RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEUHYGIËNE
BILTHOVEN

RIVM-rapport 751901003/ CML mededelingen 63

DE MILIEUKWALITEIT VAN ECODISTRICTEN

Deel 2: Methode en aanzet tot uitwerking

F.Klijn*, J.B.Latour, M.I.Nip*, C.L.G.Groen*
H.A.Udo de Haes*, M.M.H.E.van den Berg*,
J.J.Hofstra

mei 1990

* Frans Klijn, Maarten Nip en Kees Groen zijn medewerkers van het CML; Magdalena van den Berg was medewerker van het CML tot 1 september 1989;
Udo de Haes is wetenschappelijk directeur van het CML

Joris Latour en Jaap Hofstra zijn medewerkers van het RIVM

Centrum voor Milieukunde
Postbus 9518
2300 RA Leiden
071 - 277486

RIVM
Postbus 1
3720 BA Bilthoven
030 - 749111

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het Directoraat-Generaal Milieubeheer en maakt deel uit van het clusterproject 'Gebiedsgerichte integratie' (projectnummer 751901) uit het RIVM-Meerjarenactiviteiten-programma Milieuonderzoek 1990-1994.
(Het onderzoek is een voortzetting en een vervolg op eerdere projecten 758702, 758803 en 758903).

CIP-GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN HAAG

Milieukwaliteit

De milieukwaliteit van ecodistricten / F. Klijn ... [et al.]. - Leiden : Centrum voor Milieukunde (CML), Rijksuniversiteit Leiden ; Bilthoven : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM)
Dl. 2: Methode en aanzet tot uitwerking. - (CML rapport ; 63)
RIVM rapport 751901003. - Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het Directoraat-Generaal Milieubeheer en maakt deel uit van het project 'gebiedsgerichte integratie' uit het Meerjarenactiviteitenprogramma RIVM, projectnummer 751901.
- Met lit. opg. - Met samenvatting in het Engels.
ISBN 90-6960-005-6
SISO 570.3 UDC 504(492)
Trefw.: ecologie ; Nederland / milieubeheer ; Nederland.

VERZENDLIJST

1 Directeur-Generaal Milieubeheer
2 Directeur-Generaal van de Volksgezondheid
3 Plv.Directeur-Generaal Milieubeheer
4 mr.J.Tesink, directeur Geluid en Omgeving (DGM)
5 mr.N.R.van Ravesteyn (DGM/GenO)
6 drs.A.F.van de Klundert (DGM/GenO)
7 mr.Y.de Vries (DGM/GenO)
8 mr.dr.J.A.Peters, directeur Bestuurszaken (DGM)
9 drs.H.C.G.M.Brouwer (DGM/B)
10 dr.J.H.Dewaide, directeur Drinkwater, Water, Bodem (DGM)
11 mr.drs.J.H.van Put (DGM/DWB)
12 drs.J.F.M.van Vliet (DGM/DWB)
13 drs.P.E.de Jongh (DGM/SP)
14 dr.G.Hekstra (DGM/SR)
15 prof.mr.dr.F.L.Bussink (RPD)
16 mr.J.Scholten (RPD)
17 drs.A.Littel (RPD)
18 ing.C.P.den Herder (RPD)
19 drs.H.E.ten Velden (RPD)
20 drs.J.B.Pieters (LNV)
21 drs.A.M.W.Kleinmeulman (LNV)
22 drs.A.Don (LNV)
23 dr.B.H.van Leeuwen (LNV)
24 dr.A.N.van der Zande (LNV)
25 drs.F.Baerselman (LNV)
26 drs.F.W.M.Vera (LNV)
27 ir.D.J.Kylstra (RWS)
28 drs.F.A.M.Claessen (DBW/RIZA)
29 ir.S.H.Hosper (DBW/RIZA)
30 ir.N.P.Pellenbarg (DBW/RIZA)
31 drs.B.J.E.ten Brink (RWS/DGW)
32 dr.F.Colijn (RWS/DGW)
33 drs.C.F.van de Watering (RWS/DWW)
34 prof.dr.H.A.Udo de Haes (Centrum voor Milieukunde Leiden)
35 drs.F.Klijn (Centrum voor Milieukunde Leiden)
36 drs.M.I.Nip (Centrum voor Milieukunde Leiden)
37 drs.E.van der Voet (Centrum voor Milieukunde Leiden)
38 drs.C.L.G.Groen (Centrum voor Milieukunde Leiden)
39 ir.G.A.Oosterbaan (Staring Centrum)
40 drs.R.F.van de Weg (Staring Centrum)
41 dr.ir.A.Breeuwsma (Staring Centrum)
42 drs.H.Wolfert (Staring Centrum)
43 dr.J.A.Klijn (Staring Centrum)
44 dr.A.B.J.Sepers (Rijksinstituut voor Natuurbeheer)
45 prof.dr.W.J.Wolff (Rijksinstituut voor Natuurbeheer)
46 dr.L.W.G.Higler (Rijksinstituut voor Natuurbeheer)
47 ir.F.C.Prillevitz (Staatsbosbeheer)
48 dr.S.Parma (Limnologisch Instituut)
49 dr.H.J.P.Eijsackers (PCBB)
50 prof.dr.J.B.Opschoor (RMNO)
51 dr.L.Ginjaar (CRMH)

52 drs.M.M.H.E.van den Berg (Gezondheidsraad)
53 ir.P.H.Dijkstra (Provincie Friesland)
54 drs.J.Laseur (Provincie Overijssel)
55 drs.W.Hoogendoorn (Provincie Utrecht)
56 prof.ir.M.van den Berg (Provincie Noord-Holland)
57 drs.I.Zorge (Provincie Zuid-Holland)
58 drs.N.Joanknecht (Provincie Noord-Brabant)
59 drs.P.W.M.Veelenturf (Provincie Limburg)
60 Bibliotheek Provincie Groningen
61 Bibliotheek Provincie Drente
62 Bibliotheek Provincie Gelderland
63 Bibliotheek Provincie Zeeland
64 Bibliotheek Provincie Flevoland
65 Stichting Duinbehoud
66 Stichting Veenweiden
67 dr.H.Verbruggen (IvM)
68 prof.dr.P.Glasbergen (RUU)
69 prof.dr.W.C.Turkenburg (RUU/Vakgroep NW&S)
70 drs.P.R.Bosch (CBS/Milieustatistieken)
71 dr.C.Kwakernaak (TNO-SCMO)
72 drs.J.B.M.Tisse (BIC)
73 dr.H.A.M.J.van Gils (ITC)
74 dr.ir.A.Graveland (GW)
75 drs.H.A.Haccoû (Rijnconsult)
76 drs.J.S.G.van den Heuvel (SME)
77 Depot van Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
78 Directie Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne
79 Hoofdsector Chemie & Fysica
80 drs.L.Hordijk
81 drs.R.J.M.Maas
82 drs.R.Reiling
83 ir.A.H.M.Bresser
84 dr.H.de Boois
85 ir.P.K.Koster
86 dr.H.A.M.de Kruijf
87 drs.T.Aldenberg
88 dr.W.Admiraal
89 dr.F.I.Kappers
90 drs.ir.J.B.Latour
91 drs.J.J.Hofstra
92 dr.ir.C.van den Akker
93 ing.Beugelink
94 dr.R.M.van Aalst
95 prof.dr.H.J.Scholten
96- 97 Bibliotheek RIVM
98 Bibliotheek EMD
99 Bibliotheek LBG
100-105 Bureau Projectbegeleiding
106-110 Reserve-exemplaren DGM
111-160 Reserve-exemplaren CML
161 Bureau Projecten- en Rapportenregistratie
162-200 Bureau Rapportenbeheer

WOORD VOORAF

Binnen het RIVM-project Gebiedsgerichte integratie worden studies verricht ter onderbouwing van het toekomstige gebiedsgerichte milieubeleid. Eén van de deelprojecten is gericht op het ontwikkelen van een methodiek voor het bepalen van de milieukwaliteit van gebieden met behulp van abiotische en biotische parameters.
Gedurende het onderzoek is de doelstelling van dit deelproject nader gepreciseerd door de eis, zoveel mogelijk aan te sluiten bij de AMOEBE-benadering voor aquatische ecosystemen zoals gepresenteerd in de Derde Nota waterhuishouding.

Het onderzoek, dat voor het grootste deel is uitbesteed aan het Centrum voor Milieukunde (CML) te Leiden, kende in januari 1989 een voorzichtige start, mede door de complexiteit van de materie. Medio 1989 ontstond enige vertraging in verband met functieverandering van een der uitvoerders. Door een gewijzigde projectaanpak en de inzet van nieuwe medewerkers kwam de uitvoering eind 1989 in een stroomversnelling. Het onderzoek Is in april 1990, na een aanvullende opdracht inzake rapportage, afgerond.

Met dank aan drs.E.van der Voet (CML) voor haar bijdrage aan de discussie over ecologische normstelling; drs.B.J.E.ten Brink (RWS/DGW) voor de vruchtbare discussies over de grondslagen en presentatiewijze van de AMOEBE; drs. J.J.Hofstra voor zijn bijdrage aan de discussie rondom algemene en bijzondere milieukwaliteit en over AMOEBE-toepassingen; dr.H.de Boois eveneens voor zijn bijdrage aan de discussie rondom algemene en bijzondere milieukwaliteit; dr.H.A.M.de Kruijf die mede-initiator is.

Verder dank aan de leden van de interne RIVM-begeleidingscommissie drs.R.Reiling, drs.T.Aldenberg, drs.S.H.Heisterkamp, ing.W.Blom, ir.G.Grakist en dr.ir.J.J.M.van Grinsven.

ir.P.K.Koster,
projectleider
Bilthoven, 11 april 1990

In het kader van het RIVM-project 'Gebiedsgerichte integratie' zijn de volgende rapporten verschenen:

- F. Klijn*, 1988: Milieubeheergebieden. Deel A: Indeling van Nederland in ecoregio's en ecodistricten; Deel B: Gevoeligheid van de ecodistricten voor verzuring, vermesting, verontreiniging en verdroging. CML-mededelingen 37/ RIVM-rapport 758702002

- F. Klijn* & P.K. Koster, 1988: Milieubeheergebieden ten behoeve van nationaal gebiedsgericht milieubeleid. RIVM-rapport 758702001

- P.J.A. van de Laak (SCMO-TNO), 1989: Basisdocumenten gebieden voor gebiedsgericht beleid. RIVM-rapport 758803001

- J. Latour, J.J. Hofstra en M.I. Nip*, 1990: Evaluatie van de AMOEBE van Rijkswaterstaat en de toepasbaarheid op terrestrische ecosystemen. RIVM-rapport 711901001

- F. Klijn*, J.B. Latour, M.I. Nip*, C.L.G. Groen* en Udo de Haes*, 1990: De milieukwaliteit van ecodistricten. Deel 1: ecologische normstelling en milieukwaliteitsbepaling. RIVM-rapport 751901002/ CML rapport 62.

- F. Klijn*, J.B. Latour, M.I. Nip*, H.A. Udo de Haes*, M.M.H.E. van den Berg* en J.J. Hofstra, 1990: De milieukwaliteit van ecodistricten. Deel 2: Methode en aanzet tot uitwerking. RIVM-rapport 751901003/ CML rapport 63.

- J.J. Hofstra (in voorber.): Toepassing van de AMOEBE-benadering op het Loosdrechtse Plassengebied. RIVM-rapport

Buiten het kader van het RIVM-onderzoek, maar wel nauw verbonden daarmee, is verschenen:

- F. Klijn* & A. Laansma* (in voorber.): Gebiedsgericht milieubeleid: theorie en praktijk en aanzet tot onderzoeksprogrammering. CML-rapport 61

* = CML

INHOUDSOPGAVE

WOORD VOORAF V

INHOUDSOPGAVE vii

SAMENVATTING xi

SUMMARY xviii

1 INLEIDING

1.1 Achtergrond 1
1.2 Probleemschets en doelstelling 2
1.3 Opzet van het rapport 4

2 MILIEUKWALITEIT

2.1 Milieukwaliteit vanuit milieukundige theorie 5
2.1.1 Het begrip milieukwaliteit 6
2.1.2 Milieukwaliteit in relatie tot functies 7
2.1.3 Milieukwaliteit als kwaliteit van ecosystemen 8
2.1.4 Milieuthema's als processen in ecosystemen 11
2.2 Milieukwaliteitsbepaling 13
2.2.1 Begripsbepaling: kwaliteitsparameter of indicator ? 14
2.2.2 De relatie tussen proces en structuur in ecosystemen 14
2.2.3 Abiotische of biotische parameters 15
2.3 Recente ontwikkelingen met betrekking tot kwaliteitsbepaling 17
2.4 Beleidskader: algemene en bijzondere milieukwaliteit 18
2.4.1 Relatie met kwaliteitsconcepten voor lucht-, water-, bodem- en natuurbeleid 19
2.4.2 Begrippenkader: grens- en streefwaarden, natuurlijke waarden 22
2.4.3 De betekenis van de begrippen in dit onderzoek 23

3 METHODE IN HOOFDLIJNEN

3.1 Inleiding 25
3.2 Elementen van de procedure 25
3.3 Streefbeelden 27
3.4 Selectie kwaliteitsparameters 27
3.5 Kwantificering 28

4 ASPECTEN VAN ECOLOGISCHE NORMSTELLING

4.1 Inleiding 29
4.2 Streefbeelden 29
4.2.1 Streefbeelden voor functievervulling 30

INHOUDSOPGAVE

4.2.2 Streefbeelden voor milieu-eigenschappen 31
4.3 Grens- en streefwaarden 35

5 KEUZE VAN KWALITEITSPARAMETERS

5.1 Inleiding 37
5.2 Criteria voor de keuze van kwaliteitsparameters 37
5.2.1 Beleidsrelevantie 37
5.2.2 Stuurbaarheid 38
5.2.3 Meetbaarheid 38
5.2.4 Aansprekendheid 39
5.3 Abiotische parameters 40
5.3.1 Abiotische parameters voor gebruiksfuncties 40
5.3.2 Abiotische parameters voor de natuurfunctie 41
5.4 Biotische parameters 42
5.4.1 Biotische parameters voor gebruiksfuncties 42
5.4.2 Biotische parameters voor de natuurfunctie 43

