-
Du	Open d	Kleine steentijm	pl	d
Du	Open d	Knopbies	pl	d
Du	Open d	Kraaihei	pl	-
Du	Open d	Kruipend zenegroen	pl	-
Du	Open d	Lathyruswikke	pl	d
Du	Open d	Lidsteng	pl	-
Du	Open d	Mannetjesereprijs	pl	-
Du	Open d	Moeraskartelblad	pl	d
Du	Open d	Moeraswespenorchis	pl	d
Du	Open d	Nachtsilene	pl	-
Du	Open d	Oeverkruid	pl	d
Du	Open d	Ondergedoken moerasscherm	pl	d
Du	Open d	Parnassia	pl	d
Du	Open d	Rond wintergroen	pl	d
Du	Open d	Rozenkransje	pl	d
Du	Open d	Ruig viooltje	pl	-
Du	Open d	Ruige scheefkelk s.s.	pl	d
Du	Open d	Ruw walstro	pl	-
Du	Open d	Sierlijke vetmuur	pl	d
Du	Open d	Smal fakkelgras	pl	-
Du	Open d	Stekelbrem	pl	d
Du	Open d	Stijve moerasweegbree	pl	d
Du	Open d	Stijve ogentroost s.l.	pl	-
Du	Open d	Strandduizendguldenkruid	pl	d
Du	Open d	Tandjesgras	pl	d
Du	Open d	Valse salie	pl	-
Du	Open d	Verfbrem	pl	d
Du	Open d	Viltganzerik	pl	-
Du	Open d	Vleeskleurige orchis	pl	d
Du	Open d	Vlozegge	pl	d
Du	Open d	Voorjaarsganzerik	pl	d
Du	Open d	Waterpunge	Pl	-
Du	Open d	Welriekende nachtorchis	pl	d

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Du	Open d	Welriekende salomonszegel	pl	-
Du	Open d	Wondklaver	pl	d
Du	Open d	Zachte haver	pl	-
Du	Open d	Zeegroene zegge	pl	-
Du	Open d	Zeewinde	pl	-
Du	Open d	Zuurbes	pl	-
Du	Open d	Aardbeivlinder	vl	d
Du	Open d	Argusvlinder	vl	-
Du	Open d	Bruin blauwtje (2)	vl	d
Du	Open d	Bruin zandoogje	vl	-
Du	Open d	Duingentiaanblauwtje	vl	d
Du	Open d	Duinparelmoervlinder	vl	d
Du	Open d	Groot dikkopje	vl	-
Du	Open d	Grote parelmoervlinder	vl	d
Du	Open d	Heideblauwtje	vl	d
Du	Open d	Heivlinder	vl	d
Du	Open d	Hooibeestje	vl	-
Du	Open d	Icarusblauwtje	vl	-
Du	Open d	Kleine parelmoervlinder	vl	d
Du	Open d	Kleine vuurvlinder	vl	-
Du	Open d	Koelvinkje	vl	-
Du	Open d	Kommavvlinder	vl	d
Du	Open d	Oranjetipje	vl	-
Du	Open d	Zwartsprietdikkopje	vl	-
Du	Open d	Zandhagedis	re	d
Du	Open d	Baardmannetje	vo	d
Du	Open d	Blauwe Kiekendief	vo	d
Du	Open d	Boomleeuwerik	vo	d?
Du	Open d	Boomvalk	vo	d?
Du	Open d	Dodaars	vo	d
Du	Open d	Gekraagde Roodstaart	vo	-
Du	Open d	Grasmus	vo	-
Du	Open d	Groene Specht	vo	d
Du	Open d	Grutto	vo	d
Du	Open d	Nachtegaal	vo	-
Du	Open d	Paapje	vo	d
Du	Open d	Rietzanger	vo	d
Du	Open d	Roodborsttapuit	vo	d
Du	Open d	Slobeend	vo	d
Du	Open d	Sprinkhaanzanger	vo	-
Du	Open d	Tapuit	vo	d
Du	Open d	Torenavalk	vo	d
Du	Open d	Tureluur	vo	d
Du	Open d	Veldleeuwerik	vo	-
Du	Open d	Wulp	vo	d?
Du	Open d	Zomertortel	vo	-
Hl	Agr	Aarddistel	pl	d
Hl	Agr	Adderwortel	pl	-
Hl	Agr	Akkerboterbloem	pl	d

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Hl	Agr	Beemdkroon	pl	-
Hl	Agr	Bergnachtorchis	pl	d
Hl	Agr	Betonie	pl	d
Hl	Agr	Bevertjes	pl	d
Hl	Agr	Blauw walstro	pl	d
Hl	Agr	Bolderik	pl	d
Hl	Agr	Borstelkrans	pl	d
Hl	Agr	Boslathyrus	pl	d
Hl	Agr	Brave hendrik	pl	d
Hl	Agr	Donderkruid	pl	-
Hl	Agr	Driedistel	pl	d
Hl	Agr	Dubbelkelk	pl	d
Hl	Agr	Duifkruid	pl	d
Hl	Agr	Fijne ooievaarsbek	pl	d
Hl	Agr	Getande veldsla	pl	d
Hl	Agr	Gevinde kortsteel	pl	-
Hl	Agr	Gevlekte orchis	pl	-
Hl	Agr	Gewone vleugeltjesbloem	pl	d
Hl	Agr	Groot spiegelklokje	pl	d
Hl	Agr	Grote bevernel	pl	-
Hl	Agr	Grote centaurie	pl	d
Hl	Agr	Grote ratelaar	pl	-
Hl	Agr	Grote veldbies	pl	d
Hl	Agr	Gulden sleutelbloem	pl	d
Hl	Agr	Herfsttijloos	pl	d
Hl	Agr	Kattedoorn	pl	-
Hl	Agr	Klavervreter	pl	-
Hl	Agr	Kleine bevernel	pl	-
Hl	Agr	Kleine kaardebol	pl	-
Hl	Agr	Kleine pimpernel	pl	-
Hl	Agr	Kleine ratelaar	pl	-
Hl	Agr	Kleine wolfsmelk	pl	d
Hl	Agr	Knolsteenbreek	pl	d
Hl	Agr	Korenbloem	pl	-
Hl	Agr	Kruidvlinder	pl	d
Hl	Agr	Kruipend zenegroen	pl	-
Hl	Agr	Liggend hertshooi	pl	d
Hl	Agr	Muskuskruid	pl	-
Hl	Agr	Naaldekervel	pl	d
Hl	Agr	Rapunzelklokje	pl	d
Hl	Agr	Rood guichelheil	pl	-
Hl	Agr	Ruig hertshooi	pl	d
Hl	Agr	Ruige klaproos	pl	-
Hl	Agr	Ruige leeuwetand	pl	d
Hl	Agr	Ruige weegbree	pl	-
Hl	Agr	Ruw parelzaad	pl	d
Hl	Agr	Stijve ogentroost s.l.	pl	-
Hl	Agr	Valse kamille	pl	d
Hl	Agr	Wilde marjolein	pl	-
Hl	Agr	Witte munt	pl	d

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Hl	Agr	Zeegroene zegge	pl	-
Hl	Agr	Bruin dikkopje	vl	d
Hl	Agr	Dwergblauwtje	vl	d
Hl	Agr	Dwergdikkopje	vl	d
Hl	Agr	Kalkgraslanddikkopje	vl	d
Hl	Agr	Klaverblauwtje	vl	d
Hl	Agr	Koninginnepage	vl	d
Hl	Agr	Baardvleermuis	vm	-
Hl	Agr	Franjestaart	vm	d
Hl	Agr	Grootoorvleermuis	vm	-
Hl	Agr	Grote hoefijzerneus	vm	d
Hl	Agr	Ingekorven vleermuis	vm	d
Hl	Agr	Kleine hoefijzerneus	vm	d
Hl	Agr	Meervleermuis	vm	-
Hl	Agr	Vale vleermuis	vm	d
Hl	Agr	Watervleermuis	vm	-
Hl	Bos	Aardbeiganzerik	pl	d
Hl	Bos	Adderwortel	pl	-
Hl	Bos	Bleke zegge	pl	d
Hl	Bos	Bosaardbei	pl	-
Hl	Bos	Bosbingelkruid	pl	-
Hl	Bos	Bosereprijs	pl	d
Hl	Bos	Boskortsteel	pl	-
Hl	Bos	Bosroos	pl	d
Hl	Bos	Boswederik	pl	d
Hl	Bos	Boszegge	pl	-
Hl	Bos	Christoffelkruid	pl	-
Hl	Bos	Duinvogelmuur	pl	-
Hl	Bos	Eenbes	pl	-
Hl	Bos	Eenbloemig parelgras	pl	d
Hl	Bos	Gevlekte orchis	pl	-
Hl	Bos	Groot heksenkruid	pl	-
Hl	Bos	Heelkruid	pl	-
Hl	Bos	Mannetjesorchis	pl	d
Hl	Bos	Maretak	pl	-
Hl	Bos	Muursla	pl	d
Hl	Bos	Paarbladig goudveil	pl	d
Hl	Bos	Reuzenpaardestaart	pl	-
Hl	Bos	Ruig klokje	pl	d
Hl	Bos	Ruige veldbies	pl	-
Hl	Bos	Ruwe dravik	pl	d
Hl	Bos	Schaduwkruiskruid	pl	-
Hl	Bos	Slanke sleutelbloem	pl	-
Hl	Bos	Stijve naaldvaren	pl	-
Hl	Bos	Verspreidbladig goudveil	pl	-
Hl	Bos	Witte klaverzuring	pl	-
Hl	Bos	Witte veldbies	pl	d
Hl	Agr	Adderwortel	pl	-
Hl	Agr	Akkerandoorn	pl	-
Hl	Agr	Akkerleeuwebek	pl	d

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Hl	Agr	Bevertjes	pl	d
Hl	Agr	Bittere veldkers	pl	-
Hl	Agr	Blaaszegge	pl	-
Hl	Agr	Blauwe knoop	pl	-
Hl	Agr	Bleekgele droogbloem	pl	-
Hl	Agr	Bleekgele hennepnetel	pl	-
Hl	Agr	Bleke zegge	pl	d
Hl	Agr	Blonde zegge	pl	d
Hl	Agr	Borstelbies	pl	-
Hl	Agr	Borstelgras	pl	-
Hl	Agr	Bosaardbei	pl	-
Hl	Agr	Bosbies	pl	-
Hl	Agr	Bosdroogbloem	pl	-
Hl	Agr	Brede orchis	pl	-
Hl	Agr	Dauwnetel	pl	-
Hl	Agr	Draadgentiaan	pl	d
Hl	Agr	Draadrus	pl	-
Hl	Agr	Driekleurig viooltje	pl	-
Hl	Agr	Drijvend fonteinkruid	pl	-
Hl	Agr	Drijvende waterweegbree	pl	d
Hl	Agr	Dubbelloof	pl	-
Hl	Agr	Duizendknoopfonteinkr.	pl	d
Hl	Agr	Dwergbloem	pl	d
Hl	Agr	Dwergviltkruid	pl	d
Hl	Agr	Dwergvas	pl	d
Hl	Agr	Echte guldenroede	pl	d
Hl	Agr	Echte koekoeksbloem	pl	-
Hl	Agr	Fraai hertshooi	pl	d
Hl	Agr	Galigaan	pl	-
Hl	Agr	Gaspeldoorn	pl	d
Hl	Agr	Geel walstro	pl	-
Hl	Agr	Geelhartje	pl	d
Hl	Agr	Gevlekte orchis	pl	-
Hl	Agr	Gevleugeld hertshooi	pl	-
Hl	Agr	Gewone bermzegge	pl	-
Hl	Agr	Gewone dotterbloem	pl	-
Hl	Agr	Gewone vleugeltjesbloem	pl	d
Hl	Agr	Glad biggekruid	pl	d
Hl	Agr	Grasklokje	pl	-
Hl	Agr	Grondster	pl	d
Hl	Agr	Groot blaasjeskruid	pl	-
Hl	Agr	Groot heksenkruid	pl	-
Hl	Agr	Grote muur	pl	-
Hl	Agr	Grote ratelaar	pl	-
Hl	Agr	Gulden boterbloem	pl	-
Hl	Agr	Harlekijn	pl	d
Hl	Agr	Heidespurrie	pl	-
Hl	Agr	Hengel	pl	-
Hl	Agr	Holpijp	pl	-
Hl	Agr	Hondsviooltje	pl	-

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
H	Agr	Klein bronkruid	pl	d
H	Agr	Klein glikkruid	pl	d
H	Agr	Klein tasjeskruid	pl	d
H	Agr	Klein warkruid	pl	d
H	Agr	Kleine egelskop	pl	-
H	Agr	Kleine ratelaar	pl	-
H	Agr	Kleine valeriaan	pl	-
H	Agr	Kleine zonedauw	pl	-
H	Agr	Kleinste egelskop	pl	d
H	Agr	Klimopwaterranonkel	pl	d
H	Agr	Klokjesgentiaan	pl	-
H	Agr	Knolsteenbreek	pl	d
H	Agr	Koningsvaren	pl	-
H	Agr	Korensla	pl	d
H	Agr	Kraaihei	pl	-
H	Agr	Krabbescheer	pl	-
H	Agr	Kruipbrem	pl	d
H	Agr	Kruipend zenegroen	pl	-
H	Agr	Lidsteng	pl	-
H	Agr	Liggend hertshooi	pl	d
H	Agr	Liggende vleugeltjesbloem	pl	d
H	Agr	Mannetjesereprijs	pl	-
H	Agr	Moerashertshooi	pl	d
H	Agr	Moeraskruiskruid	pl	-
H	Agr	Moerassmele	pl	d
H	Agr	Moerastreepzaad	pl	d
H	Agr	Moerasviooltje	pl	-
H	Agr	Moeraswespenorchis	pl	d
H	Agr	Oeverkruid	pl	d
H	Agr	Ondergedoken moerasscherm	pl	d
H	Agr	Overblijvende hardbloem	pl	d
H	Agr	Pilvaren	pl	d
H	Agr	Ronde zegge	pl	-
H	Agr	Ronde zonedauw	pl	-
H	Agr	Rossig fonteinkruid	pl	-
H	Agr	Rozenkransje	pl	d
H	Agr	Ruige klaproos	pl	-
H	Agr	Ruw walstro	pl	-
H	Agr	Schildereprijs	pl	-
H	Agr	Slangewortel	pl	-
H	Agr	Slanke sleutelbloem	pl	-
H	Agr	Snavelzegge	pl	-
H	Agr	Spaanse ruiter	pl	d
H	Agr	Spits havikskruid	pl	d
H	Agr	Steenanjer	pl	-
H	Agr	Stekelbrem	pl	d
H	Agr	Stijve moerasweegbree	pl	d
H	Agr	Stijve ogentroost s.l.	pl	-
H	Agr	Valse kamille	pl	d

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
H	Agr	Veenpluis	pl	-
H	Agr	Veenreukgras	pl	d
H	Agr	Viltganzerik	pl	-
H	Agr	Vleeskleurige orchis	pl	d
H	Agr	Vlottende bies	pl	d
H	Agr	Vlozegge	pl	d
H	Agr	Vrouwenmantel s.l.	pl	-
H	Agr	Wateraardbei	pl	-
H	Agr	Waterdrieblad	pl	-
H	Agr	Waterkruiskruid	pl	-
H	Agr	Waterpostelein	pl	-
H	Agr	Waterpunge	pl	-
H	Agr	Waterviolier	pl	-
H	Agr	Welriekende agrimonie	pl	d
H	Agr	Welriekende nachtorchis	pl	d
H	Agr	Wijdbloeiende rus	pl	d
H	Agr	Witte waterranonkel	pl	d
H	Agr	Zeegroene zegge	pl	-
H	Agr	Zilverhaver	pl	-
H	Agr	Argusvlinder	vl	-
H	Agr	Bruin dikkopje	vl	d
H	Agr	Bruin zandoogje	vl	-
H	Agr	Bruine vuurvlinder (2)	vl	d
H	Agr	Geelsprietdikkopje	vl	d
H	Agr	Groot dikkopje	vl	-
H	Agr	Grote parelmoervlinder	vl	d
H	Agr	Hooibeestje	vl	-
H	Agr	Icarusblauwtje	vl	-
H	Agr	Klaverblauwtje	vl	d
H	Agr	Kleine parelmoervlinder	vl	d
H	Agr	Kleine vuurvlinder	vl	-
H	Agr	Koenvinkje	vl	-
H	Agr	Moerasparelmoervlinder	vl	d
H	Agr	Oranje zandoogje	vl	-
H	Agr	Oranjetipje	vl	-
H	Agr	Purperstreepparelmoervl.	vl	d
H	Agr	Rode vuurvlinder	vl	d
H	Agr	Tijmblauwtje	vl	d
H	Agr	Veldparelmoervlinder	vl	d
H	Agr	Zwartsprietdikkopje	vl	-
H	Agr	Boerenzwaluw	vo	-
H	Agr	Boomvalk	vo	d?
H	Agr	Geelgors	vo	d
H	Agr	Gele Kwikstaart	vo	-
H	Agr	Grasmus	vo	-
H	Agr	Graspieper	vo	-
H	Agr	Grote Lijster	vo	-
H	Agr	Grutto	vo	d
H	Agr	Huiszwaluw	vo	-
H	Agr	Paapje	vo	d

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
H	Agr	Patrijs	vo	d
H	Agr	Roodborsttapuit	vo	d
H	Agr	Slobeend	vo	d
H	Agr	Steenuil	vo	d
H	Agr	Torenavalk	vo	d
H	Agr	Tureluur	vo	d
H	Agr	Veldleeuwerik	vo	-
H	Agr	Watersnip	vo	d
H	Agr	Wulp	vo	d?
H	Agr	Zomertaling	vo	d
H	Agr	Baardvleermuis	vm	-
H	Agr	Franjestaart	vm	d
H	Agr	Grootoorvleermuis	vm	-
H	Agr	Vale vleermuis	vm	d
H	Agr	Watervleermuis	vm	-
H	Bos	Adderwortel	pl	-
H	Bos	Bosaardbei	pl	-
H	Bos	Bosanemoon	pl	-
H	Bos	Bosbies	pl	-
H	Bos	Bosdroogbloem	pl	-
H	Bos	Bosgierstgras	pl	-
H	Bos	Boskortsteel	pl	-
H	Bos	Boswederik	pl	d
H	Bos	Dalkruid	pl	-
H	Bos	Dubbelloof	pl	-
H	Bos	Echte guldenroede	pl	d
H	Bos	Eenbes	pl	-
H	Bos	Elzenzegge	pl	-
H	Bos	Fraai hertshooi	pl	d
H	Bos	Gaspeldoorn	pl	d
H	Bos	Gevlekte aronskelk	pl	-
H	Bos	Gewone bermzegge	pl	-
H	Bos	Groot heksenkruid	pl	-
H	Bos	Groot springzaad	pl	-
H	Bos	Grote muur	pl	-
H	Bos	Grote wolfsklauw	pl	d
H	Bos	Hengel	pl	-
H	Bos	Jeneverbes	pl	-
H	Bos	Klein glidkruid	pl	d
H	Bos	Klein wintergroen	pl	d
H	Bos	Koningsvaren	pl	-
H	Bos	Moeraskruiskruid	pl	-
H	Bos	Moerasviooltje	pl	-
H	Bos	Muskuskruid	pl	-
H	Bos	Muursla	pl	d
H	Bos	Paarbladig goudveil	pl	d
H	Bos	Rode bosbes	pl	-
H	Bos	Ruige veldbies	pl	-
H	Bos	Slanke sleutelbloem	pl	-
H	Bos	Valse salie	pl	-

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
H	Bos	Verspreidbladig goudveil	pl	-
H	Bos	Wilde gagel	pl	-
H	Bos	Witte klaverzuring	pl	-
H	Bos	Zevenster	pl	-
H	Bos	Bont dikkopje	vl	d
H	Bos	Bont zandoojie	vl	-
H	Bos	Boomblauwtje	vl	-
H	Bos	Bruin zandoojie	vl	-
H	Bos	Bruine eikepage	vl	d
H	Bos	Citroenvlinder	vl	-
H	Bos	Eikepage	vl	-
H	Bos	Geelsprietdikkopje	vl	d
H	Bos	Gehakelde aurelia	vl	-
H	Bos	Groentje	vl	-
H	Bos	Groot dikkopje	vl	-
H	Bos	Groot gaderd witje	vl	d
H	Bos	Grote vos	vl	d
H	Bos	Keizersmantel	vl	d
H	Bos	Kleine ijsvogelvlinder	vl	d
H	Bos	Koelvinkje	vl	-
H	Bos	Landkaartje	vl	-
H	Bos	Oranje zandoojie	vl	-
H	Bos	Oranjetipje	vl	-
H	Bos	Rouwmantel	vl	d
H	Bos	Spiegeldikkopje	vl	d
H	Bos	Woudparelmoervlinder	vl	d
H	Bos	Zilverstreephooibeestje	vl	d
H	Bos	Zandhagedis	re	d
H	Bos	Levendbarende hagedis	re	d
H	Bos	Zilvervlek	vl	d
H	Bos	Boomklever	vo	-
H	Bos	Boomleeuwerik	vo	d?
H	Bos	Boomvalk	vo	d?
H	Bos	Buizerd	vo	-
H	Bos	Fluiter	vo	-
H	Bos	Gekraagde Roodstaart	vo	-
H	Bos	Glanskop	vo	-
H	Bos	Goudvink	vo	-
H	Bos	Groene Specht	vo	d
H	Bos	Grote Bonte Specht	vo	-
H	Bos	Grote Lijster	vo	-
H	Bos	Havik	vo	-
H	Bos	Houtsnip	vo	-
H	Bos	Nachtegaal	vo	-
H	Bos	Wielewaal	vo	d
H	Bos	Zomertortel	vo	-
H	Bos	Zwarte Specht	vo	-
H	Heide	Beenbreek	pl	d
H	Heide	Borstelgras	pl	-
H	Heide	Bruine snavelbies	pl	d