6 KWANTIFICERING VAN DE KWALITEITSPARAMETERS

6.1 Inleiding 47
6.2 Gegevensbehoefte 47
6.3 Beschikbare gegevens 50
6.4 Methode van kwantificering per ecodistrict(type) 51
6.4.1 Kwantificering van soortengroepen 51
6.4.2 Kwantificering van abiotische gegevens die in het veld bepaald worden 52
6.4.3 Kwantificering van ruimtelijke structuur 53
6.5 Stand van zaken 53

7 PRESENTATIE EN INTEGRATIE VAN DE RESULTATEN

7.1 Inleiding: methoden van presentatie 55
7.2 Basisgegevens in lijsten parameters 55
7.3 Grafische beleidspresentatie 57
7.4 Integratie tot één index 59

8 UITWERKING VOOR TWEE ECODISTRICTTYPEN

8.1 Inleiding 63
8.2 Voorbeelduitwerking voor ecodistricttype H5: Laagveengebied 63
8.2.1 AMK- en BMK-gebied 65
8.2.2 AMK-streefbeeld 66
8.2.3 BMK-streefbeeld 66
8.2.4 Keuze van parameters 67
8.3 Voorbeelduitwerking voor ecodistricttype Dl: Kalkrijke Duinen 71
8.3.1 BMK-streefbeeld 73
8.3.2 Keuze van parameters 74

9 NABESCHOUWING

9.1 Inleiding 77
9.2 Verdere activiteiten inzake milieukwaliteitsbepaling 77

LITERATUUR 79

BIJLAGE 1: Ecotopen-typologie 83

BIJLAGE 2: Overzicht beschikbare landsdekkende gegevensbestanden voor kwantificering en/of monitoring 89

BIJLAGE 3: Uitwerking Laagveengebied (Ecodistricttype H5) 93

BIJLAGE 4: Uitwerking Kalkrijke Duinen (Ecodistricttype Dl) 103

DE MILIEUKWALITEIT VAN ECODISTRICTEN

Samenvatting

Summary

SAMENVATTING

1 ACHTERGROND EN DOELSTELLING

Verbetering of bescherming van de milieukwaliteit vormen hoofddoelstellingen van het milieubeleid. Om te kunnen vaststellen of het geformuleerde milieubeleid effectief is, is het noodzakelijk over een meetlat en een normenstelsel (doelstellingen, getalsnonnen) te kunnen beschikken. Dit laatste impliceert dat er een duidelijk en onlosmakelijk verband is tussen milieukwaliteitsbepaling en ecologische normstelling.

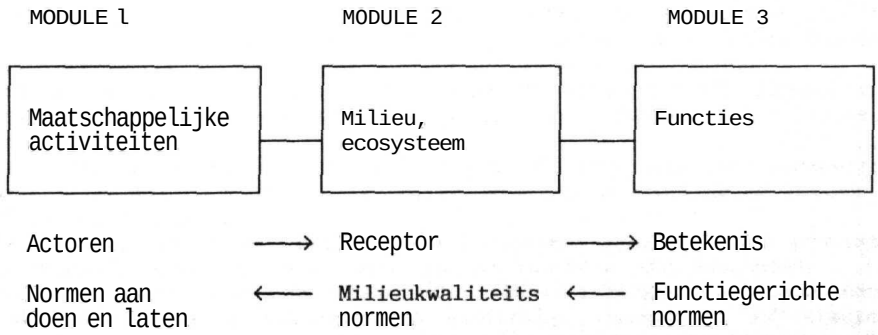
Tegen deze achtergrond is door het RIVM samenwerking gezocht met het CML om gezamenlijk het begrip milieukwaliteit te operationaliseren in het kader van 'gebiedsgerichte integratie'. De doelstelling voor het onderzoek is als volgt geformuleerd:

> Het ontwikkelen van een praktisch toepasbare methode om de milieukwaliteit te bepalen, voor zover nodig gedifferentieerd naar gebiedskenmerken (i.c. van ecodistricttypen) en functies.

De methode moest onder meer toepasbaar te zijn voor scenariostudies in het kader van de MilieuToekomstverkenningen (MTV) van het RIVM. Deze vormen de basis voor 'Zorgen voor Morgen 2'.

2 THEORETISCHE ACHTERGROND

Er wordt aangesloten bij een algemeen schema betreffende de interacties tussen maatschappij en milieu. Dit algemene milieukundige relatieschema bestaat uit drie modulen (FIGUUR 1).
De naar rechts lopende pijlen in het schema hebben betrekking op causale beïnvloedingen. De naar links lopende pijlen hebben betrekking op normatieve aspecten.



FIGUUR 1: Algemeen milieukundig relatieschema: causale keten (naar rechts) en normstellingsketen (naar links).

SAMENVATTING

Normen kunnen voortvloeien uit eisen met betrekking tot de functievervulling van een gebied: 'functiegerichte normen' (MODULE 3). Hieruit kunnen wensen of eisen ten aanzien van de milieukwaliteit worden afgeleid: 'milieukwaliteitsnormen' (MODULE 2). Uit de milieukwaliteitsnormen kunnen op hun beurt weer normen aan emissies worden gesteld, en in laatste instantie kunnen er normen worden gesteld met betrekking tot de activiteiten als zodanig: 'normen aan doen en laten' (MODULE 1).

In het kader van milieukwaliteitsbepaling is het noodzakelijk normatieve uitspraken ten aanzien van functievervulling te herleiden tot nonnen voor de milieukwaliteit. Deze milieukwaliteitsnormen zijn te begrijpen als een concretisering van de gewenste toestand van het milieu. Kwaliteitsbepaling heeft dan betrekking op een vergelijking van de feitelijke toestand met de gewenste toestand (Gezondheidsraad, 1984).

3 MILIEU ALS ECOSYSTEEM

Het fysieke milieu van de mens is in deze studie beschouwd als ecosysteem, waartoe zowel abiotische als biotische ecosysteemcomponenten behoren. Bij milieukwaliteitsbepaling gaat het om de kwaliteit van dit geheel.

Ecosystemen kunnen op verschillende schaalniveaus worden onderscheiden. Hier wordt aangesloten bij het hiërarchische classificatiestelsel van ecosystemen van Klijn (1988). In deze studie wordt uitgegaan van ecodistricten, die gekarteerd kunnen worden op een schaal 1: 500.000 tot 2.000.000. De te ontwikkelen methode van kwaliteitsbepaling kan in principe echter worden uitgewerkt en geoperationaliseerd voor ecosystemen op verschillende schaalniveaus, van wereldschaal (ecozones) tot locale schaal (ecotopen en eco-elementen).

Een volledige toestandsbeschrijving van ecosystemen is slechts mogelijk met gebruikmaking van een buitengewoon groot aantal parameters (zie bijvoorbeeld Gezondheidsraad, 1989). Om een praktisch bruikbare hoeveelheid parameters te verkrijgen, dienen keuzen gemaakt te worden.
Dit betreft een keuze tussen indicatoren of parameters in algemene zin, tussen proces- of structuurparameters, en tussen abiotische of biotische ecosysteemparameters.
Ten eerste wordt in dit onderzoek uitsluitend gesproken over parameters, omdat indicatoren alleen iets zeggen over een achterliggend proces en niets over potenties.
Ten tweede wordt alleen met structuurparameters gewerkt, omdat processen als veranderingen van structuurparameters kunnen worden beschouwd.
Tenslotte worden zowel abiotische als biotische parameters geselecteerd, omdat abiotische parameters zich gewoonlijk vooraan in effectketens bevinden, waardoor de relatie met de milieubeleidsthema's duidelijk is, terwijl biotische en abiotische hoge-orde-effectparameters vaak beter gerelateerd kunnen worden aan functies.

4 ALGEMENE EN BIJZONDERE MILIEUKWALITEIT

In het milieubeleid worden momenteel twee 'basale' kwaliteitsniveaus onderscheiden, namelijk de algemene milieukwaliteit (AMK) en 'de' bijzondere milieukwaliteit (BMK), die echter per functie kan verschillen in aard en/of strengheid van de normen. De begrippen hebben de volgende betekenis:

Algemene milieukwaliteit (AMK) (IMP-M 1986-1990): "een zodanige milieukwaliteit ... dat de gezondheid en het welbevinden van mensen en de instandhouding van dieren, planten, goederen en vormen van gebruik in algemene zin zijn gewaarborgd".
Bijzondere milieukwaliteit (BMK) voorziet in aanvullende of strengere kwaliteitseisen ter bescherming van gevoelige functies of kwetsbare cultuur- of natuurwaarden. Bijzondere kwaliteitseisen worden gesteld in gebieden met bijzondere levensgemeenschappen (natuurbehoud), waterwingebieden (drinkwaterwinning), recreatiegebieden (stiltegebieden).

In dit onderzoek wordt aangesloten bij deze begrippen. De omschrijving van AMK wordt daarbij als volgt geïnterpreteerd: 'het voortbestaan van planten en dieren is slechts mogelijk als van de respectievelijke soorten levensvatbare, dat wil zeggen voldoend grote, populaties aanwezig zijn'. Volgens deze interpretatie moeten de soorten niet alleen (potentieel) kunnen voorkomen, maar ook werkelijk (actueel) in voldoende abundantie voorkomen. Dit betekent dat het bestaan van monofunctionele AMK-gebieden principieel uitgesloten wordt geacht en dat overal in Nederland enige basisnatuur, verweven in andere functies, aanwezig moet zijn.
Onder BMK wordt in dit onderzoek alleen een BMK voor natuur verstaan, uitgaande van de idee dat alle gebruiksfuncties, inclusief grondwaterwinning, op den duur overal in Nederland, en dus in AMK-gebieden, moeten kunnen worden vervuld. Dit maakt het mogelijk BMK-gebieden te onderscheiden, die een bijzondere natuurwaarde hebben. BMK-gebieden kunnen nog wel gebruiksfuncties vervullen, zoals recreatie en visserij, mits deze niet strijdig zijn met de eisen van de natuur.
Als ondergrens voor het oppervlak van BMK-gebieden wordt hier tenminste 0.51 km^2 (afgerond 1 km^2) aangehouden. Kleinere snippers natuur worden tot het AMK-gebied gerekend.

5 PROCEDURE

De procedure bestaat steeds uit de volgende elementen:

1 Streefbeeld:
Schetsen van het streefbeeld per ecodistrictstype, c.q. per ecodistrict (gebied), onder te verdelen in enerzijds gewenste functies verhouding AMK/ BMK, en anderzijds de beschrijving van de gewenste milieueigenschappen.

2 Selectie kwaliteitsparameters:
Selectie kwaliteitsparameters, alsmede het vaststellen van de streefwaarde per parameter.

3 Kwantificering:
Verzamelen gegevens en kwantificering huidige waarden in relatie tot de streefwaarden

4 Presentatie:
Presenteren van de huidige milieukwaliteit in tabellen of figuren in relatie tot de streefwaarden.

6 STREEFBEELDEN

Het begrip streefbeeld wordt hier gebruikt om aan te geven wat de beleidsdoelstelling is voor een bepaald ecodistrictstype of ecodistrict. Omdat streefbeelden voor ecodistrict(typ)en niet of slechts gedeeltelijk voorhanden zijn, wordt hier een 'eigen' invulling gegeven, gebaseerd op diverse overheidsnota's. Daarbij wordt primair aangesloten bij de streefbeelden voor natuurontwikkelingsgebieden (Ministerie L & V, 1989) en die voor grote wateren (Ministerie V & W, 1989). Deze grote wateren vallen vrijwel geheel samen met ecodistricten.

Het opstellen van een streefbeeld impliceert allereerst een keuze inzake de gebruiksfuncties die het gebied nu en op termijn dient te vervullen. Vervolgens kan worden aangegeven welke delen van het ecodistrict(stype) AMK-gebied zijn en welke BMK-gebied. Tevens kan een percentage urbaan en industriegebied worden aangegeven.
Op grond van deze keuzen kan voor het ecodistrict(stype) het streefbeeld worden ingevuld voor zover het de milieueigenschappen betreft. Voor de meeste functies is het daarbij niet nodig te differentiëren naar ecodistrict(type). Waterwinning stelt immers overal dezelfde eisen aan de kwaliteit van het grondwater. Daarentegen is het voor de natuurfunctie cruciaal om per gebiedstype te differentiëren in termen van gewenste kenmerkende planten- en dierengemeenschappen.

Een belangrijke vraag is nu welke natuur in zowel AMK als BMK gedeelten aanwezig moet zijn. Om dit te kunnen expliciteren is er in dit project voor gekozen om van toekomstbeelden uit te gaan. De invulling van deze (toekomst)streefbeelden is gebaseerd op:
- de vroegere toestand (literatuur- en kaartanalyse)
- de wensen vanuit verschillende beleidssectoren, met nadruk op het natuurbeleid (Nota Natuurontwikkeling, Natuurbeleidsplan) voor de BMK-natuurgebieden;
- het huidige en het in de toekomst te verwachten gebruik (onder meer 4e Nota Ruimtelijke Ordening, Notitie Ruimtelijke Perspectieven) voor de AMK-gebieden;
- transversaal onderzoek (vergelijking met soortgelijke gebieden elders in de 'wereld', met name Noordwest Europa);
- deskundigenoordeel van het projectteam.

Door de streefbeelden zeer specifiek te beschrijven wordt geleidelijk de overstap gemaakt naar kwaliteitsparameters. Voor de afzonderlijke kwaliteitsparameters kunnen vervolgens streefwaarden worden aangegeven als concretisering van de, overwegend kwalitatieve, streefbeelden.