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Hz	Heide	Dwergglas	pl	d
Hz	Heide	Eenarig wollegras	pl	d
Hz	Heide	Gevlekte orchis	pl	-
Hz	Heide	Gewone vleugeltjesbloem	pl	d
Hz	Heide	Grondster	pl	d
Hz	Heide	Grote wolfsklauw	pl	d
Hz	Heide	Harlekijn	pl	d
Hz	Heide	Heidekartelblad	pl	d
Hz	Heide	Heidespurrie	pl	-
Hz	Heide	Hondsviooltje	pl	-
Hz	Heide	Jeneverbes	pl	-
Hz	Heide	Klein blaasjeskruid	pl	-
Hz	Heide	Klein tasjeskruid	pl	d
Hz	Heide	Klein warkruid	pl	d
Hz	Heide	Kleine veenbes	pl	-
Hz	Heide	Kleine zonedauw	pl	-
Hz	Heide	Kleinste egelskop	pl	d
Hz	Heide	Klokjesgentiaan	pl	-
Hz	Heide	Kraaihei	pl	-
Hz	Heide	Kruipbrem	pl	d
Hz	Heide	Lavendelhei	pl	-
Hz	Heide	Liggend hertshooi	pl	d
Hz	Heide	Liggende vleugeltjesbloem	pl	d
Hz	Heide	Moerashertshooi	pl	d
Hz	Heide	Moerassmele	pl	d
Hz	Heide	Moeraswolfsklauw	pl	d
Hz	Heide	Overblijvende hardbloem	pl	d
Hz	Heide	Pilvaren	pl	d
Hz	Heide	Rode bosbes	pl	-
Hz	Heide	Ronde zonedauw	pl	-
Hz	Heide	Snavelzegge	pl	-
Hz	Heide	Spits havikskruid	pl	d
Hz	Heide	Steenanjer	pl	-
Hz	Heide	Stekelbrem	pl	d
Hz	Heide	Stijve ogentroost s.l.	pl	-
Hz	Heide	Valkruid	pl	d
Hz	Heide	Veelstengelige waterbies	pl	-
Hz	Heide	Veenpluis	pl	-
Hz	Heide	Wateraardbei	pl	-
Hz	Heide	Waterlobelia	pl	d
Hz	Heide	Welriekende nachtorchis	pl	d
Hz	Heide	Wijdbloeiende rus	pl	d
Hz	Heide	Wilde gagel	pl	-
Hz	Heide	Witte snavelbies	pl	-
Hz	Heide	Witte waterranonkel	pl	d
Hz	Heide	Zilverhaver	pl	-
Hz	Heide	Aardbeivlinder	vl	d
Hz	Heide	Argusvlinder	vl	-
Hz	Heide	Bosparelmoervlinder	vl	d
Hz	Heide	Bruin zandoogje	vl	-

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Hz	Heide	Bruine vuurvlinder	vl	d
Hz	Heide	Duinparelmoervlinder	vl	d
Hz	Heide	Geelsprietdikkopje	vl	d
Hz	Heide	Groentje	vl	-
Hz	Heide	Groot dikkopje	vl	-
Hz	Heide	Grote parelmoervlinder	vl	d
Hz	Heide	Heideblauwtje	vl	d
Hz	Heide	Heivlinder	vl	d
Hz	Heide	Hooibeestje	vl	-
Hz	Heide	Kleine heivlinder	vl	d
Hz	Heide	Kleine vuurvlinder	vl	-
Hz	Heide	Kommavlinder	vl	d
Hz	Heide	Oranje zandoogje	vl	-
Hz	Heide	Tweekleurig hooibeestje	vl	d
Hz	Heide	Vals heideblauwtje	vl	d
Hz	Heide	Veenbesblauwtje	vl	d
Hz	Heide	Veenbesparelmoervlinder	vl	d
Hz	Heide	Zwartsprietdikkopje	vl	-
Hz	Heide	Adder	re	d
Hz	Heide	Levendbarende hagedis	re	d
Hz	Heide	Ringslang	re	d
Hz	Heide	Zandhagedis	re	d
Hz	Heide	Blauwborst	vo	d
Hz	Heide	Boomleeuwerik	vo	d?
Hz	Heide	Boomvalk	vo	d?
Hz	Heide	Dodaars	vo	d
Hz	Heide	Geelgors	vo	d
Hz	Heide	Gekraagde Roodstaart	vo	-
Hz	Heide	Grasmus	vo	-
Hz	Heide	Graspieper	vo	-
Hz	Heide	Groene Specht	vo	d
Hz	Heide	Grutto	vo	d
Hz	Heide	Nachtzwaluw	vo	d
Hz	Heide	Paapje	vo	d
Hz	Heide	Patrijs	vo	d
Hz	Heide	Roodborsttapuit	vo	d
Hz	Heide	Sprinkhaanzanger	vo	-
Hz	Heide	Tapuit	vo	d
Hz	Heide	Torenvalk	vo	d
Hz	Heide	Tureluur	vo	d
Hz	Heide	Veldleeuwerik	vo	-
Hz	Heide	Wintertaling	vo	d
Hz	Heide	Wulp	vo	d?
Lv	Agr	Blauwe knoop	pl	-
Lv	Agr	Blauwe zegge	pl	-
Lv	Agr	Borstelbies	pl	-
Lv	Agr	Brede orchis	pl	-
Lv	Agr	Dotterbloem	pl	-
Lv	Agr	Drijvend fonteinkruid	pl	-
Lv	Agr	Echte koekoeksbloem	pl	-

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Lv	Agr	Egelboterbloem	pl	-
Lv	Agr	Glanzig fonteinkruid	pl	-
Lv	Agr	Groot blaasjeskruid	pl	-
Lv	Agr	Grote boterbloem	pl	-
Lv	Agr	Grote ratelaar	pl	-
Lv	Agr	Holpijp	pl	-
Lv	Agr	Kikkerbeet	pl	-
Lv	Agr	Kleine valeriaan	pl	-
Lv	Agr	Krabbescheer	pl	-
Lv	Agr	Lidsteng	pl	-
Lv	Agr	Melkeppe	pl	-
Lv	Agr	Moerasbasterdwederik	pl	-
Lv	Agr	Moeraskartelblad	pl	d
Lv	Agr	Moeraslathyrus	pl	-
Lv	Agr	Moerasviooltje	pl	-
Lv	Agr	Muizestaart	pl	-
Lv	Agr	Pijlkruid	pl	-
Lv	Agr	Plat fonteinkruid	pl	-
Lv	Agr	Pluimzegge	pl	-
Lv	Agr	Schildereprijs	pl	-
Lv	Agr	Snavelzegge	pl	-
Lv	Agr	Spaanse ruiter	pl	d
Lv	Agr	Tormentil	pl	-
Lv	Agr	Veenpluis	pl	-
Lv	Agr	Veenreukgras	pl	d
Lv	Agr	Vrouwenmantel s.l.	pl	-
Lv	Agr	Wateraardbei	pl	-
Lv	Agr	Waterdrieblad	pl	-
Lv	Agr	Watergentiaan	pl	-
Lv	Agr	Waterkruiskruid	pl	-
Lv	Agr	Waterpunge	pl	-
Lv	Agr	Waterviolier	pl	-
Lv	Agr	Welriekende nachtorchis	pl	d
Lv	Agr	Wortelloos kroos	pl	-
Lv	Agr	Zwanebloem	pl	-
Lv	Agr	Aardbeivlinder	vl	d
Lv	Agr	Argusvlinder	vl	-
Lv	Agr	Bruin zandoogje	vl	-
Lv	Agr	Groot dikkopje	vl	-
Lv	Agr	Grote parelmoervlinder	vl	d
Lv	Agr	Hooibeestje	vl	-
Lv	Agr	Kleine vuurvlinder	vl	-
Lv	Agr	Moerasparelmoervlinder	vl	d
Lv	Agr	Zwartsprietdikkopje	vl	-
Lv	Agr	Gele Kwikstaart	vo	-
Lv	Agr	Grasmus	vo	-
Lv	Agr	Graspieper	vo	-
Lv	Agr	Grutto	vo	d
Lv	Agr	Kemphaan	vo	d
Lv	Agr	Patrijs	vo	d

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Lv	Agr	Slobeend	vo	d
Lv	Agr	Tureluur	vo	d
Lv	Agr	Veldleeuwerik	vo	-
Lv	Agr	Watersnip	vo	d
Lv	Agr	Wulp	vo	d?
Lv	Agr	Zomertaling	vo	d
Lv	Bos	Blauwe knoop	pl	-
Lv	Bos	Blauwe zegge	pl	-
Lv	Bos	Borstelbies	pl	-
Lv	Bos	Brede orchis	pl	-
Lv	Bos	Dotterbloem	pl	-
Lv	Bos	Draadzegge	pl	-
Lv	Bos	Drijvend fonteinkruid	pl	-
Lv	Bos	Echte koekoeksbloem	pl	-
Lv	Bos	Egelboterbloem	pl	-
Lv	Bos	Galigaan	pl	-
Lv	Bos	Glanzig fonteinkruid	pl	-
Lv	Bos	Groot blaasjeskruid	pl	-
Lv	Bos	Groot nimfkruid	pl	d
Lv	Bos	Groot springzaad	pl	-
Lv	Bos	Grote boterbloem	pl	-
Lv	Bos	Grote ratelaar	pl	-
Lv	Bos	Holpijp	pl	-
Lv	Bos	Kamvaren	pl	-
Lv	Bos	Kikkerbeet	pl	-
Lv	Bos	Kleine valeriaan	pl	-
Lv	Bos	Kleinste egelskop	pl	d
Lv	Bos	Koningsvaren	pl	-
Lv	Bos	Krabbescheer	pl	-
Lv	Bos	Lidsteng	pl	-
Lv	Bos	Melkeppe	pl	-
Lv	Bos	Moerasbasterdwederik	pl	-
Lv	Bos	Moeraskartelblad	pl	d
Lv	Bos	Moeraslathyrus	pl	-
Lv	Bos	Moerasvaren	pl	-
Lv	Bos	Moerasviooltje	pl	-
Lv	Bos	Moeraswolfsmelk	pl	d
Lv	Bos	Muizestaart	pl	-
Lv	Bos	Pijlkruid	pl	-
Lv	Bos	Plat fonteinkruid	pl	-
Lv	Bos	Pluimzegge	pl	-
Lv	Bos	Ronde zegge	pl	-
Lv	Bos	Ronde zonnedaauw	pl	-
Lv	Bos	Schildereprijs	pl	-
Lv	Bos	Slangewortel	pl	-
Lv	Bos	Snavelzegge	pl	-
Lv	Bos	Spaanse ruiter	pl	d
Lv	Bos	Sterzegge	pl	-
Lv	Bos	Tormentil	pl	-
Lv	Bos	Veenpluis	pl	-