7 SELECTIE KWALITEITSPARAMETERS

Bij de keuze van kwaliteitsparameters zijn de volgende vier criteria van belang:

1 Beleidsrelevantie (relevant voor functies)
2 Stuurbaarheid (relatie met milieuthema's)
3 Meetbaarheid (detecteerbaarheid, kwantificeerbaarheid)
4 Aansprekendheid

Er worden abiotische en biotische parameters geselecteerd, voor zowel gebruiksfuncties als de natuurfunctie.

Abiotische parameters zijn relevant voor zowel gebruiksfuncties als de natuur. Voor de natuur zijn ze van belang, omdat ze informatie geven over de potenties voor het voorkomen van levensgemeenschappen. Een tweede reden om abiotische parameters te selecteren is dat ze eerder op ingrepen reageren dan de 'afhankelijke' biotische parameters.

Ook biotische parameters zijn relevant voor zowel verschillende gebruiksfuncties als de natuurfunctie. Omdat individuele soorten het nadeel hebben dat ze gevoelig zijn voor eventualiteiten en/of natuurlijke fluctuaties is gekozen voor soortengroepen als biotische parameters.
Soortengroepen worden samengesteld uit soorten van eenzelfde standplaats (planten) of habitat (dieren). De soortengroepen voor de flora worden geselecteerd op basis van het ecotopensysteem {Stevers et al, 1987; Runhaar et al, 1987). Voor de fauna wordt uitgegaan van een globale notie van mogelijke habitats waarin diersoorten zijn gegroepeerd die min of meer afhankelijk zijn van dezelfde habitatfactoren.
Aanvullend worden ruimtelijke structuurparameters geselecteerd, zoals 'percentage met kroos bedekte sloten' of 'lengte houtwallen per oppervlakte'. Evenals abiotische ruimtelijke structuurparameters geven zij informatie over de potenties voor het voorkomen van levensgemeenschappen.

8 KWANTIFICERING

Als de milieukwaliteitsparameters gekozen zijn, kan begonnen worden met het verzamelen van gegevens over deze parameters. Daarbij kunnen twee doelen worden onderscheiden: het eenmalig bepalen van de huidige milieukwaliteit met behulp van bestaande inventarisaties, en het monitoren van de milieukwaliteit met behulp van meetnetten.

Bestaande inventarisaties en meetnetten zijn geëvalueerd op hun toepasbaarheid voor kwantificering van de geselecteerde kwaliteitsparameters. De indruk bestaat dat het mogelijk is op basis hiervan tot een eerste kwantificering te komen.
Bij de uitwerking van de proefgebieden is het echter nog niet tot een feitelijke kwantificering van de parameters gekomen. Daarom zijn sommige keuzes over de wijze van kwantificeren nog niet definitief. Aan de kwantificering zal in vervolgonderzoek een hoge prioriteit moeten worden gegeven.

9 PRESENTATIE

In dit rapport zijn verschillende wijzen van presentatie gevolgd, afhankelijk van de doelgroep:

1 informatie over de afzonderlijke meetvariabelen: afzonderlijke soorten, afzonderlijke stoffen, en dergelijke;
2 informatie over de geselecteerde milieukwaliteitsparameters: soortengroepen dieren, soortengroepen planten, groepen stoffen;
3 een grafische presentatie vooral ten behoeve van het (gebiedsgerichte) milieubeleid.

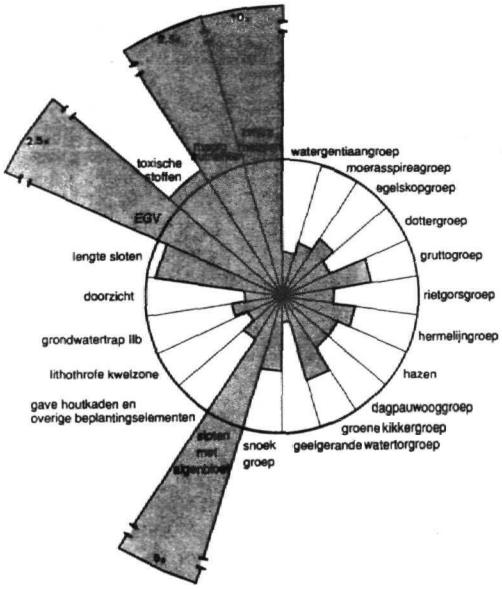
Voor de grafische presentatie lijkt op dit moment een AMOEBE-achtige vorm, naar Ten Brink & Hosper (1989), een bruikbare en in ieder geval aansprekende presentatievorm. Vanwege bezwaren tegen het gebruik van een 'grafiek' (verbinding van punten met een lijn) is echter gekozen voor een versie op basis van histogrammen (FIGUREN 2 en 3). Een tweede afwijking is dat de cirkel de streefwaarde en geen natuurlijke referentie betreft. Positieve en negatieve afwijkingen kunnen dan ook zowel buiten als binnen de cirkel vallen. Om het verschil in positief en negatief aan te geven is, wederom in afwijking van Ten Brink & Hosper (1989) een positieve afwijking wit gelaten, maar een negatieve met een grijs raster aangegeven.
Er zijn aparte AMOEBES voor het AMK-deel en BMK-delen binnen een ecodistrict(type), omdat voor beide ook andere parameters zijn gekozen.

10 EERSTE AANZET TOT UITWERKING VOOR TWEE ECODISTRICTTYPEN

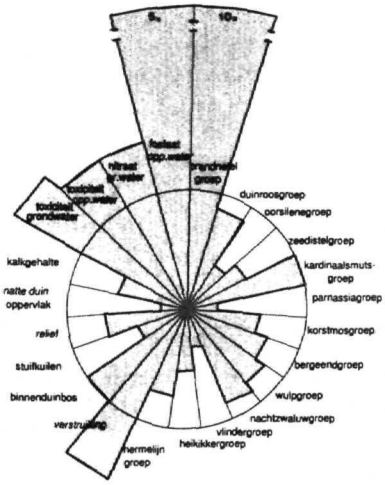
Er zijn twee voorbeelden uitgewerkt, overeenkomstig de besproken procedure. Er zijn nog geen streefwaarden per parameter vastgesteld, noch is tot kwantificering overgegaan. Wel is een tentatieve invulling gegeven van de huidige milieukwaliteit op basis van 'expert judgement'. Deze tentatieve invulling dient om discussie over streefbeelden en streefwaarden op gang te brengen.

De voorbeelden betreffen respectievelijk ecodistricttype H5, het Laagveengebied, en ecodistricttype D1, de Kalkrijke Duinen. Deze gebieden zijn zeer verschillend qua gevoeligheid voor milieuthema's, ze vervullen zeer verschillende functies (H5 is overwegend AMK en D1 overwegend BMK), en tenslotte zijn beide ecodistricttypen volgens het NMP van nationaal en internationaal belang vanwege hun natuurwaarde (Ministerie VROM, 1989).

In FIGUUR 2 is de AMK-amoebe voor het laagveengebied gepresenteerd. Voor een opsomming van alle parameters inclusief de geselecteerde soorten wordt verwezen naar BIJLAGE 3.
FIGUUR 3 geeft de tentatief ingevulde BMK-amoebe voor de kalkrijke duinen. Een opsomming van de parameters voor dit gebied, inclusief de soorten, is te vinden in BIJLAGE 4.



FIGUUR 2: Tentatief ingevulde amoebe voor het AMK-deel van ecodistrict-type H5: Laagveengebied.



FIGUUR 3: Tentatief ingevulde BMK-amoebe voor de kalkrijke duinen (ecodistricttype D1).

SUMMARY

1 BACKGROUND AND PURPOSE OF THE PROJECT

The protection and amelioration of environmental quality is the main purpose of environmental policy, within the context of sustainable use of the environment. In order to evaluate environmental policy and management, a measuring instrument as well as a standard for environmental quality are needed. Thus, environmental quality assessment and ecological standard-setting are closely linked.

In prespective of the above, the National institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) approached the Centre for Environmnetal Studies of Leiden University (CML) to develope a method to assess environmental quality in a joint effort. This study is part of a larger project on 'regional integration'. The aim of this particular study is:

To develop a comprehensive method of environmental quality assessment, specific for regional ecological characteristics (i.e. of ecodistrict types) and various land use functions.

The method should be applicable for scenario studies needed for the preparation of the State of the Environment Documents ('Concern for Tomorrow 2' and further) of the RIVM.

2 THEORETICAL BACKGROUND

There will be refered to a general model concerning the interactions between human society and environment. This general model consists of three modules (FIGURE 1).
The arrows directed to the right concern causal physical influences. Those directed to the left concern normative aspects.

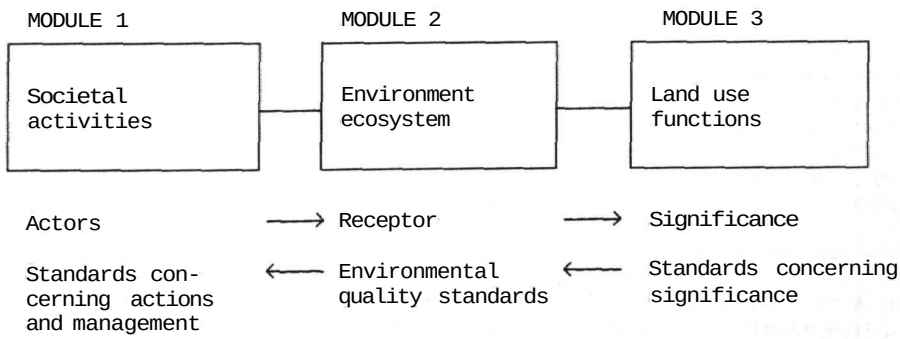


FIGURE 1: General model on society-environment relations, showing a causal chain and a normative chain.

SUMMARY

Standards result from demands concerning the significance of a region for land use functions: 'standards concerning significance' (MODULE 3). From these, demands can be derived concerning environmental quality: 'environmental quality standards' (MODULE 2). In their turn, standards concerning emissions, actions and management can be derived from these environmental quality standards: 'standards concerning actions and management' (MODULE 1).

In environmental quality assessment, aims and purposes concerning land use functions in specific regions must be taken as starting points to derive environmental quality standards. The latter can be understood as a specification of the desired state of the environment. Thus, quality assessment is merely a comparison of the actual state with the desired state of the environment (Gezondheidsraad, 1984).

3 THE PHYSICAL ENVIRONMENT AS ECOSYSTEM

In this study, the physical environment of man is considered as an ecosystem, comprising both abiotic and biotic ecosystem components. Environmental quality assessment is concerned with the quality of all these components as wel as their interrelations.

Ecosystems can be defined at various spatail scales. In this study the hierarchical classification scheme of Klijn (1988) is used. Of the various spatial scale levels, defined by Klijn, the ecodistrict level is taken as a basis for this study. Ecodistricts can be mapped at scales of about 1: 500.000 to 1: 2.000.000 with geological, geomorphological and hydrological characteristics as mapping characteristics.
The developed method for environmental quality assessment, however, can be elaborated for ecosystems at different spatial scales, from global (ecozones) to local (ecotopes or eco-elements).

A complete description of the state of ecosystems is possible only by using an immense number of parameters (e.g. Gezondheidsraad, 1989). In order to achieve a comprehensive set of parameters, some important decisions have to be made. These concern a choice between indicators or parameters in a more general meaning, between process and structure parameters, and between abiotic and biotic ecosystem parameters.
Firstly, it has been decided to use parameters, because indicators are supposed to give information on processes causing their occurrence only, and not on potentials.
Secondly, only structure parameters have been used, since processes are recognised as changes in the value of structure parameters.
Finally, both abiotic and biotic parameters have been selected, because most abiotic parameters can be found in the beginning of effect-chains, and hence react very early on the themes of environmental policy, such as acidification or eutrophication. Biotic and some abiotic parameters, on the contrary, are found at the end of such effect-chains, but at the same time have a closer relation to land use functions, such as soil fertility in relation to agricultural production or wildfowl in relation to recreation.

4 GENERAL AND SPECIFIC ENVIRONMENTAL QUALITY LEVELS

Nowadays, two basic quality levels are recognised in environmental policy, viz. general environmental quality (GEQ: AMK in Dutch) and specific environmental quality (SEQ: BMK in Dutch), the latter of which may vary in character or stringency of standards. The two concepts have the following meaning:

General environmental quality (GEQ) (IMP-M 1986-1990): ' such a quality of the environment .... that in general the health and well-being of man, as well as the preservation of wildlife (animals and plants), goods and land use types are safeguarded'.
Specific environmental quality (SEQ) provides additional or more stringent quality demands for the preservation of susceptible land use types or vulnerable culture or nature values. Specific quality demands are formulated for areas with valuable plant or animal communities (nature conservation), drinking water exploitation, or recreation.

In this research project these concepts have been used as guidelines. The description of GEQ, however, has been interpreted interpreted in the following way: 'the safeguarding of the preservation of plants and animals can only be achieved when viable populations of the various species are actually present'. According to this interpretation not only demands as to habitat or site conditions should be met (potential), but also the species themselves ought to be present in adequate abundance.
This implies that, in principle, no mono-functional land can exist, and, in addition, that some basic nature must be present anywhere in The Netherlands, interwoven with other land use functions.

In this study, SEQ is defined only for nature conservation as specific function. This is based on the opinion that, in the end, all relevant land use functions ought to be possible in GEQ-areas, including groundwater exploitation for public water supply. This allows for the distinction of SEQ-areas with specific nature value. Such SEQ-areas may fulfill other land use functions, such as recreation or fisheries, provided that these do not conflict with the demands of nature conservation.
As a minimum size for SEQ-areas 0.51 km^2 (rounded 1 km^2) is decided upon. Small patches of 'nature' are considered to be an integral part of the GEQ-area.