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Lv	Bos	Veenreukgras	pl	d
Lv	Bos	Vleeskleurige orchis	pl	d
Lv	Bos	Vrouwenmantel s.l.	pl	-
Lv	Bos	Wateraardbei	pl	-
Lv	Bos	Waterdrieblad	pl	-
Lv	Bos	Watergentiaan	pl	-
Lv	Bos	Waterkruid	pl	-
Lv	Bos	Waterpunge	pl	-
Lv	Bos	Waterviolier	pl	-
Lv	Bos	Welriekende nachtorchis	pl	d
Lv	Bos	Wilde kievitsbloem	pl	d
Lv	Bos	Wortelloos kroos	pl	-
Lv	Bos	Zwanebloem	pl	-
Lv	Moeras	Blauwe knoop	pl	-
Lv	Moeras	Blauwe zegge	pl	-
Lv	Moeras	Borstelbies	pl	-
Lv	Moeras	Brede orchis	pl	-
Lv	Moeras	Dotterbloem	pl	-
Lv	Moeras	Draadzegge	pl	-
Lv	Moeras	Drijvend fonteinkruid	pl	-
Lv	Moeras	Echte koekoeksbloem	pl	-
Lv	Moeras	Egelboterbloem	pl	-
Lv	Moeras	Galigaan	pl	-
Lv	Moeras	Glanzig fonteinkruid	pl	-
Lv	Moeras	Groot blaasjeskruid	pl	-
Lv	Moeras	Groot nimfkruid	pl	d
Lv	Moeras	Groot springzaad	pl	-
Lv	Moeras	Grote boterbloem	pl	-
Lv	Moeras	Grote ratelaar	pl	-
Lv	Moeras	Holpijp	pl	-
Lv	Moeras	Kamvaren	pl	-
Lv	Moeras	Kikkerbeet	pl	-
Lv	Moeras	Kleine valerian	pl	-
Lv	Moeras	Kleinste egelskop	pl	d
Lv	Moeras	Koningsvaren	pl	-
Lv	Moeras	Krabbescheer	pl	-
Lv	Moeras	Lidsteng	pl	-
Lv	Moeras	Melkeppe	pl	-
Lv	Moeras	Moerasbasterdwederik	pl	-
Lv	Moeras	Moeraskartelblad	pl	d
Lv	Moeras	Moeraslathyrus	pl	-
Lv	Moeras	Moerasvaren	pl	-
Lv	Moeras	Moerasviooltje	pl	-
Lv	Moeras	Moeraswolfsmelk	pl	d
Lv	Moeras	Muizestaart	pl	-
Lv	Moeras	Pijlkruid	pl	-
Lv	Moeras	Plat fonteinkruid	pl	-
Lv	Moeras	Pluimzegge	pl	-
Lv	Moeras	Ronde zegge	pl	-
Lv	Moeras	Ronde zonedauw	pl	-

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Lv	Moeras	Schildereprijs	pl	-
Lv	Moeras	Slangewortel	pl	-
Lv	Moeras	Snavelzegge	pl	-
Lv	Moeras	Spaanse ruiter	pl	d
Lv	Moeras	Sterzegge	pl	-
Lv	Moeras	Tormentil	pl	-
Lv	Moeras	Veenpluis	pl	-
Lv	Moeras	Veenreukgras	pl	d
Lv	Moeras	Vleeskleurige orchis	pl	d
Lv	Moeras	Vrouwenmantel s.l.	pl	-
Lv	Moeras	Wateraardbei	pl	-
Lv	Moeras	Waterdrieblad	pl	-
Lv	Moeras	Watergentiaan	pl	-
Lv	Moeras	Waterkruid	pl	-
Lv	Moeras	Waterpunge	pl	-
Lv	Moeras	Waterviolier	pl	-
Lv	Moeras	Welriekende nachtorchis	pl	d
Lv	Moeras	Wilde kievitsbloem	pl	d
Lv	Moeras	Wortelloos kroos	pl	-
Lv	Moeras	Zwanebloem	pl	-
Lv	Moeras	Ringslang	re	d
Lv	Moeras	Blauwborst	vo	d
Lv	Moeras	Bruine Kiekendief	vo	-
Lv	Moeras	Grasmus	vo	-
Lv	Moeras	Kleine Karekiet	vo	-
Lv	Moeras	Kuifeend	vo	-
Lv	Moeras	Nachtegaal	vo	-
Lv	Moeras	Rietzanger	vo	d
Lv	Moeras	Slobeend	vo	d
Lv	Moeras	Snor	vo	d
Lv	Moeras	Sprinkhaanzanger	vo	-
Lv	Moeras	Zomertaling	vo	d
Ri	Agr	Aardaker	pl	-
Ri	Agr	Aardbeiklaver	pl	-
Ri	Agr	Akkerandoorn	pl	-
Ri	Agr	Akkerboterbloem	pl	d
Ri	Agr	Akkerleeuwebek	pl	d
Ri	Agr	Akkermunt	pl	-
Ri	Agr	Beemdkroon	pl	-
Ri	Agr	Beventjes	pl	d
Ri	Agr	Blauw walstro	pl	d
Ri	Agr	Blauwe knoop	pl	-
Ri	Agr	Bochtige klaver	pl	-
Ri	Agr	Brede waterpest	pl	-
Ri	Agr	Dauwnetel	pl	-
Ri	Agr	Dotterbloem	pl	-
Ri	Agr	Drijvend fonteinkruid	pl	-
Ri	Agr	Duifkruid	pl	d
Ri	Agr	Echte koekoeksbloem	pl	-
Ri	Agr	Echte kruisdistel	pl	-

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Ri	Agr	Geel walstro	pl	-
Ri	Agr	Geelhartje	pl	d
Ri	Agr	Geoorde zuring	pl	-
Ri	Agr	Gevlekte scheerling	pl	d
Ri	Agr	Gevleugeld hertshooi	pl	-
Ri	Agr	Gewone agrimonie	pl	-
Ri	Agr	Gewone bermzegge	pl	-
Ri	Agr	Gewone veldsla	pl	-
Ri	Agr	Gladde ereprijs	pl	-
Ri	Agr	Goudhaver	pl	-
Ri	Agr	Grasklokje	pl	-
Ri	Agr	Grasmuur	pl	-
Ri	Agr	Groot blaasjeskruid	pl	-
Ri	Agr	Groot spiegelklokje	pl	d
Ri	Agr	Groot streepzaad	pl	-
Ri	Agr	Groot warkruid	pl	-
Ri	Agr	Grote bevernel	pl	-
Ri	Agr	Grote klit	pl	-
Ri	Agr	Grote pimpernel	pl	-
Ri	Agr	Grote ratelaar	pl	-
Ri	Agr	Gulden boterbloem	pl	-
Ri	Agr	Gulden sleutelbloem	pl	d
Ri	Agr	Heelblaadjes	pl	-
Ri	Agr	Holpijp	pl	-
Ri	Agr	IJzerhard	pl	d
Ri	Agr	Kamgras	pl	d
Ri	Agr	Karwijvarkenskervel	pl	d
Ri	Agr	Kattedoorn	pl	-
Ri	Agr	Klavervreter	pl	-
Ri	Agr	Kleine bevernel	pl	-
Ri	Agr	Kleine egelskop	pl	-
Ri	Agr	Kleine leeuwebek	pl	-
Ri	Agr	Kleine pimpernel	pl	-
Ri	Agr	Kleine ratelaar	pl	-
Ri	Agr	Kleine ruit	pl	-
Ri	Agr	Kleine valeriaan	pl	-
Ri	Agr	Kleine wolfsmelk	pl	d
Ri	Agr	Krabbescheer	pl	-
Ri	Agr	Kruipend zenegroen	pl	-
Ri	Agr	Kruipganzerik	pl	-
Ri	Agr	Kruisbladwalstro	pl	-
Ri	Agr	Lidsteng	pl	-
Ri	Agr	Moerasrolklaver	pl	-
Ri	Agr	Moeslook	pl	d
Ri	Agr	Pijptorkruid	pl	-
Ri	Agr	Poelruit	pl	-
Ri	Agr	Rapunzelklokje	pl	d
Ri	Agr	Rijstgras	pl	d
Ri	Agr	Ruige klaproos	pl	-
Ri	Agr	Ruige leeuwetand	pl	d

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Ri	Agr	Ruige weegbree	pl	-
Ri	Agr	Ruw pazelzaad	pl	d
Ri	Agr	Sikkelklaver	pl	-
Ri	Agr	Slijkgroen	pl	-
Ri	Agr	Spiesleeuwebek	pl	d
Ri	Agr	Steenanjer	pl	-
Ri	Agr	Tripmadam	pl	d
Ri	Agr	Trosdravik	pl	d
Ri	Agr	Valse kamille	pl	d
Ri	Agr	Veldgerst	pl	-
Ri	Agr	Veldsalie	pl	d
Ri	Agr	Viltganzerik	pl	-
Ri	Agr	Voorjaarszegge	pl	d
Ri	Agr	Waterkruiskruid	pl	-
Ri	Agr	Watermuur	pl	-
Ri	Agr	Waterviolier	pl	-
Ri	Agr	Wilde kievitsbloem	pl	d
Ri	Agr	Wilde marjolein	pl	-
Ri	Agr	Zacht vetkruid	pl	-
Ri	Agr	Zachte haver	pl	-
Ri	Agr	Zeegroene zegge	pl	-
Ri	Agr	Zwanebloem	pl	-
Ri	Agr	Argusvlinder	vl	-
Ri	Agr	Bruin blauwtje (2)	vl	d
Ri	Agr	Bruin zandoojie	vl	-
Ri	Agr	Icarusblauwtje	vl	-
Ri	Agr	Kleine parelmoervlinder	vl	d
Ri	Agr	Kleine vuurvlinder	vl	-
Ri	Agr	Oranjetipje	vl	-
Ri	Agr	Zwartsrietdikkopje	vl	-
Ri	Agr	Boerenwaluw	vo	-
Ri	Agr	Gele Kwikstaart	vo	-
Ri	Agr	Grasmus	vo	-
Ri	Agr	Graspieper	vo	-
Ri	Agr	Grote Lijster	vo	-
Ri	Agr	Grutto	vo	d
Ri	Agr	Huiswaluw	vo	-
Ri	Agr	Patrijs	vo	d
Ri	Agr	Slobeend	vo	d
Ri	Agr	Steenuil	vo	d
Ri	Agr	Torenvalk	vo	d
Ri	Agr	Tureluur	vo	d
Ri	Agr	Veldleeuwerik	vo	-
Ri	Agr	Wulp	vo	d?
Ri	Agr	Zomertaling	vo	d
Ri	Agr	Baardvleermuis	vm	-
Ri	Agr	Franjestaart	vm	d
Ri	Agr	Grootoorvleermuis	vm	-
Ri	Agr	Watervleermuis	vm	-
Ri	Bos	Bittere veldkers	pl	-

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Ri	Bos	Bosaardbei	pl	-
Ri	Bos	Bosandoorn	pl	-
Ri	Bos	Gevlekte aronskelk	pl	-
Ri	Bos	Gewone bermzegge	pl	-
Ri	Bos	Groot heksenkruid	pl	-
Ri	Bos	Groot springzaad	pl	-
Ri	Bos	Grote klit	pl	-
Ri	Bos	Gulden boterbloem	pl	-
Ri	Bos	Kruipend zenegroen	pl	-
Ri	Bos	Moeraskruiskruid	pl	-
Ri	Bos	Muskuskruid	pl	-
Ri	Bos	Muursla	pl	d
Ri	Bos	Poelruit	pl	-
Ri	Bos	Vingerhelmbloem	pl	-
Ri	Bos	Boomklever	vo	-
Ri	Bos	Buizerd	vo	-
Ri	Bos	Groene Specht	vo	d
Ri	Bos	Grote Bonte Specht	vo	-
Ri	Bos	Grote Lijster	vo	-
Ri	Bos	Wielewaal	vo	d
Ri	Bos	Zomertortel	vo	-
Ri	Moeras	Bruin cypergras	pl	-
Ri	Moeras	Dotterbloem	pl	-
Ri	Moeras	Drijvend fonteinkruid	pl	-
Ri	Moeras	Echte koekoeksbloem	pl	-
Ri	Moeras	Gevleugeld hertshooi	pl	-
Ri	Moeras	Groot blaasjeskruid	pl	-
Ri	Moeras	Groot warkruid	pl	-
Ri	Moeras	Grote boterbloem	pl	-
Ri	Moeras	Grote engelwortel	pl	-
Ri	Moeras	Grote pimpernel	pl	-
Ri	Moeras	Heelblaadjes	pl	-
Ri	Moeras	Herts-munt	pl	-
Ri	Moeras	Holpijp	pl	-
Ri	Moeras	Kleine egelskop	pl	-
Ri	Moeras	Kleine valeriaan	pl	-
Ri	Moeras	Krabbescheer	pl	-
Ri	Moeras	Lange ereprijs	pl	-
Ri	Moeras	Lidsteng	pl	-
Ri	Moeras	Liggende ganzerik	pl	-
Ri	Moeras	Moeraskruiskruid	pl	-
Ri	Moeras	Moerasrolklaver	pl	-
Ri	Moeras	Moeraswolfsmelk	pl	d
Ri	Moeras	Pijptorkruid	pl	-
Ri	Moeras	Pluimzegge	pl	-
Ri	Moeras	Rijstgras	pl	d
Ri	Moeras	Rivierkruiskruid	pl	-
Ri	Moeras	Slijkgroen	pl	-
Ri	Moeras	Vlooiëkruid	pl	-
Ri	Moeras	Wateraardbei	pl	-