5 PROCEDURE

The procedure of quality assessment consists of the following elements:

1 Policy objective:
The desciption of the general policy objectives concerning the area, to be divided in the desired land use functions and the balance between GEQ and SEQ on the one hand, and the desired environmental characteristics on the other.
2 Selection of quality parameters:

Selection of parameters which describe the desired environmental characteristics, as well as defining the value aimed at for each parameter ('target-standards').

3 Quantifying:
Gathering of data and defining the present value of all parameters as compared to the 'target-standards'.

4 Presentation:
Presenting the present environmental quality in relation to the the 'target-standards' in tabels or figures.

6 POLICY OBJECTIVES

The concept of 'policy objective' is used in this context to explicit the objectives, goals or aims for a specific ecodistrict or ecodistrict type. Because such region-oriented 'policy objectives' are lacking or very vague, it is attempted to define these 'ourselves', based on policy documents of various gouvernmental agencies and departments. Especially, the policy documents on 'nature development areas' (Ministry of Agriculture and Fisheries, 1989) and on large water areas (Ministry of Traffic and Public Works, 1989) are referred to. The large water areas roughly coincide with ecodistricts, which is an advantage.

In defining the 'policy objective', firstly, it has to be decided what land use functions are desired in a certain area, both at present and in future. Secondly, it may be decided which parts of an ecodistrict (type) are due as GEQ-area and which as SEQ-area. Moreover, the (maximum) percentage of urban and industrial area can be decided upon.
Based on these decisions, the 'policy objective' can be explicited in terms of desired environmental (ecological) characteristics. For most land use types no differentiation is needed for various ecodistrict types. Public water supply, for instance, has the same demands as to the quality of the resource (groundwater or surface water) everywhere. On the contrary, for nature conservation it is essential to differentiate for regional differences in terms of desired plant and animal communities.

Now, it is important to decide on species or the kind of communities which should be present in both GEQ- and SEQ-areas. In this study, it was decided to base this decision on a 'reference in future'. Such a 'future reference policy objective' has been defined on the basis of:

- the state of the environment in the past (derived from literature and old maps);
- the demands from various policy sectors, especially nature conservation and development policy for the SEQ-areas (Nature Policy Plan);
- the present and expected land use for the GEQ-areas (from the 4th National Physical Planning Policy Plan);
- transversal comparison with other regions, especially within Northwestern Europe;
- expert judgement (educated guessing) of the research-team.

By defining the 'policy objectives' in as concrete terms as possible, a gentle transition towards selecting individual quality parameters is achieved. For these individual quality parameters 'target-standards'

should be set as an operationalisation of the, predominantly qualitative, 'policy objectives'.

7 SELECTION OF QUALITY PARAMETERS

In selecting the quality parameters, the following four criteria hav ebeen used:

1 Relevance for environmental policy (i.e. land use functions)
2 Predictability (relation with the themes of environmental policy, such as acidification or eutrophication)
3 Measureability
4 Appeal

Both abiotic and biotic ecosystem parameters have been selected, for both land use functions and nature conservation.

For nature conservation abiotic parameters are important because they provide the potential for plant and animal communities. Secondly, abiotic parameters show earlier reactions to actions and/or management than 'dependent' biotic parameters.

Biotic parameters are considered relevant for both various land use functions and nature conservation, also. It has been decided to use groups of species as parameters because of too large a sensitivity of individual species to contingencies and/or ordinary population size fluctuations. Such species groups are formed with species occurring at the same site (plants) or in the same habitat (animals).
For the grouping of plant species the 'ecotope-typology' of the Centre for Environmental Studies (Stevers et al, 1987; Runhaar et al. 1987) has been used. For the grouping of animal species a general habitat typology has been applied.
In addition, spatial structure parameters have been selected, such as 'percentage of ditches covered with duckweed' or 'lenght of hedges per standard surface'. Just like abiotic spatial structure parameters they provide information on the potential for plant and animal communities.

8 QUANTIFYING

As soon as the quality parameters have been selected, data collection can start. In this context, two goals can be distinguished: the single quantifying of the present environmental quality based on existing inventories, and the monitoring of environmental quality by means of a monitoring network.

Existing inventories and monitoring networks have been assessed as to their applicability in quantifying the selected parameters. A first impression suggests that sufficient data can be retrieved for a preliminary single quantification.
In this study, however, no quantification has been carried out yet, however. Therefore, the method of quantifying is not définit either. This subject will need due attention in follow-up studies.

9 PRESENTATION

In this report various alternative presentation forms have been used, focussed on various target readerships:

1 information on single characteristics: single species, single toxic substances, and others;
2 information on the selected quality parameters; species groups of plants and animals, groups of toxic substances;
3 a graphic presentation, especially for (region-oriented) environmental policy.

For the graphic presentation a circular diagram, as designed in the AMOEBE-approach (Ten Brink & Hosper, 1989), appears a practicable and appealing figure. However, some alternative solutions have been decided upon in details. These concern, firstly, a sector-graph instead of a line-graph (FIGURES 3 and 4). secondly, putting the target-standard on the circle instead of the natural reference value. Positive and negative deviations of the target-standard can occur both inside and outside the circle, depending on the character of the quality parameter. In order to be able to distinguish between positive and negative deviations, the positive ones are left white, while negative deviations of the target-standard are coloured grey.

Seperate graphs (amoebes) have been drawn for the GEQ- and SEQ-areas within an ecodistrict (type), since also different parameters have been selected for the two.

10 FIRST ATTEMPT TO ASSESS THE ENVIRONMENTAL QUALITY OF TWO ECODISTRICT TYPES

Two examples have been taken to try the method, according to the presented procedure. No 'target-standards' have been defined yet, nor have the present values of the parameters been determined. Instead, in this stage of the project, a tentative quality judgement has been given based on educated guessing. This is meant merely to evoke discussion on 'policy objectives' and 'target-standards'.

The examples concern ecodistrict type H5, the Lowland Peat area, and ecodistrict type D1, the Calcareous Coastal Dunes. These ecodistrict types differ largely in their susceptibility to environmental problems, they fulfill different land use functions (H5 is predominantly GEQ and Dl predominantly SEQ), and finally, according to the National Environmental Policy Plan (Ministry of Public Housing, Physical Planning, and Environment, 1989) both ecodistrict types are of national and international significance because of their nature value.
In FIGURE 2 the GEQ-amoebe for the Lowland Peat area is presented. FIGURE 3 shows the SEQ-amoebe for the Calcareous Coastal Dunes.

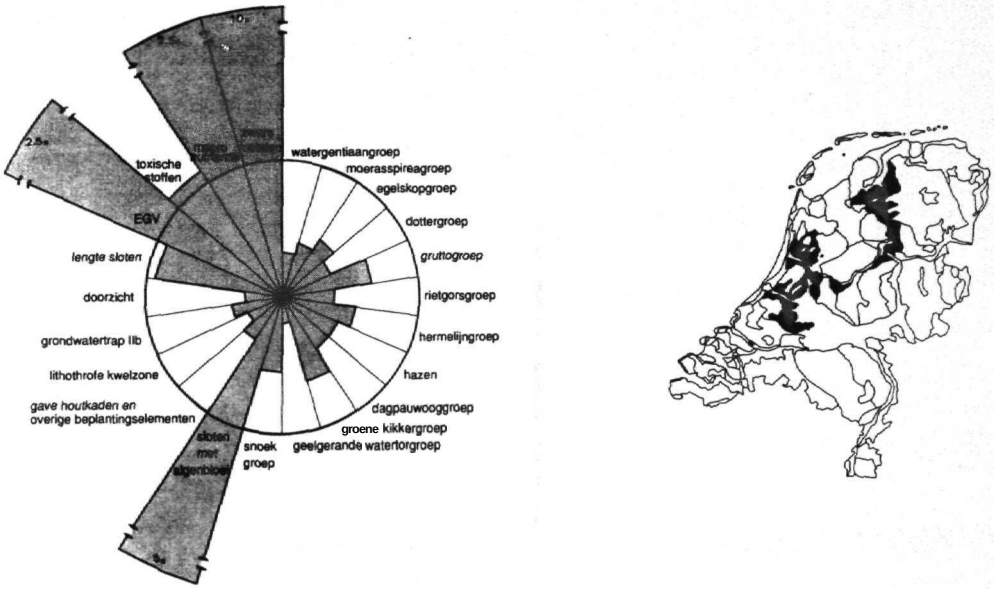


FIGURE 2: Tentative quality judgement for the GEQ-part of ecodistrict type H5: the Lowland Peat area.

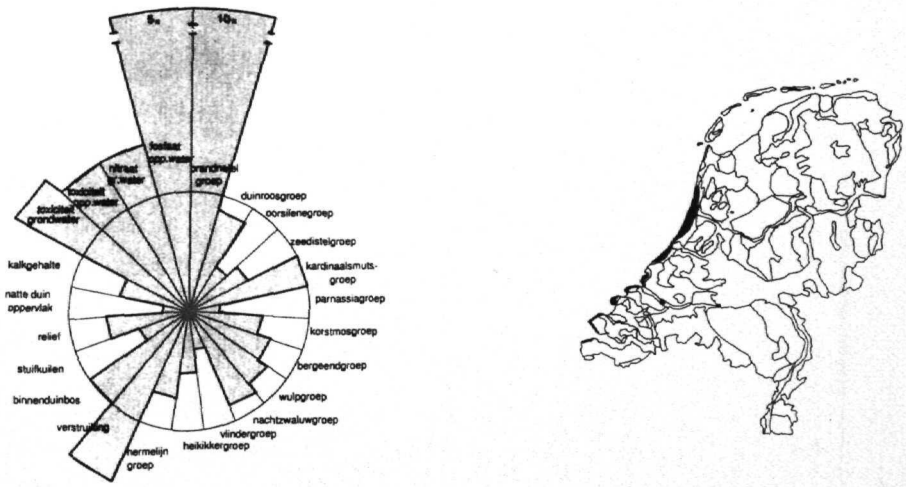


FIGURE 3: Tentative quality judgement for the SEQ-part of ecodistrict type D1: the Calcareous Coastal Dunes.

DE MILIEUKWALITEIT VAN ECODISTRICTEN

METHODE EN AANZET TOT UITWERKING

HOOFDSTUK 1: INLEIDING

1.1 Achtergrond

In 1989 is het Nationaal Milieubeleidsplan (NMP; Ministerie VROM, 1989) uitgebracht. Dit beleidsstuk is voor een groot deel gebaseerd op 'Zorgen voor Morgen' (RIVM, 1988) dat hierbij het wetenschappelijk achtergronddocument vormt. Twee belangrijke concepten uit dit rapport en uit het NMP, namelijk 'duurzaamheid' en 'milieukwaliteit', bevonden zich bij het uitkomen van de documenten nog in de fase van 'strategische concepten'. Hiermee wordt bedoeld dat beide concepten weliswaar van groot belang zijn als uitgangspunten, c.q. doelstellingen voor het beleid, maar dat ze nog nauwelijks geconcretiseerd zijn.

Momenteel wordt door het Instituut voor Milieuvraagstukken van de Vrije Universiteit Amsterdam (IvM-VUA) in opdracht van het RIVM een studie verricht naar het operationaliseren van het begrip duurzaamheid met behulp van indicatoren. Op een recente workshop over duurzaamheid (IvM in samenwerking met RIVM) werd door Opschoor & Reijnders (1989) naar voren gebracht dat indicatoren voor 'duurzaamheid' in het milieubeleid gezocht zouden moeten worden op de volgende drie terreinen binnen de relatie maatschappij-milieu:
- vervuiling, c.q kwaliteit van water, bodem en lucht;
- hulpbronnen: (a) niet-vernieuwbare en (b) vernieuwbare;
- biologische diversiteit

Daarbij is gesteld (Udo de Haes et al, in druk), dat het bij duurzaamheid gaat om enerzijds een duurzaam gebruik van het milieu door de mens, en anderzijds een duurzame kwaliteit van het milieu. Dit heeft geleid tot de conclusie dat duurzaamheidsindicatoren betrekking zouden moeten hebben op enerzijds 'milieudruk', waartoe emissies en hulpbronnenexploitatie behoren, en anderzijds milieukwaliteit. De begrippen duurzaamheid en milieukwaliteit zijn dan ook sterk met elkaar verweven, waarbij duurzaamheid vooral op tijdsaspecten betrekking heeft terwijl kwaliteit de toestand betreft.

Verbetering of bescherming van de milieukwaliteit vormen hoofddoelstellingen van het milieubeleid (Ministerie VROM, 1989). Het is daarom belangrijk de doelstellingen ten aanzien van de te bereiken of nagestreefde milieukwaliteit expliciet te maken, en tevens om de huidige milieukwaliteit in beeld te brengen.
Tegen deze achtergrond is door het RIVM samenwerking gezocht met het CML om gezamenlijk dit begrip milieukwaliteit te operationaliseren. Een opdracht is verleend in het kader van 'gebiedsgerichte integratie', zoals deze tot uiting komt in hoofdstuk 8 van 'Zorgen voor Morgen' (RIVM, 1988). Mede om die reden wordt aangesloten bij de daarvoor ontwikkelde ecologische gebiedsindeling in ecodistricten (Klijn, 1988; Klijn & Koster 1988).
In ditzelfde kader van 'gebiedsgerichte integratie' is tevens een studie gemaakt van een recente ontwikkeling op het gebied van milieukwaliteitsbepaling vanuit een ecosysteembenadering, namelijk de AMOEBE-benadering van Rijkswaterstaat (Ten Brink & Hosper, 1989). Die studie had ten doel na te gaan in hoeverre de AMOEBE-benadering ook voor terrestrische

ecosystemen toepasbaar zou kunnen zijn (Hofstra, Latour & Nip, 1990). Het onderhavige rapport bouwt voort op de bevindingen van die studie.