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Ri	Moeras	Watermuur	pl	-
Ri	Moeras	Waterviolier	pl	-
Ri	Moeras	Blauwborst	vo	d
Ri	Moeras	Dodaars	vo	d
Ri	Moeras	Grasmus	vo	-
Ri	Moeras	Kuifeend	vo	-
Ri	Moeras	Slobeend	vo	d
Zk	Agr	Aardbeiklaver	pl	-
Zk	Agr	Beekpunge	pl	-
Zk	Agr	Behaarde boterbloem	pl	-
Zk	Agr	Bever-tjes	pl	d
Zk	Agr	Blauw walstro	pl	d
Zk	Agr	Donzige klit	pl	-
Zk	Agr	Doorgroeid fonteinkruid	pl	-
Zk	Agr	Dubbelkelk	pl	d
Zk	Agr	Echte koekoeksbloem	pl	-
Zk	Agr	Echte kruisdistel	pl	-
Zk	Agr	Engels gras	pl	d
Zk	Agr	Fijn hoornblad	pl	-
Zk	Agr	Geel walstro	pl	-
Zk	Agr	Gele morgenster	pl	-
Zk	Agr	Gevlekte rupsklaver	pl	-
Zk	Agr	Gewone bermzegge	pl	-
Zk	Agr	Gewone veldsla	pl	-
Zk	Agr	Gladde ereprijs	pl	-
Zk	Agr	Goudhaver	pl	-
Zk	Agr	Grasmuur	pl	-
Zk	Agr	Groot heksenkruid	pl	-
Zk	Agr	Groot moerasscherm	pl	-
Zk	Agr	Grote ratelaar	pl	-
Zk	Agr	Heelblaadjes	pl	-
Zk	Agr	Heggedoornzaad	pl	-
Zk	Agr	IJzerhard	pl	d
Zk	Agr	Kattedoorn	pl	-
Zk	Agr	Klavervreter	pl	-
Zk	Agr	Kleine egelskop	pl	-
Zk	Agr	Kleine ratelaar	pl	-
Zk	Agr	Kleine wolfsmelk	pl	d
Zk	Agr	Knikkende distel	pl	-
Zk	Agr	Knolboterbloem	pl	-
Zk	Agr	Knopig doornzaad	pl	d
Zk	Agr	Lidsteng	pl	-
Zk	Agr	Margriet	pl	-
Zk	Agr	Moerasmelkdistel	pl	-
Zk	Agr	Moeraszoutgras	pl	-
Zk	Agr	Muizestaart	pl	-
Zk	Agr	Nachtkoekoeksbloem	pl	d
Zk	Agr	Pijlkruid	pl	-
Zk	Agr	Poelruit	pl	-
Zk	Agr	Rood guichelheil	pl	-

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Zk	Agr	Ruige weegbree	pl	-
Zk	Agr	Scherpe fijnstraal	pl	-
Zk	Agr	Selderij	pl	d
Zk	Agr	Stijve waterranonkel	pl	-
Zk	Agr	Stinkende kamille	pl	d
Zk	Agr	Veldgerst	pl	-
Zk	Agr	Vierzadige wikke s.s.	pl	-
Zk	Agr	Viltig kruiskruid	pl	-
Zk	Agr	Waterkruiskruid	pl	-
Zk	Agr	Watermuur	pl	-
Zk	Agr	Waterpunge	pl	-
Zk	Agr	Waterviolier	pl	-
Zk	Agr	Zeegroene zegge	pl	-
Zk	Agr	Zulte	pl	-
Zk	Agr	Argusvlinder	vl	-
Zk	Agr	Bruin zandoogje	vl	-
Zk	Agr	Hooibeestje	vl	-
Zk	Agr	Icarusblauwtje	vl	-
Zk	Agr	Kleine vuurvlinder	vl	-
Zk	Agr	Oranje zandoogje	vl	-
Zk	Agr	Zwartsrietdikkopje	vl	-
Zk	Agr	Boerenzwaluw	vo	-
Zk	Agr	Gele Kwikstaart	vo	-
Zk	Agr	Grasmus	vo	-
Zk	Agr	Graspieper	vo	-
Zk	Agr	Grutto	vo	d
Zk	Agr	Paapje	vo	d
Zk	Agr	Patrijs	vo	d
Zk	Agr	Slobeend	vo	d
Zk	Agr	Torenavalk	vo	d
Zk	Agr	Tureluur	vo	d
Zk	Agr	Veldleeuwerik	vo	-
Zk	Agr	Zomertaling	vo	d
Zk	Moeras	Bittere veldkers	pl	-
Zk	Moeras	Bosandoorn	pl	-
Zk	Moeras	Brede wespenorchis	pl	-
Zk	Moeras	Doorgroeid fonteinkruid	pl	-
Zk	Moeras	Fijn hoornblad	Pl	-
Zk	Moeras	Groot springzaad	Pl	-
Zk	Moeras	Grote keverorchis	pl	-
Zk	Moeras	Gulden boterbloem	pl	-
Zk	Moeras	Heelblaadjes	pl	-
Zk	Moeras	Heggedoornzaad	pl	-
Zk	Moeras	Hertsmunt	pl	-
Zk	Moeras	Knolvossestaart	pl	d
Zk	Moeras	Melkkruid	pl	-
Zk	Moeras	Moeraskruiskruid	pl	-
Zk	Moeras	Moerasmelkdistel	pl	-
Zk	Moeras	Moeraszoutgras	pl	-
Zk	Moeras	Rivierkruiskruid	pl	-

FG R	Natuur Type	Soortnaam	soort-groep	Doel Soort
Zk	Moeras	Selderij	pl	d
Zk	Moeras	Stijve waterranonkel	pl	-
Zk	Moeras	Zeegroene zegge	pl	-
Zk	Moeras	Zilte waterranonkel	pl	d
Zk	Moeras	Zulte	pl	-
Zk	Moeras	Baardmannetje	vo	d
Zk	Moeras	Blauwborst	vo	d
Zk	Moeras	Bruine Kiekendief	vo	-
Zk	Moeras	Dodaars	vo	d
Zk	Moeras	Grasmus	vo	-
Zk	Moeras	Kleine Karekiet	vo	-
Zk	Moeras	Nachtegaal	vo	-
Zk	Moeras	Rietzanger	vo	d
Zk	Moeras	Roerdomp	vo	d
Zk	Moeras	Slobeend	vo	d
Zk	Moeras	Snor	vo	d
Zk	Moeras	Sprinkhaanzanger	vo	-
Zk	Moeras	Wielewaal	vo	d
Zk	Moeras	Zomertaling	vo	d
Zk	Moeras	Zomertortel	vo	-

Bijlage 4: Berekeningsgrondslag Natuurwaarde

Overwegingen

Aggregatie van cijfers is noodzakelijk om een overzichtsbeeld te kunnen geven van de ontwikkeling van een soortgroep of ecosysteem. Dit is tevens onmisbaar om behapbare informatie te genereren voor beleidsmakers en publiek. Afhankelijk van de informatiegebruiker en de vraagstelling kan laag of hoog-geaggregeerde informatie worden geleverd. Zo kan bijvoorbeeld een beheerder informatie nodig hebben over de lepelaar, terwijl de minister wil weten of de natuurkwaliteit in het agrarisch gebied toe of afneemt (Figuur 9).

Er zijn vele manieren om informatie te aggregeren. De volgende overwegingen spelen een rol bij de keuze:

Het *resultaat* van de berekeningswijze moet:

1. beleidsmatig betekenisvol zijn;
2. eenvoudig te begrijpen zijn;
3. representatief en evenwichtig beeld van de werkelijkheid bieden;
geen dominantie van enkele gegevens, geen wegmiddeling/compensatie van slechte situaties door (extreem) goede, resterende problemen moeten zichtbaar blijven
4. gevoelig zijn voor structurele veranderingen, maar niet instabiel.

De berekeningswijze moet daarom:

1. uniform en consistent zijn (voor de verschillende figuren; diagnose en prognose);
2. Zo min mogelijk subjectieve elementen bevatten (bijv. weegfactoren);
3. Politiek en wetenschappelijk geaccepteerd zijn;
4. Uitvoerbaar, reproduceerbaar, robuust en gestandaardiseerd zijn.

Hieronder volgt een stapsgewijs overzicht van berekeningswijzen met hun voor- en nadelen en een beargumenteerde keuze.

Ongetrapte of getrapte aggregatie?

De ecosysteemkwaliteit is een functie van de kwaliteit van de afzonderlijke soorten. De volgende opties voor middeling zijn verkend:

1. Elke soort telt even zwaar mee (ongetrapte aggregatie)
Alle soorten gemiddeld bepalen de ecosysteemkwaliteit.
2. Kleine soortgroepen tellen even zwaar mee.
Het gaat om de groepen: planten, vissen, amfibieën, reptielen, vogels, zoogdieren, vlinders en libellen, paddestoelen e.d. De ecosysteemkwaliteit is het gemiddelde van de kwaliteit van deze soortgroepen. Binnen een soortgroep tellen alle soorten even zwaar.
3. Grote soortgroepen tellen even zwaar mee.
Gelijk aan 2, maar dan voor de groepen planten, ongewervelden en gewervelden.

Ongetrapte aggregatie (1) heeft als voordeel dat subjectieve kwalificaties over het belang van soorten worden vermeden. Iedere soort telt even zwaar mee in de ecosysteemkwaliteit. Nadeel is echter dat grote groepen zoals planten het ecosysteembeeld sterk gaan domineren. Reptielen zouden er nauwelijks toe doen omdat het hier maar om enkele soorten gaat, terwijl

het hier toch om een taxonomisch sterk afwijkende groep gaat. De ecosysteemkwaliteit wordt eveneens erg gevoelig voor het aantal geselecteerde soorten uit een groep (10 of 100 plantensoorten op een totaal van resp. 20 of 110 soorten?) dan wel veranderingen daar in. Uit oogpunt van representativiteit en overgevoeligheid voor selectieaanpassingen en ongevoeligheid voor kleine taxonomische groepen is deze optie minder wenselijk (Tabel 7).