De te ontwikkelen methode om de milieukwaliteit van ecodistricten te bepalen diende tevens toepasbaar te zijn voor scenariostudies in het kader van de MilieuToekomstVerkenningen (MTV) van het RIVM. Deze milieu-toekomstverkenningen vormen de basis voor 'Zorgen voor Morgen 2'. De precieze doelstelling van dit onderzoek komt hieronder aan de orde.

1.2 Probleemschets en doelstelling

Milieukwaliteit kan zowel de betekenis hebben van 'toestand van het milieu' in objectieve termen, als van 'beoordeelde toestand van het milieu, dat wil zeggen in normatieve termen. Hier wordt de benadering van de Gezondheidsraad gevolgd, die milieukwaliteit normatief invult.
De milieukwaliteit kan dan worden uitgedrukt als de mate waarin het milieu aan de door de maatschappij gestelde eisen voldoet. Het betreft daarbij eisen die voortvloeien uit doelstellingen ten aanzien van gezondheid en welbevinden mens, welvaartsaspecten en intrinsieke cultuur-, natuur- en landschapswaarden.
Operationaliseren van het begrip milieukwaliteit vereist beantwoording van de volgende vragen:

- Welke doelstelling en/of norm moet worden aangelegd met betrekking tot de toestand van het milieu?
- Hoe is de huidige toestand van het milieu in objectieve termen, dat wil zeggen in meetbare grootheden?
- Wat is dan de milieukwaliteit, uitgedrukt als mate van overeenkomst tussen werkelijke toestand en doelstelling ten aanzien van de toestand?
- Hoe, dat wil zeggen met welke maatregelen en instrumenten, bereiken wij de gewenste milieukwaliteit?

De laatste vraag richt zich specifiek op de inhoud van het milieubeleid en zal hier verder niet aan de orde worden gesteld.
Het is echter wel van belang te kunnen vaststellen of het geformuleerde beleid effectief is. Daartoe is noodzakelijk de actuele toestand op ieder tijdstip te kunnen relateren aan de gewenste toestand. Het is dus noodzakelijk over een meetlat en een normenstelsel (doelstellingen, getalsnormen) te kunnen beschikken. Dit laatste impliceert dat er een duidelijk en onlosmakelijk verband is tussen milieukwaliteitsbepaling en ecologische normstelling.

Er bestaan reeds vele normenstelsels om de kwaliteit van afzonderlijke milieucomponenten aan te relateren, zoals voor water (CUWVO, 1988; Toorenbeek, 1988), voor bodem (Rijkswaterstaat, 1985; VTCB, 1986), voor lucht of voor geluid. Deze normenkaders zijn deels nog diep geworteld in de componentsgewijze aanpak die enkele jaren geleden centraal stond, maar vooral in het waterbeleid is een ecosysteembenadering al ver uitgewerkt. Dit uit zich in stelsels van ecologische normstelling (CUWVO, 1988; Gezondheidsraad, 1989) en in daar deels bij aansluitende methoden van

milieukwaliteitsbepaling, zoals de AMOEBE-benadering van Rijkswaterstaat (Ten Brink & Hosper, 1989).
Daarnaast zijn er kaders om de milieukwaliteit te bepalen voor afzonderlijke gebruiksfuncties, zoals normen voor zwemwater, ruwwater voor drinkwaterbereiding, of schelpdierwater.

Uit dit globale overzicht blijkt dat voor een integrale beoordeling van 'milieukwaliteit' van vooral terrestrische gebieden of ecosystemen nog nauwelijks instrumentarium voorhanden is. Voor aquatische gebieden of ecosystemen zijn wel diverse instrumenten uitgewerkt (Ten Brink & Hosper, 1989). In dit rapport wordt bij de daar gevolgde AMOEBE-benadering aangesloten.

Milieukwaliteit moet altijd gerelateerd worden aan de volgende invalshoeken:

1 Doelstelling ten aanzien van functies van gebieden; niet alles hoeft overal te zijn/ kunnen
2 Gebiedskenmerken: niet alles is/ kan overal

ad 1:
De functies van het gebied zijn bepalend voor de wensen die ten aanzien van de milieukwaliteit kunnen gelden.

- Voor bos- en natuurgebieden kunnen strengere eisen nodig zijn ten aanzien van bodem-pH en voedingsstoffenbeschikbaarheid dan voor landbouwgebieden waar bemesting en onderhoudsbekalking plaatsvindt.
- Voor natuur- en waterwingebieden kunnen strengere eisen nodig zijn voor fosfaat- en nitraatgehalte van het grondwater dan voor landbouwgebieden.

ad 2:
De eigenschappen van gebieden zijn van belang voor het vaststellen van de natuurlijke waarden; deze kunnen immers sterk verschillen per gebied. Voorbeelden zijn:

- Hoogveengebieden kennen van nature een lagere pH (zuurder) dan kleigebieden
- (Voormalige) sedimentatiegebieden met hoge kleigehalten kennen van nature hogere gehalten aan zware metalen
- Stromende wateren kennen vaak een geringer doorzicht dan stagnante wateren
- Voedselrijke gebieden kennen van nature hogere algenconcentraties dan zure voedselarme gebieden

Op basis van de hierboven gegeven probleemschets is de doelstelling voor het onderzoek als volgt geformuleerd:

Het ontwikkelen van een praktisch toepasbare methode om de milieukwaliteit te bepalen, voor zover nodig gedifferentieerd naar gebiedskenmerken (i.c. van ecodistrictypen) en functies.

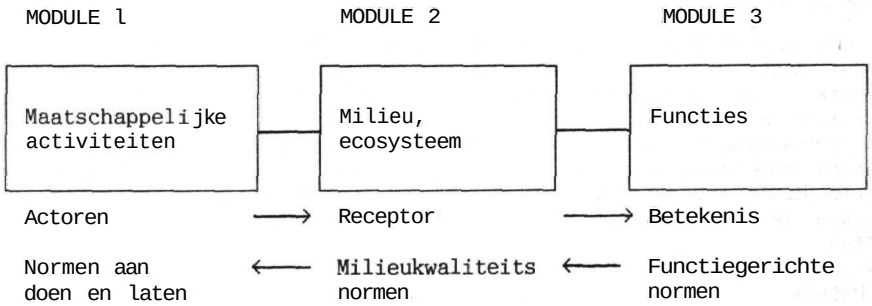
1.3 Opzet van het rapport

Na dit inleidende hoofdstuk wordt in HOOFDSTUK 2 allereerst ingegaan op de milieukundige theorie achter kwaliteitsbepaling. Tevens wordt ingegaan op het beleidskader waarbinnen het onderzoek plaatsvindt.
In HOOFDSTUK 3 wordt de methode in hoofdlijnen geschetst. Dit gaat in de vorm van een stapsgewijze aanpak.
HOOFDSTUK 4 gaat over de normatieve aspecten, die samenhangen met de definiëring van streefbeelden en streefwaarden. Deze vormen de norm waarmee de feitelijke toestand van het milieu wordt vergeleken.
HOOFDSTUK 5 betreft de procedure voor het kiezen van kwaliteitsparameters, waarbij zowel abiotische als biotische parameters aan de orde komen. Hierbij wordt uitgegaan van een reeks criteria voor het kiezen van kwaliteitsparameters.
In HOOFDSTUK 6 wordt ingegaan op het verzamelen van gegevens, voorzover die nodig zijn voor het kwantificeren van de gekozen kwaliteitsparameters. Dit geldt ten aanzien van zowel het kwantificeren van de streefwaarden als voor de actuele toestand. Tevens wordt kort ingegaan op de mogelijkheden tot landsdekkende monitoring.
HOOFDSTUK 7 is gewijd aan de presentatie van resultaten op verschillende niveaus van ingewikkeldheid en op verschillende aggregatieniveaus.
In HOOFDSTUK 8 volgt de uitwerking voor een tweetal ecodistricttypen, namelijk het Laagveengebied (H5) en de Kalkrijke Duinen (D2). Op deze twee voorbeelden wordt uitgebreider ingegaan in BIJLAGEN l en 2.
HOOFDSTUK 9 tenslotte geeft een aantal aanbevelingen voor verder onderzoek en uitwerking van de methode.

HOOFDSTUK 2: MILIEUKWALITEIT

2.1 Milieukwaliteit vanuit milieukundige theorie

Als kader voor een goed begrip van milieuproblemen kan aangesloten worden bij een algemeen schema betreffende de interacties tussen maatschappij en milieu. Dit algemene milieukundige relatieschema bestaat uit drie modulen (FIGUUR 2.1).
Het schema geeft de relatie weer tussen de oorzaken van milieuproblemen, zoals die voortvloeien uit maatschappelijke activiteiten (MODULE 1), en de effecten op het milieu in de vorm van veranderingen in ecosystemen (MODULE 2). Deze relatie wordt weergegeven door de eerste pijl in FIGUUR 2.1.
Het schema geeft eveneens aan hoe de eigenschappen van het ecosysteem (MODULE 2), weer invloed uitoefenen op de mogelijke functies die het milieu voor de mens heeft (MODULE 3). Dit betreft in feite de omgekeerde relatie van milieu naar maatschappij. Deze relatie wordt weergegeven door de tweede pijl in FIGUUR 2.1.



FIGUUR 2.1: Algemeen milieukundig relatieschema: causale keten en normstellingsketen.

De naar rechts lopende pijlen in het schema hebben betrekking op causale beinvloedingen. In omgekeerde richting kunnen echter ook pijlen worden getekend, die dan betrekking hebben op normatieve aspecten.

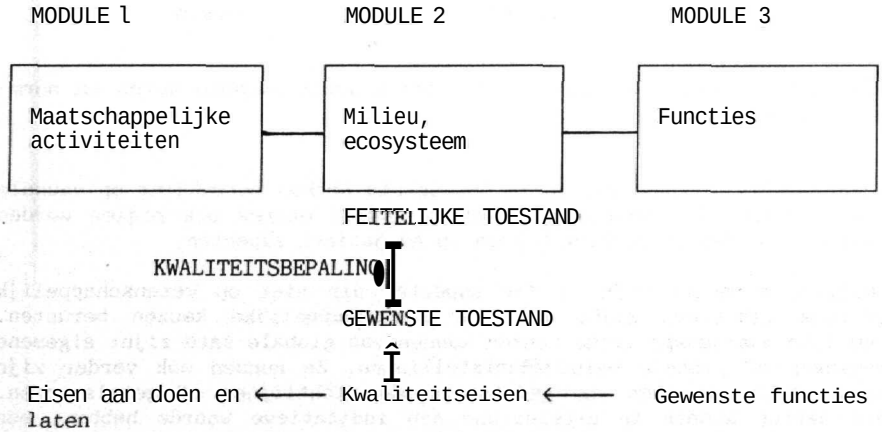
Normatieve aspecten zijn al die aspecten die niet op wetenschappelijk onderzoek gebaseerd zijn, maar op maatschappelijke keuzen berusten. Dergelijke maatschappelijke keuzen kunnen van globale aard zijn: algemene strevingen of globale beleidsdoelstellingen. Ze kunnen ook verder zijn uitgewerkt in de vorm van gedetailleerde richtlijnen of getalsnormen. Dwars daarop kunnen ze uitsluitend een indicatieve waarde hebben, een advieswaarde van een gerenommeerde instantie betreffen of wettelijk zijn vastgelegd. In alle gevallen is er sprake van 'normen' ofwel normatieve uitspraken.

Normen kunnen voortvloeien uit eisen met betrekking tot de functievervulling van een gebied: functiegerichte normen (MODULE 3) • Hieruit kunnen wensen of eisen ten aanzien van de milieukwaliteit worden afgeleid: milieukwaliteitsnormen (MODULE 2) . Deze kunnen betrekking hebben op hetzij doelvariabelen hetzij conditionerende variabelen. Het betreft dan normen aan fauna (inclusief vee), vegetatie (inclusief gewas), bodem, grond- en oppervlaktewater en lucht. Vanwege het feit dat variabelen nu eens conditionerend kunnen zijn en dan weer, voor andere functies, doelvariabelen, zullen deze termen niet gebruikt worden. Uit de milieukwaliteitsnormen kunnen op hun beurt weer normen aan emissies worden gesteld, en in laatste instantie kunnen er normen worden gesteld met betrekking tot de activiteiten als zodanig: normen aan doen en laten (MODULE 1). Deze hebben betrekking op stuurvariabelen. Ook deze term zal verder niet gebruikt worden.

In het kader van milieukwaliteitsbepaling is het dus noodzakelijk normatieve uitspraken ten aanzien van functievervulling te herleiden tot normen voor de milieukwaliteit.

2.1.1 Het begrip milieukwaliteit

De Commissie Ecologische Normen Waterbeheer (CENW) van de Gezondheidsraad (1984) maakt een principieel onderscheid gemaakt tussen de begrippen 'toestand' en 'kwaliteit'. Aan 'kwaliteit' zit volgens de CENW per definitie een beoordelingscomponent vast: kwaliteit is het resultaat van een toetsingsprocedure waarbij de waargenomen toestand (de empirische feiten) vergeleken wordt met een gewenste toestand (zie FIGUUR 2.2). Het begrip kwaliteit in deze zin heeft dus een normatieve betekenis. We spreken dan ook van kwaliteitsbepaling in plaats van kwaliteitsbeoordeling.

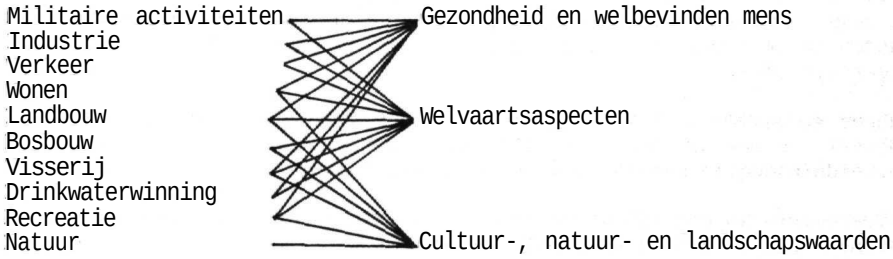


FIGUUR 2.2: Kwaliteitsbepaling als vergelijking van gewenste eigenschappen met feitelijke eigenschappen.