Getrapte aggregatie van kleine soortgroepen heeft als voordeel dat grote groepen zoals planten niet meer onevenredig zwaar meetellen in de ecosysteemkwaliteit. Het aandeel van andere groepen in de ecosysteemkwaliteit verandert niet en maakt de aggregatiemethodiek robuuster en de soortselectie flexibeler. Nadeel is dat nu kleine soortgroepen de ecosysteemkwaliteit gaan domineren. Eén reptielsoort telt bijvoorbeeld net zo zwaar als 200 plantensoorten. Dit maakt de natuurkwaliteit bovendien gevoelig voor fluctuaties in één of enkele soorten. Uit oogpunt van representativiteit en overgevoeligheid voor kleine taxonomische groepen is deze optie evenzeer minder wenselijk.

Getrapte aggregatie van grote soortgroepen heeft als voordeel dat de dominantie van enkele soortgroepen is opgelost. Tevens is het systeem relatief robuust voor aanpassingen van de soortselectie. Echter, de ongewervelden in terrestrische systemen zijn op de korte termijn nog een relatief kleine groep. Het gaat om in totaal 40tal dagvlinders. Per natuurtype is dat minder. Deze zullen in bepaalde ecosystemen nog steeds dominantie opleveren zoals Tabel 7 laat zien voor de grote vuurvlinder in laagveenmoeras. Aan de ongewervelden groep zullen nog libellen worden toegevoegd. Mogelijk kunnen ook andere groepen hieronder worden gebracht zoals paddestoelen. Bij de aquatische ecosystemen zijn de ongewervelden ruim vertegenwoordigd.

Voorgesteld wordt om te aggregeren over de drie grote soortgroepen, met als voorwaarde dat dominantie van enkele ongewervelde soorten in voorkomende gevallen wordt opgelost.

Meetkundig of rekenkundig middelen van soort tot soortgroep, met of zonder afkap?

Dan is er de keuze tussen de wijze van middelen: rekenkundig of meetkundig middelen, en mét of zonder afkap. De volgende twee opties van middelen zijn hier verkend:

1) Rekenkundig middelen met afkap bij 100%

De soortkwaliteit is de ratio van heden/referentie (bijv. zeehond: $1000/5000 = 20\%$).

Vervolgens worden de percentages van de soorten rekenkundig gemiddeld. Indien een soort hoger scoort dan 100% wordt deze afgekapt op 100%. Immers, een ecosysteem kan niet meer dan 100% natuurlijk zijn. Afkapsituaties doen zich voor bij: i) plaagsoorten (bijv. algen), ii) bij een te lage schatting van de referentiewaarde (bijv. 1950 als natuurlijke referentie hanteren voor roofvogels in bos), of iii) indien geen natuurlijke bandbreedte voor de soort is aangegeven maar slechts een ondergrens.

2) Meetkundig middelen met afkap bij 1% en 10.000%

De soortkwaliteit is eveneens de ratio van heden/referentie. Vervolgens worden de percentages van de soorten meetkundig gemiddeld. Indien een soort lager scoort dan 1% of hoger scoort dan 10.000% wordt deze afgekapt.

Tabel 7: Aandeel van enkele individuele soorten in de ecosysteemkwaliteit bij verschillende aggregatie-opties: 1) alle soorten tellen even zwaar; 2) alle kleine soortgroepen tellen even zwaar; 3) grote soortgroepen tellen even zwaar. Het gaat om bos op hogere zandgronden en moeras in laagveengebied, berekend uit de voorlopige cijfers voor 5 soortgroepen: vlinders, vogels, vleermuizen, reptielen en planten. In vet gedrukt zijn zeer dominante aandelen.

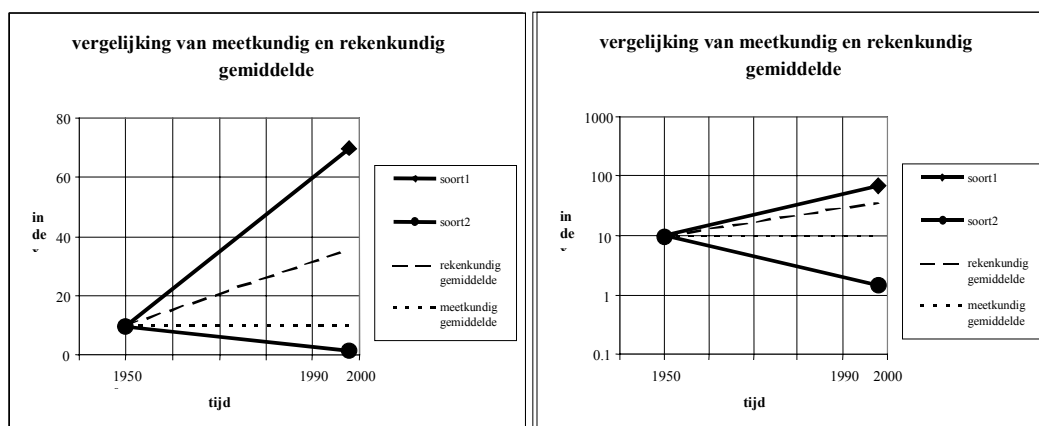
% van EKI		HZ bos			LV moeras			
		Meth 1	Meth 2	Meth 3		Meth 1	Meth 2	Meth 3
Vl	Keizersmantel	1.2%	1.0%	1.6%	grote vuurvliender	1.2%	25.0	33.3
	Bont zanddoogje	1.2%	1.0%	1.6%	-		%	%
Vo	Groene specht	1.2%	1.0%	1.3%	Rietzanger	1.2%	1.2%	1.4%
	grote bonte specht	1.2%	1.0%	1.3%	kleine karekiet	1.2%	1.2%	1.4%
Rp	Zandhagedis	1.2%	10.0%	1.3%	Ringslang	1.2%	25.0	1.4%
	Levendb. Hagedis	1.2%	10.0%	1.3%	-		%	
Zo	grote hoefijzerneus	1.2%	6.7%	1.3%	-			
	Soort x	1.2%	6.7%	1.3%	-			
Pl	Boswederik	1.2%	0.5%	0.9%	Moeraskartelbl ad	1.2%	0.5%	0.6%
	Bosanemoon	1.2%	0.5%	0.9%	Zwanebloem	1.2%	0.5%	0.6%

Tabel 8 illustreert het verschil tussen reken- en meetkundig middelen. Bij rekenkundig middelen dragen de lage en hoge waarden evenveel bij aan het gemiddelde. Bij meetkundig middelen dragen de lage waarden meer bij. De toename met een factor 7 (van 10% naar 70%) telt even zwaar als de afnamefactor 7 (van 10% naar 1,4%).

Tabel 8: Rekenvoorbeeld voor rekenkundig en meetkundig middelen van twee soorten uit één ecosysteem. Soort 1 is 10 keer toegenomen in de periode 1980-1998, soort 2 is 10 keer afgenomen.

Jaar	Kwaliteit soort 1	Kwaliteit soort 2	Rekenkundig gemiddelde	Meetkundig gemiddelde
1980	10%	10%	10%	10%
1998	70%	1,4%	35%	10%

In Figuur 25 zijn de uitkomsten als illustratie op een normale en een logaritmische schaal uitgezet.



Figuur 25: Voorbeeld van een verschil in resultaat van een rekenkundige en meetkundige middeling (beide zonder afkap), gepresenteerd in een normale (links) en logistische schaal (rechts).

In volgende paragrafen worden pros en cons van de verschillende opties behandeld in het licht van bovengenoemde 8 eisen.

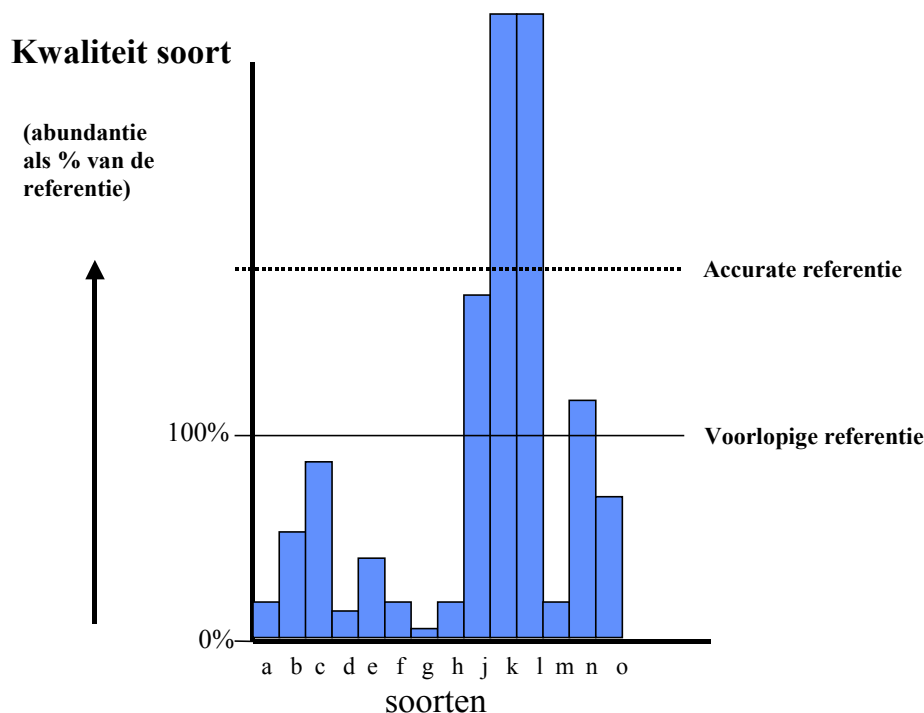
Rekenkundig middelen met afkap 100%

Rekenkundig middelen met afkap geeft direct de feitelijke afstand tot de referentie weer van de set geselecteerde soorten. Een ecosysteemkwaliteit van 30% betekent dat de soorten gemiddeld nog 30% van hun natuurlijke abundantie hebben. Het is een ongewogen en eenvoudige middeling, met een eenvoudig te begrijpen betekenis. Veranderingen in slechte situaties tellen even zwaar mee als veranderingen in goede situaties (gevoeligheid is over gehele traject van 0-100% even groot). Om die reden worden sommige indexen bij het CBS zoals de prijsindexen ook rekenkundig gemiddeld. Voorts kunnen soorten die in grotere aantallen voorkomen dan de referentie (>100%) andere soorten die er slecht voor staan niet wegcompenseren. Deze worden immers "afgekapt" op 100%. De ecosysteemkwaliteit is pas 100% als *alle* onderdelen op niveau zijn. Zie ook Figuur 26.

Bijzondere aandacht vraagt de situatie waarin soorten in grotere aantallen voorkomen dan in de referentie (Figuur 26) en die op 100% worden afgekapt. Het is dan niet duidelijk of:

Optie

- i) het hier om plaagsoorten gaat (soorten k, l);
- ii) om fluctuaties gaat die bij de natuurlijke referentie horen; de referentie is immers eigenlijk een brede band;
- iii) om een te lage referentie-schatting gaat en het om herstelsituaties op weg naar een natuurlijke range (soort j, n). Voorbeeld: bosvogels waarbij 1950 als voorlopige natuurlijke referentie wordt gehanteerd.



Figuur 26: Een fictief voorbeeld van de relatieve abundantie van de soorten a t/m o ten opzichte van een voorlopige –inaccurate- natuurlijke referentie en een accurate natuurlijke referentie.

Het afkappen op 100% heeft het volgende effect op de ecosysteemkwaliteit:

1. Zijn het plaagsoorten dan zouden ze een lagere score dan 100% verdienen. Immers, de toenames van soorten zijn een even belangrijk signaal van systeemaantasting als de afnames. De generieke methode stelt daarom de inverse voor (referentie/heden, paragraaf 4.6).
2. Behoort de hoge waarde tot de natuurlijke range dan geeft 100% een goede kwaliteit aan: de soort heeft zijn natuurlijke niveau. Fluctuaties in de natuurlijke range zijn beleidsmatig niet interessant.
3. Indien de soort zich herstelt naar natuurlijke niveaus (bij te lage referentie-schatting) dan zouden ze eveneens een lagere score dan 100% verdienen.

Hieruit kan worden geconcludeerd dat wanneer de huidige aantallen hoger liggen dan de referentiewaarden afkappen op 100% in de regel tot een overschatting van de huidige ecosysteemkwaliteit leidt, maar –paradoxaal genoeg- nooit tot een onderschatting. Indien wordt afgezien van afkappen op 100% dan:

1. leidt dit tot een overschatting van de ecosysteemkwaliteit;
2. is de beoordelingsgrondslag “hoe meer hoe beter” in plaats van “hoe natuurlijker hoe beter”;
3. worden slechte ecosysteemonderdelen gemaskeerd (gecompenseerd) door goede boven de 100%.

Een nadeel van afkap bij 100% is dat feitelijke *verbeteringen* sinds de referentie (zie optie iii hierboven) niet zichtbaar worden als ecosysteemkwaliteitverbetering. Immers de toenames boven de 100% worden afgekapt en komen dus niet tot uiting in de gemiddelde ecosysteemkwaliteit (zoals bij soorten j, n). Beleidsmatig kan dit echter belangrijke informatie zijn. Dit probleem is opgelost zodra de referenties op orde zijn gebracht.

Tabel 9 geeft een getallenvoorbeeld die voor vele bosvogels zou kunnen gelden als 1950 pragmatisch als voorlopige natuurlijke referentie zou worden gehanteerd. Kort gezegd resulteert dit in een overschatting van de kwaliteit (+ 50%) en een onderschatting van de verbetering (-40%) in de afgelopen jaren dankzij een verbetering van de bossen in de afgelopen decennia door veroudering. Zonder afkap zou de verbetering tov de voorlopige referentie maar liefst 400% bedragen, een overschatting van 360%.

Tabel 9: Bij een te lage referentieschatting wordt de kwaliteit overschat (+50%), maar de verbetering onderschat (-40%).

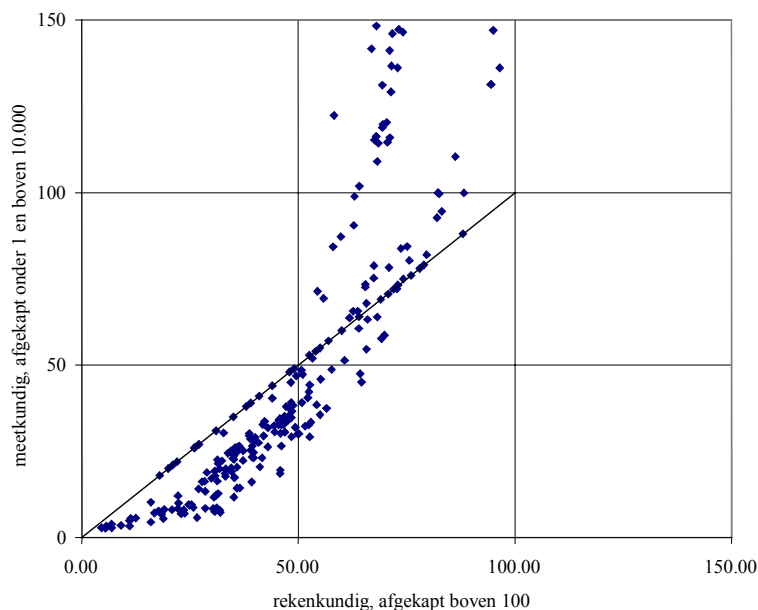
Jaar	Referentie (broedpaar)	1950	Heden	Kwaliteit 1950	Kwaliteit met afkap 1990	Kwaliteit zonder afkap
Voorlopige referentie	100	100	500	100%	100%	500%
Accurate referentie	1000	100	500	10%	50%	50%

Toepassing van de inverse deling (referentie/heden) in plaats van afkappen bij 100% heeft twee belangrijke nadelen: ten eerste zou niet alleen een ondergrens maar ook een bovengrens van de referentie moeten worden bepaald. Dit is naar verwachting een moeilijke opgave die niet gemakkelijk tot wetenschappelijke consensus zal leiden. Voorts is het vanuit statistisch oogpunt onjuist om kwaliteitsgetallen voortkomend uit de normale ratio (heden/referentie) te middelen met kwaliteitsgetallen voortkomend uit de inverse daarvan (referentie/heden). Ook zou de uitkomst verliezen aan helderheid van betekenis. Nadeel is dat plaagsoorten voor 100% meetellen, terwijl het juist indicatoren zijn van een lage kwaliteit. Een oplossing kan zijn om overduidelijke plaagsoorten zoals algen niet in de Natuurwaarde op te nemen.

Meetkundig middelen met afkap

Bij meetkundig middelen (afkap bij 1% en 10.000%) tellen lage waarden (< 50%) zwaarder mee dan hoge waarden (> 50%). In de regel, bij getallenreeksen voornamelijk lager dan 50%, zal de ecosysteemkwaliteit daarom lager uitvallen dan rekenkundig middelen (afkap 100%). Bij getallenreeksen voornamelijk hoger dan 50% zal de ecosysteemkwaliteit hoger uitvallen dan rekenkundig middelen (Figuur 27).

Het voordeel van meetkundig middelen is dat ze geschikter is voor de middeling van getallenreeksen met uitschieters. Boven de 100% hoeft dan niet direct te worden afgekapt. Dominantie van zeer hoge waarden wordt afgedempt in het resultaat. Niettemin blijft afkap onder de 1% en boven de 10.000% noodzakelijk om wiskundige redenen (log 0 bestaat niet) en om het effect van extreme toenames en afnames toch te limiteren (bijv. Blauwborst > 10.000%). Abundantievariaties boven de referentie zijn terug te zien in de ecosysteemkwaliteit. Meetkundig middelen is gebruikelijk bij ecologisch onderzoek met sterk uiteenlopende reeksen. Het CBS hanteert deze methodiek voor het bepalen van de trendcijfers per soortgroep vanaf een bepaald referentiejaar waarbij grote verschillen tussen de geïndexeerde cijfers bestaan (ondermeer in de hier beschreven Soortgroep Trend Index).



Figuur 27: Vergelijking van de uitkomsten na rekenkundig (lijn $x=y$) en meetkundig middelen (punten). Bij meetkundig middelen worden lage getalsreeksen (< 50%) lager gewaardeerd, en hoge getalsreeksen (> 50%) hoger.

Het resultaat van meetkundig middelen laat zich voor beleidsmakers en publiek minder eenvoudig begrijpen dan rekenkundig. Voorts compenseren waarden boven de 100% slechte onderdelen van het ecosysteem weg waardoor deze worden gemaskeerd. Dit kan in bepaalde situaties leiden tot ecosysteemkwaliteitswaarden > 100% terwijl sommige onderdelen van het ecosysteem nog steeds van lage kwaliteit zijn. Deze compensatie levert beleidsmatig een misleidend beeld op (Tabel 10 en Tabel 11). Met de toepassing van deze methode verandert feitelijk de beoordelingsgrondslag. Deze wordt “hoe meer hoe beter” in plaats van “hoe natuurlijker hoe beter”.

Keuze voor rekenkundig middelen met afkap 100% met aanvulling

Zowel de ene als de andere wijze van middelen heeft voor- en nadelen. Rekenkundig middelen voldoet in hoge mate aan de eisen, maar brengt het risico met zich mee het verwijt te krijgen té pessimistisch te zijn omdat de grote verbeteringen (boven de “streep”) worden onderschat (Figuur 26), mede omdat in de komende jaren de referenties nog niet geheel accuraat zullen zijn, maar ook omdat er gebruikers zijn die de toestand vanuit een andere beoordelingsgrondslag -“hoe meer hoe beter”- belicht willen zien. Meetkundig middelen 2 voldoet in mindere mate aan de eisen, is er soms strijdig mee, en brengt het risico met zich mee het verwijt te krijgen té optimistisch te zijn omdat de grote verbeteringen (boven de “streep”) worden overschat en de slechte onderdelen worden gemaskeerd.

Op grond van de bovenstaande overwegingen -eenvoud, beleidsbetekenis, evenwichtigheid, stabiliteit, vermijden van wegingen- wordt gekozen als berekeningsgrondslag voor Natuurwaarde:

- i) rekenkundig middelen met afkap bij 100%, zonder toepassing van inverse voor plaagsoorten;
- ii) met aanvullend informatie over de set soorten boven de 100%, volgens meetkundig middelen met afkap (1% en 10.000%). Deze informatie wordt geleverd door de Soortgroep Trend Index. Deze kan bepaald worden over alle soorten of voor de deelverzameling van soorten met waarden > 100%.

Hiermee wordt enerzijds een evenwichtig en betekenisvol beeld gegeven van de ecosysteemtoestand en anderzijds recht gedaan aan de behoefte ook de sterke toenames van soorten in beeld te brengen. Aan de hand van de feitelijke uitkomsten zullen bovengenoemde keuzes nog eens op hun deugdelijkheid worden geëvalueerd.

Tabel 10: Ecosysteemkwaliteit op basis van rekenkundig middelen met afkap 100% voor 3 grote soortgroepen op basis van recente schattingen (Floron, 1997; Sovon, 1997; Vlinderstichting, 1999; Ravon, 1999; VZZ, 1999).

Rekenkundig	Index bevat			Jaar									Gemiddeld
	Plant	Ongew	Gewer	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	
Fgr													
Du bos	X		X	77	75	75	79	72	70	72	70	70	73
Du open duin	X	X	X	65	62	63	59	62	65	60	60	63	62
Hl bos	X			73	73	73	73	73	73	73	73	73	73
HZ bos	X	X	X	53	55	55	52	50	53	53	50	49	52
HZ heide	X	X	X	53	51	55	48	51	50	49	48	49	50
Lv bos	X			73	73	73	73	73	73	73	73	73	73
Lv moeras	X		X	74	74	74	73	73	74	74	76	76	74
Ri bos	X		X	78	76	78	76	75	75	76	75	70	76
Ri moeras	X		X	87	87	87	86	82	79	82	83	80	84
Zk moeras	X		X	61	62	62	64	63	63	62	62	64	63

Tabel 11: Ecosysteemkwaliteit op basis van meetkundig middelen met afkap bij 1% en 10.000% voor 3 grote soortgroepen (zelfde bronnen als Tabel 10).