De milieukwaliteit kan dan worden uitgedrukt als de mate waarin het milieu aan de door de maatschappij gestelde eisen voldoet. Het betreft daarbij eisen die voortvloeien uit algemene normatieve overwegingen die kunnen worden teruggevoerd op de volgende drie algemene waardegebieden:

1 Gezondheid en welbevinden mens
2 Welvaartsaspecten
3 Intrinsieke cultuur- natuur- en landschapswaarden.

Deze drie waardegebieden vormen de basis van het gehele normatieve systeem. Om ze te operationaliseren kunnen ze in de praktijk vaak worden teruggevoerd tot functies van het milieu voor de mens, waarmee de relatie tot FIGUUR 2.1 duidelijk wordt. De relatie tussen de drie waardegebieden en de functies is weergegeven in FIGUUR 2.3.
De benadering via functies sluit aan bij 'Zorgen voor Morgen' (Langeweg, 1988) en zal hier ook worden gevolgd. Na op het verband tussen milieukwaliteit en functies te zijn ingegaan, zal de overgang naar het milieu van de mens (MODULE 2) worden gemaakt.



FIGUUR 2.3: Het verband tussen (gebruiks)functies en de waardegebieden waar het milieubeleid op is gericht.

2.1.2 Milieukwaliteit in relatie tot functies

De functies die het milieu voor de mens heeft zijn soms geformaliseerd in de vorm van bestemmingen (vastgelegd in rijksnota's, streekplannen, bestemmingsplannen) maar vaak ook niet. Niet formele functies zijn bijvoorbeeld vaak de recreatieve functie of de natuurfunctie die in de meeste gebieden toch van belang zijn.
Een veel voorkomende reeks van functies is weergegeven in FIGUUR 2.3.

Grote gebieden vervullen over het algemeen meerdere functies. Voor een deel komen deze (vlak) naast elkaar voor, maar ook kan er sprake zijn van multifunctionaliteit in de zin dat een stuk land meerdere functies tegelijkertijd vervult, c.q. moet kunnen vervullen. Dit komt in de praktijk zeer veel voor.

In alle gevallen zullen de eisen aan de milieukwaliteit vanuit alle relevante functies worden gesteld. Daarbij kunnen zich de volgende omstandigheden voordoen:

- de eisen van één functie zijn irrelevant voor de andere functies;
- de eisen van alle functies zijn ongeveer gelijkgericht, maar soms is er verschil in sterkte van eisen aan eenzelfde milieueigenschap;
- de eisen van verschillende functies aan dezelfde milieueigenschappen zijn strijdig.

Ten aanzien van het voorkomen van onopvallende maar bijzondere plante- of diersoorten kan worden gesteld dat dit alleen voor de natuurfunctie van belang is. Voor de overige functies heeft dit geen betekenis.
Ten aanzien van de aanwezigheid van toxische stoffen in het milieu kan worden gesteld dat dat door vrijwel alle gebruiksfuncties ongewenst wordt geacht. Voor het milieuthema verontreiniging zijn de eisen dan ook vrijwel gelijk.
Ten aanzien van verdroging kan gesteld worden dat er soms tegenstrijdige eisen zijn. Zo *is* de landbouw gebaat bij een grondwaterregime dat in het voorjaar voldoende droogte garandeert om op het land te kunnen terwijl er 's zomers voldoende water ter beschikking moet zijn. Vanuit natuuroptiek is er echter de wens voor een zo natuurlijk mogelijk grondwaterregime, met hoge voorjaars grondwaterstanden en (eventueel) lagere grondwaterstanden in de zomer. Hier zijn de eisen met betrekking tot de milieukwaliteit strijdig.

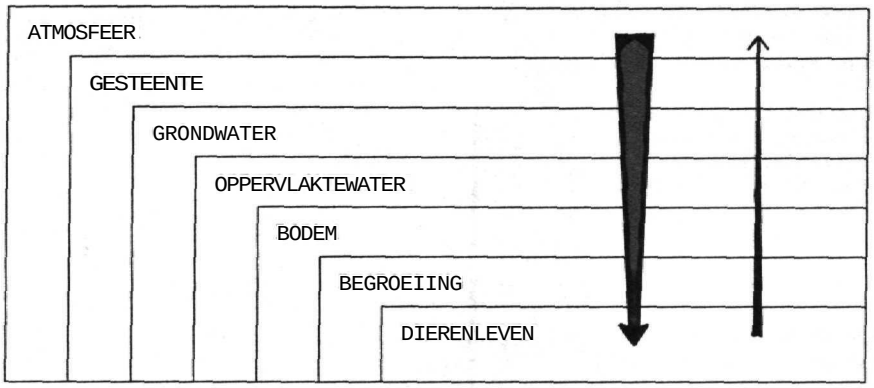
Wanneer er sprake is van afwijkende of strijdige eisen van (potentiële) functies in een gebied is overheidsinmenging cruciaal. Een dergelijke overheidsinmenging kan op twee wijzen plaatsvinden:

1 Ten eerste is dat via de ruimtelijke ordening: scheiding van gebruiksfuncties met verschillend gerichte wensen.
2 Ten tweede is het door het stellen van grenzen aan de mate waarin de gebruiksfuncties de milieutoestand aan hun eigen wensen aanpassen en/of onbedoelde neveneffecten veroorzaken. Dit laatste, restrictieve beleid heeft invulling gekregen in de vorm van de begrippen multifunctionaliteit (onder andere in het bodembeleid), basiskwaliteit (in het waterbeleid) en algemene milieukwaliteit (in het algemene milieubeleid)

2.1.3 Milieukwaliteit als kwaliteit van ecosystemen

Het fysieke milieu van de mens is in deze studie beschouwd als ecosysteem, waartoe zowel abiotische als biotische ecosysteemcomponenten behoren. Dit wijkt enigszins af van de in het milieubeleid nog vaak vigerende opvatting dat het milieu alleen het abiotisch milieu is, voor zowel de mens als planten en dieren. De ecosysteembenadering sluit echter aan bij de toenemende integratie van milieuhygiënisch, water-, ruimtelijke ordenings- en natuurbeleid, en de daaruit voortvloeiende tendens het milieu als geheel te beschouwen. De ecosysteembenadering is reeds beschreven door Klijn (1988) als grondslag voor de ecodistrictenindeling.

Evenals in het rapport 'Milieubeheergebieden' (Klijn, 1988) zal hier het hiërarchische ecosysteemmodel (naar Van der Maarel & Dauvellier, 1978 en Bakker et al., 1981) worden gebruikt (FIGUUR 2.4).



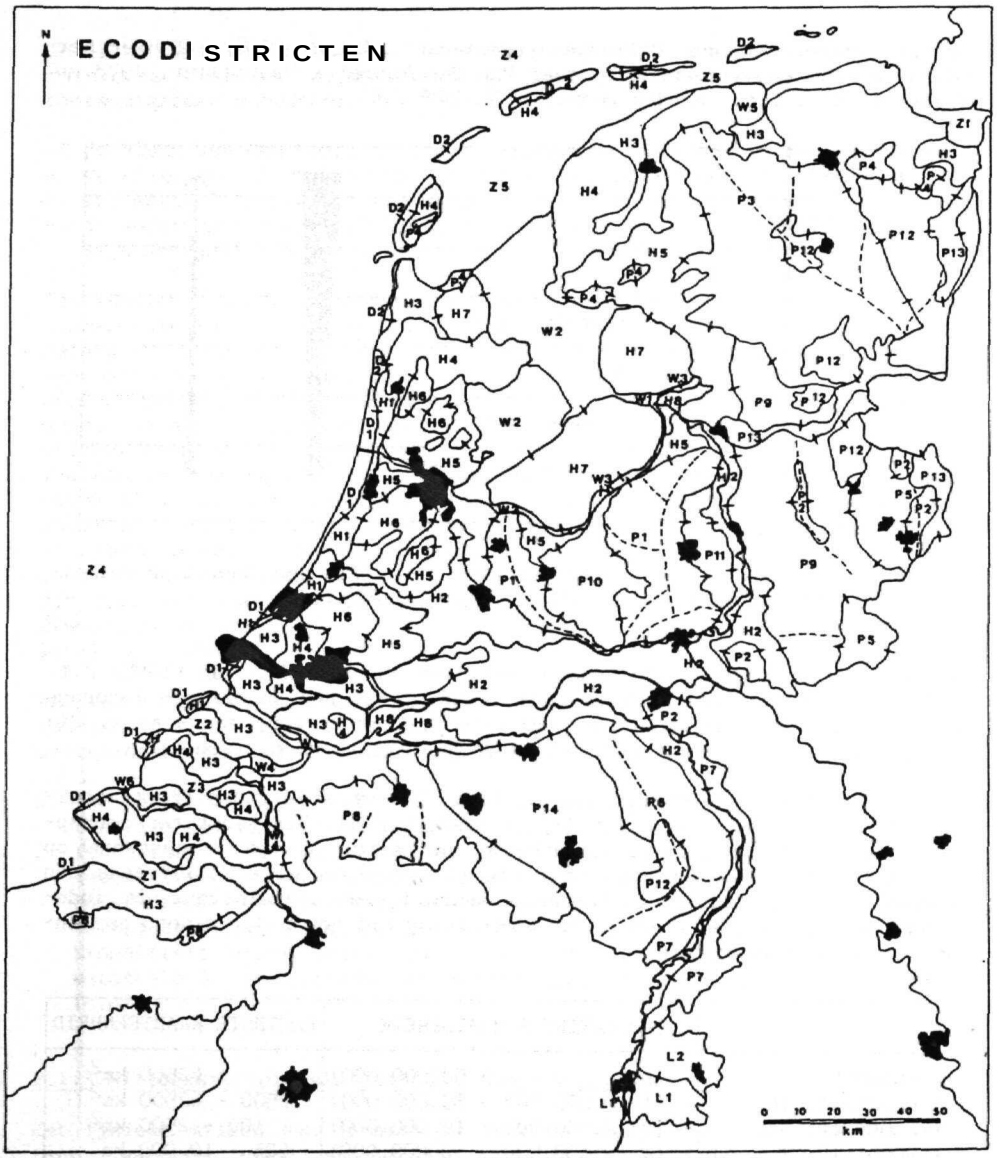
FIGUUR 2.4: Hiërarchisch ecosysteemmodel naar Van der Maarel & Dauvellier, 1978 en Bakker et al., 1981 (uit Klijn. 1988).

Dit ecosysteemmodel is een nadere invulling van MODULE 2 van FIGUUR 2.1. Alle componenten van het ecosysteem tezamen, met hun onderlinge interacties, vormen in deze benadering dus het fysieke milieu van de mens. Bij milieukwaliteitsbepaling gaat het om de kwaliteit van dit geheel.

Hier wordt eveneens aangesloten bij het hiërarchische classificatiestelsel van ecosystemen van Klijn (1988) (FIGUUR 2.5). Dit vormt een conceptueel kader vormt voor classificatie en kartering van ecosystemen op verschillende schaalniveaus. Er wordt voor een zestal schaalniveaus een classificatiestelsel gepresenteerd, waarbij per schaalniveau de indelingskenmerken worden gekozen in aansluiting bij de op dat niveau spelende ecologische processen.

	INDICATIEF SCHAALBEREIK	KLEINSTE KAARTEENHEID
ECOZONE	(1: > 50.000.000)	> 62500 km^2
ECOPROVINCIE	(1:10.000.000 - 50.000.000)	2500 - 62500 km^2
ECOREGIO	(1: 2.000.000 - 10.000.000)	100 - 2500 km^2
ECODISTRICT	(1: 500.000 - 2.000.000)	625 - 10.000 ha
ECOSECTIE	(1: 100.000 - 500.000)	25 - 625 ha
ECOSERIE	(1: 25.000 - 100.000)	1.5 - 25 ha
ECOTOOP	(1: 5.000 - 25.000)	0,25 -1,5 ha
ECO-ELEMENT	(1: < 5.000)	< 0.25 ha

FIGUUR 2.5: Terminologievoorstel voor een hiërarchisch stelsel van ecosysteemclassificaties op verschillende ruimtelijke schaalniveaus.



Hoofdstromrichting grondwater

Belangrijke grondwaterscheiding

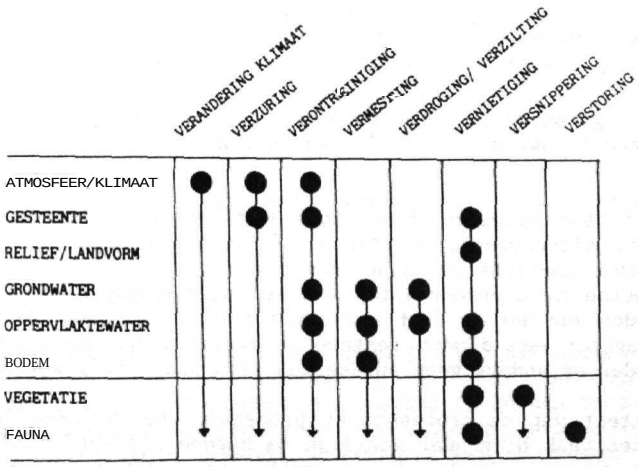
Grote steden / industrie

FIGUUR 2.6: Ecodistrictenindeling van Nederland (Klijn, 1988; Klijn & Koster, 1988)

In 'Zorgen voor Morgen' (RIVM, 1988) is gebruik gemaakt van de ecodistrictenindeling uit dit hiërarchische stelsel. De ecodistrictenindeling heeft een indicatief schaalbereik van 1:500.OCX) tot 1:2.000.000 en bestaat voor Nederland uit 26 terrestrische ecodistricttypen, met in totaal 83 gebieden (ecodistricten) en 11 aquatische ecodistrict-typen, met in totaal 16 gebieden.
In deze studie wordt in verband met de gewenste aansluiting bij scenariostudies in het kader van 'Zorgen voor Morgen II' eveneens uitgegaan van ecodistricten (FIGUUR 2.6). De te ontwikkelen methode van kwaliteitsbepaling kan echter worden uitgewerkt en geoperationaliseerd op alle onderscheiden schaalniveaus, van ecozones tot eco-elementen.