Meetkundig	Index bevat			Jaar									Gemiddeld
	Plant	Ongew	Gewer	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	
Fgr													
Du bos	X		X	83	80	82	89	70	68	70	63	62	74
Du open duin	X	X	X	63	52	58	51	56	63	52	55	58	56
Hl bos	X			72	72	72	72	72	72	72	72	72	72
HZ bos	X	X	X	42	47	46	42	38	41	43	39	37	41
HZ heide	X	X	X	38	37	40	34	36	34	34	31	34	35
Lv bos	X			73	73	73	73	73	73	73	73	73	73
Lv moeras	X		X	137	140	138	139	131	131	151	157	163	143
Ri bos	X		X	121	124	134	129	123	119	125	122	110	123
Ri moeras	X		X	214	263	254	236	227	190	216	212	211	224
Zk moeras	X		X	79	78	85	92	88	93	88	86	94	87

Bijlage 5 Verzendlijst

Directeur Generaal LNV, dr.ir. J. de Leeuw
ir. B.A. Addink (prov. Zuid-Holland)
dr. E. Arnolds (NMV)
dr. J. van Baalen (LNV-DWK)
H. van der Baan (IPO)
dr. J.J. Bakker (LNV-N)
drs. D. Bal (EC-LNV)
ing. H. Baptist (RIKZ)
dr. A. Barendregt (Milieukunde, UU)
dr. A. van Bennekom (RIZA)
prof. dr.ir. F. Berendse (TON, LUW)
drs. P. Bergers (RIZA)
drs. A.C. Bertoen (EC-LNV)
drs. ir. R.J. Bijlsma (Alterra)
drs. R.J. Bink (EC-LNV)
drs. C. Bisseling (EC-LNV)
ir. H. Boeschoten (SBB centraal)
drs. H. van Bohemen (RWS-DWW)
dr. J. Bos (Alterra)
J. van den Bos (prov. Flevoland)
ir. A.W.J. Bosman (Natuurmonumenten)
dr. C.J.F. ter Braak (CPRO-DLO)
P. Bremer (prov. Overijssel)
dr.ir. A. van den Brink (DLG Utrecht)
J. Brouwer (Wetlands International)
drs. R.J.F. Bugter (Alterra)
ir. R. Busink (LNV-N)
drs. L. van Campen (DGM)
drs. F.A.M. Claessen (RIZA)
drs. J. Clausman (provincie Zuid-Holland)
B. Cozijnsen (prov. Noord-Holland)
drs. J. Cortenraad (prov. Limburg)
dr. A. Cramer (RIKZ)
prof. dr. J. Cramer (KUB)
dr. N. Dankers (Alterra)
dr. J. Dekker (RUU)
dr. C. Denneman (DGM)
dr. R.van Diggelen (plantenoec., RUG)
dr. E. van Dijk (prov. Overijssel)
dr. H.F. van Dobben (Alterra)
drs. A. Don (LNV-N)
drs. L. Douw (LEI-DLO)
dr. H.J. Dijkerman (CBS)
drs. H.L. Dijkstra (Alterra)
drs. H. Duel (WL)
drs. R. van Ek (RIZA)
drs. A. Eijs (DGM)
prof.dr. H.J.P. Eijsackers (Alterra)
H. Galema (prov. Groningen)
drs. T. Garretsen (RIZA)
dr. R. Gast (Alterra)
A. de Graaf (prov. Flevoland)
dr. C.J. Grashof-Bokdam (Alterra)
dr. A.P. Grootjans (plantenoecologie, RUG)
drs. C.L.G. Groen (FLORON)
prof. dr. J.M. van Groenendael (KUN)
drs. A. Groenveld (RAVON)
ir. M. van Gijsen (Alterra)
drs. E.J.M. Hagemeijer (SOVON)
M. Hall (prov. Groningen)
drs. W.B. Harms (Alterra)
drs. A. Hassoldt (RIZA)
M.M. de Heer (Hogeschool Delft)
dr. J.A.P. Heesterbeek (CPRO-DLO)
dr. G. Heil (Botanische Oecologie, UU)
G. de Heij (prov. Overijssel)
drs. N. van Heijst (SBB centraal)
dr. L.W.A. Higler (Alterra)
ir. P. Hellinga (prov. Zuid-Holland)
drs. P. Hinssen (Alterra)
ir. H. van der Hoeve (prov. Gelderland)
J. Holkema (prov. Friesland)
drs. Y. Hoogeveen (Alterra)
drs. W. Hoogendoorn (prov. Gelderland)
dr. E. de Hullu (SBB)
drs. E. Jagtman (RIKZ)
drs. L. Jalink (prov. Zuid-Holland)
drs. A.J.M. Jansen (KIWA)
drs. P. E. de Jongh (LNV-N)
drs. S.H. Kabuta (RIKZ)
ir. H. Kamphuis (RPD)
K. Kapteyn (prov. N-Holland)
drs. J. Karres (LNV-N)
drs. R.H. Kemmers (Alterra)
prof. dr. K. Kerkstra (LUW)
drs. J. Keuning (RWS)
drs. W.J. ter Keurs (MiBi)
drs. M. Klein (EC-LNV)
dr. J. Klijn (Alterra)
drs. A.H. van de Klundert (LNV-N)
dr. M. Knoester (RIKZ)
drs. J. van der Kolk (DGM)
ing. B.J.H. Koolstra (Alterra)
mr. W.J. Kooy (LNV-N)
prof. dr. D.J. Kornet (RUL)
ir. J. Kros (Alterra)
dr. A.L. Kuiters (Alterra)
drs. C.B.F. Kuijpers (DGM)
dr. C. Kwakernaak (Alterra)
drs. J. van Laar (DLG centraal Utrecht)
drs. J.B. Latour (Latour Advies)
drs. B.H. van Leeuwen (LNV-RLG)

drs. B.H. van Leeuwen (VOFF)
drs. J. van der Linden (prov. Noord-Brabant)
dr. H. Lindenboom (NIOZ)
prof. dr. E. van der Maarel (RUG)
J. van der Made (De Vlinderstichting)
mr. H. Manschot (Prov. Utrecht)
drs. A. Meuleman (KIWA)
drs. T. van der Meij (Bioland informatie)
dr. R. van der Meijden (Rijksherbarium)
R. Meijer (CBS)
drs. R. Meijers (EC-LNV)
G. Meijers (prov. Drenthe)
S. Middelkamp (prov. Noord-Brabant)
dr. G.M.J. Mohren (vg. bosbouw LUW)
drs. D. van der Moolen (RIZA)
drs. C.J.M. Musters (MiBi)
P. Nijhoff (St. Natuur en Milieu, Utrecht)
P. van Oeffelt (prov. Noord Brabant)
drs. F.J. Offerein (prov. Limburg)
Ir. H.R. Offringa (RWS/dir Noordzee)
dr. H. Olf (vakgroep TON, LUW)
dr. P. Opdam (Alterra)
ir. G.M. van Overloop (Prov. Zeeland)
dr. M. van der Peijl (ESM)
ir. R. Pouwels (Alterra)
Prof. dr. H. Prins (TON-LUW)
dr. A.H. Prins (Alterra)
drs. F.W. Prins (Natuurmonumenten)
ir. P. Quataert (Ministerie Vlaanderen)
drs. A.J.P. Raat (OVV)
dr. M.J.S.M. Reijnen (Alterra)
drs. M. Rijken (prov. Gelderland)
drs. A. van Rijnsdorp (RIVO-DLO)
dr. J.G.M. Roelofs (Oecologie, KUN)
ir. C.J. Roghair (DLG centraal Utrecht)
ir. E. Rost van Tonningen (Alterra)
drs. J. Runhaar (Alterra)
drs. M. Rijken (Prov. Gelderland)
drs. F.J.A. Saris (SOVON)
drs. ing. S. Semmekrot (DHV)
dr. W. Schaap (EC-LNV)
dr. J.H.F. Schaminée (Alterra)
C.W.M. Scharenburg (prov. Groningen)
drs. P.C. Schipper (SBB Driebergen)
drs. N. Schotsman (prov. Friesland)
dr. H. Siepel (Alterra)
drs. H. Sierdema (SOVON)
ir. M. Simons (DGM)
ir. P. Smeets (Alterra)
drs. G.F.J. Smit (RAVON)
dr.ir. H. Smit (EC-LNV)
J. Smittenberg (prov. Drenthe)
dr. T. Smit (LNV-GRR)
dr. J.T.C.M. Sprangers (Alterra)
ir. T. Sprong (RIZA)
dr. E.G. Steingröver (Alterra)

dr. A. van Strien (CBS)
drs. C.A.M. van Swaay (De Vlinderstichting)
B. Tänzer (EC-LNV)
drs. J. Thissen (EC-LNV)
drs. M.W.M. van der Tol (RIKZ)
dr. B.F. van Tooren (Natuurmonumenten)
ir. D. Tromp (RIKZ)
drs. E. Turnhout (VUA)
J.W. van de Vegte (VUA)
drs. R.J. van de Velde (DLG Utrecht)
dr. F. Vera (LNV-BSB)
dr. J. Verboom (Alterra)
dr. J.T. Verhoeven (Bot.Oecologie UU)
drs. M.L. Vernooij (LNV)
mr. W.R. Visser (prov. Drenthe)
drs. J. Vissers (RWS)
ir. A.J.H. van Vliet (WAU-CMKW)
ir. J.F.M. van Vliet (DGM)
drs. I de Vries (RIKZ)
dr.ir. W. de Vries (Alterra)
drs. D. Wansink (VZZ)
dr. M. Wassen (vakgroep Milieukunde, UU)
W.A. Wiersinga (EC-LNV)
drs. E. Wijland (DLG centraal Utrecht)
W. van Wijngaarden (prov. Zeeland)
dr. H. van der Windt (RUG)
dr. ir. J.P.M. Witte (LUW)
prof. C. van Woerkum (LUW)
prof. W. Wolff (RUG)
drs. K. Wulffraat (RIKZ)
dr. D. van Zaane (DLO-centraal)
dr. F.J. Zadelhoff (EC-LNV)
dr. A.N. van der Zande (Alterra)
drs. W. Zevenboom (RWS/dir Noordzee)
drs. A. Zuiderwijk (RAVON)
Depôt van Nederlandse Publicaties en
Nederlandse Bibliografie
RIVM:
Directeur-Generaal RIVM
prof.ir. N.D. van Egmond
ir. F. Langeweg
drs. ing. M. Bakkenes
drs. J.A. Bakkes
ir. R. van den Berg
ing. G.P. Beugelink
dr. L.C. Braat
Ing. H.W.B. Bredenoord
ir. A.H.M. Bresser
drs. B.J.E. ten Brink
S. van Dijk
ir. W. van Duijvenbouden
M.L.P. van Esbroek
dr.ir. J.J.M. van Grinsven
drs. A. van der Giessen
ir. B.J. de Haan
ir. M. de Heer

drs. H. v.d. Heiligenberg
drs. A. Hendriks
drs. C. Heunks
dr. J. Hoekstra
ir. D.C.J. van der Hoek
dr. A. van Hinsberg
drs. J.H. Janse
ir. O.M. Knol
drs. F.J. Kragt
prof. dr. H.A.M. de Kruijf
drs. G.W. Lammers
dr. R. Leemans
dr. R.J. Leewis
dr. L. van Liere
drs. W. Ligtvoet
drs. R.J.M. Maas
dr. ir. D. van de Meent
drs. J.G. Nienhuis
dr. J. Notenboom
drs. R. van Oostenbrugge
drs. H.J.W. Oosterveld

drs. R. Reiling
drs. R. Rosenboom
dr. W. Slooff
dr. H.J.P.A. Verkaar
drs. M. Vonk
ir. K. Wieringa
dr. M.C.H. Witmer
drs. R. Wortelboer
drs. D. de Zwart
Hoofd Bureau Voorlichting en Public
Relations
Auteurs (5 expl)
Bibliotheek Alterra
Bibliotheek RIVM
Bibliotheek LWD/ECO
Bibliotheek LBG
Bibliotheek RIZA
Bibliotheek RIKZ
Reserve exemplaren (10) DGM
Bureau Rapportenregistratie RIVM
Bureau Rapportenbeheer (15 expl)