2.1.4 Milieuthema's als processen in ecosystemen

De thema's van het milieubeleid kunnen worden beschouwd als processen binnen ecosystemen, zoals weergegeven in het rangordemodel. Daarbij kunnen we onderscheid maken in 1e orde effecten t/m n-de orde effecten. Al deze effecten zijn fysieke effecten binnen dit ecosysteem, dat wil zeggen binnen en/of tussen de componenten. Eerste orde effecten zijn de eerst optredende effecten, die weer als oorzaak voor een tweede orde effect fungeren, enz. Zo ontstaat een hele keten van oorzaak-effect relaties. De lengte van deze keten kan variëren. Dit hangt af van het milieuthema dat wordt bekeken en van het aantal betrokken componenten (zie FIGUUR 2.7) • De effecten manifesteren zich als veranderende waarden van een ecosysteemparameter.

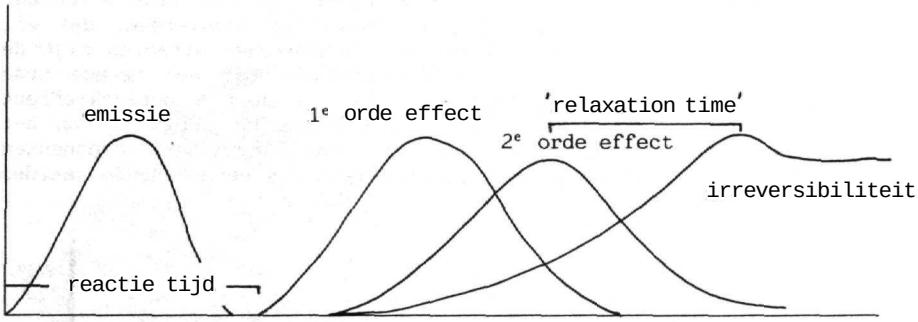


FIGUUR 2.7: Milieuthema's als processen in een ecosysteem: de processen leiden tot effecten in achtereenvolgende ecosysteemcomponenten (Klijn, 1988).

Iedere oorzaak-effect relatie kan een vertraging vertonen, veroorzaakt door een vertraagde start enerzijds (de reactie-tijd) en de tijd nodig alvorens zich een nieuw evenwicht kan instellen (de zogeheten 'relaxation time') anderzijds. Zo treedt bosstrefte als gevolg van verzuring pas op nadat de zeer lange en plaatselijk langzame keten van:

emissies - stijgende gehalten SO_2 en NO_x in de lucht - atmosferische chemische omzettingen - depositie van deze stoffen - versnelde verwering en ontkalking van de bodem - het vrijkomen van aluminiumionen - het afsterven van mycorrhiza - vertraagde opname van voedingsstoffen -deficientieziekten- het afsterven van bomen,

geheel is doorlopen. Dergelijke lange ketens met steeds weer optredende vertragingen kunnen tientallen jaren in beslag nemen (zie FIGUUR 3.3) • Dit is een van de redenen dat nog van een verdere achteruitgang van de bosvitaliteit sprake zal zijn zelfs bij dalende emissies.
Tenslotte kan er ook nog sprake zijn van irreversibiliteit van het effect: de uitgangssituatie wordt dan niet meer bereikt omdat het proces onomkeerbaar is (FIGUUR 2.8).



FIGUUR 2.8: Vertraging in effecten door (1) reactietijd en (2) 'relaxation time'; geen terugkeer naar de uitgangssituatie bij irreversibiliteit.

Alvorens effecten optreden dient soms nog een drempelwaarde te worden overschreden, bijvoorbeeld sterfte als gevolg van accumulatie van gifstoffen. Deze drempelwaarde is het feitelijke 'no-effect level'.
Indien effecten na overschrijding van een drempelwaarde plotseling zeer hevig optreden kan het te laat zijn om nog in te grijpen. Dit impliceert dat bij voorkeur een direct reagerende kwaliteitsparameter moet worden gekozen, omdat er anders geen sprake kan zijn van 'early warning'.

De complexiteit van de processen en proceskarakteristieken in ecosystemen maakt het vaak bijzonder moeilijk om hogere-orde-effecten te relateren aan één oorzaak. Veelal is er sprake van additie of synergisme. In dat verband kan worden gesproken van multiple stress. Een voorbeeld van multiple stress is bijvoorbeeld het versneld afsterven van naaldbos in een droog jaar en de desastreuze effecten die dan door een gewoonlijk nogal onschuldig insect kunnen worden veroorzaakt.

Verandering in een effectvariabele, waarbij sprake is van additie en synergisme, valt moeilijk terug te voeren tot één oorzaak. Voor algemeen milieubeleid gericht op meerdere thema's kan een dergelijke variabele echter ook een beleidsmatig voordeel hebben: een diersoort die door meerdere thema's achteruit gaat, vereist immers het aanpakken van al deze thema's met het oog op hun gezamenlijk effect.

Het verband tussen het hiërarchisch ecosysteemmodel en de functieabenadering uit de vorige paragraaf wordt duidelijk als het verband tussen milieukwaliteitseisen vanuit afzonderlijke functies en componenten van ecosystemen wordt gelegd. In FIGUUR 2.9 is dit verband aangegeven.

	Wonen	Landbouw	Bosbouw	Visserij	Drinkwaterwinning	Recreatie	Natuur
Atmosfeer	]	▮	I			l	l
Gesteente					l		l
Grondwater	]	l	I		l		l
Oppervlaktewater	]	l		l	l	l	l
Bodem	]	l	I	l			l
Begroeiing	|			l		l	l
Dierenleven	]			l		l	l

FIGUUR 2.9! De ecosysteemcomponenten waaraan de functies kwaliteitseisen stellen.

2.2 Milieukwaliteitsbepaling

Omdat bij milieukwaliteitsbepaling de toestand van het milieu moet worden vergeleken met de gewenste toestand is het voor een objectiveerbare methode noodzakelijk zowel de huidige toestand te kunnen beschrijven, als de gewenste toestand te expliciteren. Een volkomen andere benadering is gebaseerd op uitsluitend deskundigenoordeel: een uitspraak van één of meerdere deskundigen over 'de gezondheid' of 'de kwaliteit' van het milieu als geheel. Omdat die benadering niet toetsbaar, navolgbaar of reproduceerbaar is, is die niet gekozen.

Een volledige toestandsbeschrijving van ecosystemen is slechts mogelijk met gebruikmaking van een buitengewoon groot aantal parameters (zie bijvoorbeeld Gezondheidsraad, 1989). Om een praktisch bruikbare hoeveelheid parameters te verkrijgen, dienen keuzen gemaakt te worden.
Allereerst betreft dat een keuze tussen indicatoren of parameters in algemene zin; vervolgens tussen proces- of structuurparameters; dan een keuze tussen abiotische of biotische systeemparameters. Op deze drie keuzen zal hieronder worden ingegaan.

2.2.1 Begripsbepaling: kwaliteitsparameter of indicator ?

Indicatoren zijn toestandsvariabelen die iets zeggen over een achterliggend proces. Ze zijn causaal afhankelijk van datgeen waar ze informatie over geven (I <——— G). Beenhakker et al. (1989) onderkennen ook nog een indicatie in 'voorwaartse' richting, dat wil zeggen dat causaal afhankelijke variabelen worden afgeleid van de oorzaken. Deze vorm van indicatie wordt hier niet onder het begrip indicator begrepen. Er is dan bijvoorbeeld sprake van potenties voor het voorkomen van soorten of levensgemeenschappen op grond van de abiotische milieuomstandigheden. In zo'n geval is wel sprake van een kwaliteitsparameter (namelijk 'potentie'), maar niet van indicatie, omdat tegen de causaliteitsrichting wordt ingegaan (A ———> B).

Het begrip kwaliteitsparameter heeft dus een andere inhoud dan indicator. Een indicator kan een kwaliteitsparameter zijn, maar ook iets aangeven wat volstrekt irrelevant is voor de milieukwaliteit. Omgekeerd kan een kwaliteitsparameter een indicator zijn, maar hij kan ook alleen iets zeggen over zichzelf of over potenties. Indicatoren en milieukwaliteitsparameters zijn dus te beschouwen als twee verzamelingen met een zekere overlap.
Als voorbeeld van zo een overlap kan het voorkomen van otters worden genoemd. Dit zegt iets over het milieu van de otter, maar ook iets over de kwaliteit van het biotisch milieu zelf, omdat de otter een zelfstandige (natuur)waarde vertegenwoordigt.
Als nu uitsluitend indicatoren zouden worden gebruikt voor kwaliteitsbepaling, zouden deze per definitie aan het einde van effectketens moeten worden gekozen. Dat betekent dat hoofdzakelijk biotische parameters en aspecten van gebruiksfuncties zoals opbrengsten en dergelijke, in aanmerking komen. Als echter ook de potenties van het milieu in beschouwing worden genomen, kunnen ook abiotische parameters van belang zijn. Dit is om hieronder nader te noemen redenen gewenst.

Omdat het bij kwaliteitsbepaling gaat om beoordeling van de toestand van het gehele ecosysteem (ecodistrict) voor alle relevante functies, zal verder uitsluitend over kwaliteitsparameters worden gesproken.

2.2.2 De relatie tussen proces en structuur in ecosystemen

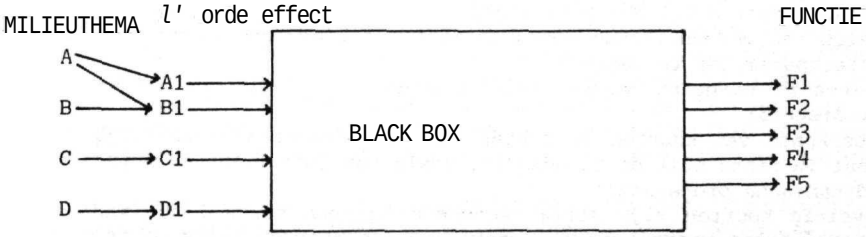
He't milieubeleid richt zich in toenemende mate op sturing van processen, die zijn gerubriceerd in thema's. Deze processen leiden tot verandering van structuurparameters in de tijd.

In ecosystemen zijn structuurparameters en procesparameters in principe van even groot belang. Omdat processen echter als veranderingen van structuurparameters kunnen worden begrepen, kan volstaan worden met het herhaald meten van structuurparameters om ook de processen te kennen. Andersom werkt dit niet. Dit is de belangrijkste reden om bij een selectie van kwaliteitsparameters uitsluitend structuurparameters in beschouwing te nemen.
Een tweede reden hiervoor is de meetbaarheid. Processen zijn over het algemeen moeilijker te meten dan structuurparameters.

2.2.3 Abiotische of biotische parameters

Kwaliteitsparameters kunnen betrekking hebben op zowel abiotische als biotische ecosysteemkenmerken. Gehalten in het abiotisch milieu worden hier als abiotische kenmerken beschouwd en gehalten in biota als biotische.

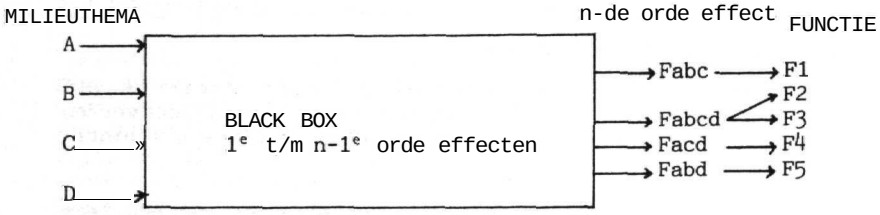
In het algemeen ondervinden abiotische parameters effecten van een lage orde (zie paragraaf 2.1.4). Dit blijkt uit het gebruikte rangordemodel voor een ecosysteem (FIGUUR 2.5). Het geldt vanzelfsprekend alleen voor op het abiotisch milieu aangrijpende milieuthema's, zoals verzuring of vermesting. Verstoring bijvoorbeeld grijpt direct aan op de fauna, die dan ook als *eerste-orde-effect* kan worden beschouwd.
In het algemeen betekent het, dat door uit te gaan van abiotische milieukwaliteitsparameters het mogelijk is om sterk te differentieren naar thema's (een eenduidige relatie met het thema staat dan voorop; FIGUUR 2.10). De relatie van lage-orde-effect-parameters met functies is echter meestal minder duidelijk.
Dergelijke lage-orde-effect-parameters kunnen echter van belang zijn voor een vroegtijdige signalering dat het milieu verandert, ook als op dat moment nog geen voor functies relevante effecten waargenomen kunnen worden. Dergelijke kwaliteitsindicatoren hebben dan als doel een trend te signaleren ('early warning').



FIGUUR 2.10: Lage orde (1e- of 2e-orde) effecten als indicator zitten dicht tegen de oorzaak aan en differentiëren sterk per relevant milieuthema.

Biotische parameters zullen gewoonlijk van hoge orde (n-de) zijn, behalve ingeval van verstoring en dergelijke direct werkende thema's. Biotische parameters en abiotische hoge-orde-effect-parameters kunnen echter vaak

beter gerelateerd worden aan functies, ook als niet duidelijk is welke processen c.q. thema's aan veranderingen ten grondslag liggen (FIGUUR 2.11). Dit kunnen meerdere thema's tegelijkertijd zijn, maar ook natuurlijke factoren.
Overigens bevinden niet alle biotische effectparameters zich aan het eind van lange effectketens. Soms zijn ze zeer kort. Zo is het verdwijnen van korstmossen een indicatie van luchtverontreiniging met zwaveldioxide. Dit is een effect van lage orde (direct na de luchtverontreiniging en verspreiding hiervan), dat een duidelijke 'early warning'-functie heeft.



FIGUUR 3.5: Hoge orde (n-de orde) effecten differentieren relatief sterk naar functies, maar slechts zeer beperkt naar miliethema's.

In aansluiting op het bovenstaande kunnen nog de volgende voor- en nadelen van biotische hoge-orde-effect-parameters worden genoemd (deels naar Zonneveld, 1982):

- cumulatieve processen van sterk fluctuerende processen zijn met biotische parameters gemakkelijker te achterhalen dan met momentopnames van fysisch-chemische parameters;
- processen in ruimte en tijd zijn makkelijker (minder intensief) te meten aan biotische parameters;
- vaak zijn lage concentraties van stoffen of geringe effecten in het abiotisch milieu moeilijk meetbaar en onnauwkeurig terwijl de biotische effecten wel meetbaar zijn;
- cumulatie van verschillende oorzaken zijn met biotische parameters in één effectparameter te vangen;
- de relevante effecten worden zelf gemeten, in plaats van afgeleid/voorspeld;
- het voorkomen van soorten is echter van veel factoren afhankelijk waar het in feite niet om te doen is, zoals van concurrentie (populatiedynamische processen);
- maar weinig soorten zijn strikt gebonden aan een bepaald set van milieucondities; meestal is een grote set van soorten nodig om een betrouwbare indicatie te krijgen (zie bijvoorbeeld het systeem voor biologische waterbeoordeling van Kaspers en Carbe (Hovenkamp-Obbema e.a., 1982) en het macrofauna beoordelingssysteem van Moller Pillot (1971)).

Uit bovenstaande overwegingen komt naar voren dat aan zowel hoge- als lage-orde-effectparameters nadelen kleven. Daar staat tegenover dat ook beide hun waarde hebben. Dit betekent dat het de moeite waard is te zoeken naar knooppunten waar effecten en/of kwaliteitsverandering gemak-

kelijk meetbaar zijn. In de praktijk kan dit betekenen dat lage-orde en hoge-orde abiotische en lage-orde en hoge-orde biotische parameters in aanmerking komen. In veel gevallen zal alleen een combinatie van deze typen parameters aan alle eisen kunnen voldoen.

2.3 Recente ontwikkelingen met betrekking tot kwaliteitsbepaling

Er bestaan reeds enige tijd stelsels voor de kwaliteitsbepaling van atmosfeer/lucht, bodem (inclusief grondwater), grondwater als grondstof voor de drinkwaterwinning) en oppervlaktewater. Ook voor biota bestaan diverse methoden om de kwaliteit vast te stellen vanuit het oogpunt van de natuurfunctie, waarbij deze gewoonlijk worden geintegreerd met meer algemene landschapskenmerken.
Deze stelsels voor kwaliteitsbepaling zijn van oorsprong compartimentgericht. Recentelijk wordt er echter toegewerkt naar onderlinge afstemming tussen kwaliteitsnormen voor oppervlaktewater en waterbodem (Ministerie V & W, 1989) en bodem en grondwater. Uiteindelijk wordt gestreefd naar integrale kwaliteitsbepaling met bijbehorende normen voor aquatische en terrestrische systemen. De eerste studies in die richting, die vrijwel alle zijn geëntameerd in het kader van het waterbeleid en betrekking hebben op aquatische ecosystemen, zullen hieronder kort worden aangehaald.

De ecologische waterkwaliteitsdoelstellingen, die in het waterbeleid worden onderscheiden voor aquatische systemen, zijn door de CUWVO nader uitgewerkt voor verschillende watertypen (CUWVO, 1988). Daarbij worden biotische en abiotische parameters in samenhang beschouwd. Biotische parameters vormen de kern van de kwaliteitsdoelstellingen terwijl fysisch/chemische parameters meer de rol van randvoorwaarden spelen.
Alleen voor het hoogste kwaliteitsniveau wordt per watertype aangegeven welke soorten kenmerkend zijn alsook welke de natuurlijke trajecten zijn van enkele fysisch-chemische parameters.

De Gezondheidsraad (1989, 1990) heeft zich eveneens beziggehouden met het zoeken naar een set van parameters voor aquatische ecosystemen voor 'ecologische' normstelling. Zij pleit expliciet voor aansluiting bij de ecodistrictenindeling, verfijnd met een differentiatie naar watertypen volgens de CUWVO. Men pleit voor een volledige beschrijving van alle parameters, waarbij het functioneren van het ecosysteem wordt gezien als basisvoorwaarde voor alle functies (zowel actuele als potentiële).

Rijkswaterstaat werkt de ecosysteembenadering voor aquatische systemen momenteel uit in de AMOEBE's (Algemeen Model voor OEcosysteem Beschrijving en Evaluatie) (Ten Brink & Hosper, 1989; Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1989). Daarbij worden enkele aansprekende soorten gekozen uit een volledige lijst van soorten passend bij een 'referentiebeeld'. De abundantie-ontwikkeling van deze soorten wordt op een straal van een cirkel met referentie-abundantie '1930' weergegeven, waardoor een zogeheten 'amoebe' (een amoebe-achtige vorm; zie FIGUUR 2.6) ontstaat. Deze AMOEBE-methode is uitgewerkt voor de Noordzee en de grote rivieren, maar wordt naar meer wateren uitgebreid. De wateren die door Rijkswaterstaat zijn gekozen sluiten naadloos aan bij de ecodistrictenindeling: namelijk

Noordzee (Z4), Waddenzee (Z5), Westerschelde (Z1), Oosterschelde (Z3), Grevelingen (Z2) (DGW; Ten Brink), Zoommeer (W4), Randmeren (W3) en IJsselmeer (W2) (DBW/RIZA; Hosper).

Voor terrestrische systemen heeft het streven naar integratie van kwaliteitsbepaling en normstelling nog niet tot grote projecten geleid. De Gezondheidsraad streeft wel naar een gelijksoortige aanpak als bij de aquatische ecosystemen, waaraan hierboven is gerefereerd (Gezondheidsraad, 1989), maar de advisering hierover bevindt zich pas in de beginfase.

Uit de hier genoemde recente ontwikkelingen kunnen we concluderen dat voor aquatische ecosystemen het beoordelen van milieukwaliteit het verst gevorderd is. In het bijzonder de aanpak zoals gevolgd in de AMOEBE-benadering levert aansprekende en inzichtelijke resultaten op, die voor beleidstoepassingen zeer bruikbaar zijn. In dit onderzoek zal daar dan ook bij worden aangesloten.

2.4 Beleidskader: algemene en bijzondere milieukwaliteit

Over milieukwaliteit stelt het NMP:" Voor milieubeleid is van belang dat duurzame ontwikkeling een zodanige milieukwaliteit impliceert dat recht gedaan wordt aan de waarden van volksgezondheid en welbevinden en aan de intrinsieke waarden van planten, dieren en ecosystemen. Uit het streven naar bescherming van soorten en ecosystemen kunnen eisen voortkomen met betrekking tot het milieu. Naast de mens zijn beschermde soorten en ecosystemen doelvariabelen ofwel doelen van het natuur- en milieubeleid'.

In het milieubeleid worden momenteel twee 'basale' kwaliteitsniveaus onderscheiden, namelijk de algemene milieukwaliteit (AMK) en 'de' bijzondere milieukwaliteit (BMK), die echter per functie kan verschillen in aard en/of strengheid van de normen. De begrippen zijn als volgt omschreven:

Algemene milieukwaliteit (AHK) (IMP-M 1986-1990; Ministerie VROM, 1985): "een zodanige milieukwaliteit ... dat de gezondheid en het welbevinden van mensen en de instandhouding van dieren, planten, goederen en vormen van gebruik in algemene zin zijn gewaarborgd". De algemene milieukwaliteit is daarmee in principe van betekenis voor alle functies en waarden, zij het dat deze slechts een minimale bescherming geeft vanwege de clausule 'in algemene zin'. Dit betekent dat kwetsbare natuur in dergelijke gebieden niet kan voortbestaan.
Algemene milieukwaliteitseisen gelden in principe voor het gehele land.
In het NMP (Ministerie VROM, 1989) is gesteld dat de AMK ook voldoende bescherming moet bieden aan de natuurwaarde van ecosystemen waarvoor Nederland een internationale verantwoordelijkheid draagt. Daarbij worden als voorbeelden het veenweidegebied (deel van ecodistricttype H5) de duinen (ecodistricttypen Dl en D2), de uiterwaarden, beekdalen en grote wateren genoemd. Deels zijn dit gebieden die als hoofdfunctie natuur hebben, met name de duinen. Er lijkt hier sprake van een algehele verscherping van de kwaliteitseisen betreffende de AMK, maar er kan ook bedoeld zijn een regionale invulling van de AMK gestalte te geven.

Bijzondere milieukwaliteit voorziet in aanvullende of strengere kwaliteitseisen ter bescherming van gevoelige functies of kwetsbare cultuur- of natuurwaarden. Bijzondere kwaliteitseisen worden gesteld in gebieden met bijzondere levensgemeenschappen (natuurbehoud), waterwingebieden (drinkwaterwinning), recreatiegebieden (stiltegebieden) of gebieden met andere specifieke gebruiksfuncties (schelpdierwater, zwemwater). In het algemeen worden bijzondere milieukwaliteitseisen gesteld vanwege één bijzondere functie. Ze gelden derhalve in principe slechts voor bijzondere gebieden.

De interpretatie van de omschrijving van AMK is cruciaal voor de consequenties die eraan verbonden dienen te worden. Men kan deze lezen als: 'de omstandigheden voor het voortbestaan van planten dieren, goederen en vormen van gebruik moeten aanwezig zijn, maar de planten en dieren hoeven zelf niet aanwezig te zijn'. De volgende interpretatie is echter ook mogelijk: 'het voortbestaan van planten en dieren is slechts mogelijk als van de respectievelijke soorten levensvatbare, dat wil zeggen voldoend grote, populaties aanwezig zijn'. Volgens deze interpretatie moeten de soorten niet alleen (potentieel) kunnen voorkomen, maar ook werkelijk (actueel) in voldoende abundantie voorkomen.
Deze laatste interpretatie wordt in deze studie aangehouden. Daarbij wordt het bestaan van monofunctionele gebieden principieel uitgesloten geacht: het impliceert dat overal in Nederland enige actuele natuurwaarden, verweven in andere functies, aanwezig moeten zijn.
Dit geeft inzoverre houvast, dat door het milieubeleid klaarblijkelijk een basisniveau natuur als onderdeel van algemene milieukwaliteit wordt beschouwd.
In de 'Risico-brochure' van de afdeling Stoffen- en Risicobeoordeling van DGM wordt het 'basisniveau natuur' dat bij de AMK zou moeten kunnen overleven nader gespecificeerd voor het (toxische) stoffenbeleid. In die brochure wordt namelijk expliciet gesteld dat 95 % van de huidige Nederlandse soorten bij de AMK moet kunnen voortbestaan. De overige 5 % moet in bijzondere (BMK-) gebieden kunnen overleven.
Inhoeverre dergelijke 'normen' ook voor andere milieuthema's geldig kunnen worden verklaard is de vraag, evenals de mogelijkheid ze voor het gezamenlijk effect van alle thema's van toepassing te verklaren.

2.4.1 Relatie met kwaliteitsconcepten voor lucht-, water-, bodem- en natuurbeleid.

De begrippen AMK en BMK zijn relatief jong. Ze zijn echter te beschouwen als het resultaat van ontwikkelingen in verschillende milieubeleidssectoren. Daarbij hebben de ontwikkelingen in het waterbeleid een belangrijke rol gespeeld. In het waterbeleid zijn reeds sedert 1980 verschillende kwaliteitsniveaus onderscheiden en is ook de ecosysteembenadering het eerst opgepakt.
In deze paragraaf wordt de relatie tussen de nu gangbare begrippen AMK en BMK en de al eerder gedefinieerde kwaliteitsniveaus uit het sectorale, dat wil zeggen op compartimenten gerichte, milieuhygiënisch beleid kort aan de orde gesteld. Tevens zal de relatie met begrippen zoals gebruikt in het waterbeleid en het natuurbeleid worden aangegeven. De voornaamste

reden hiervoor is dat in een brede opvatting van 'milieubeleid', zoals die uit een ecosysteembenadering voortvloeit, dit naast het milieuhygiënisch beleid ook het waterbeleid, het natuurbeleid en het ruimtelijke ordeningsbeleid voorzover gericht op aspecten van het fysiek milieu omvat.
Achtereenvolgens zullen lucht/atmosfeer, bodem/grondwater, oppervlaktewater en biota kort de revue passeren. Daarbij wordt aangetekend dat het oppervlaktewaterbeleid in feite gericht is op aquatische ecosystemen inclusief waterbodem, oevers en biota, en niet alleen op het water als component.

Atmosfeer/ lucht
Voor lucht zijn geen verschillende kwaliteitsniveaus onderscheiden voorzover het gehalten van stoffen in de buitenlucht betreft. Dit is gezien de snelle verplaatsing van lucht ook niet mogelijk. Wel zijn er verschillende niveaus van verontreiniging onderscheiden, die echter alleen betekenis hebben voor de mate waarin actie moet worden ondernomen: waarschuwingsfase en alarmfase respectievelijk (zie Besluiten luchtkwaliteit ingevolge de Wet inzake de Luchtverontreiniging)

Ten aanzien van verstoring door geluid worden wel bijzondere kwaliteitsniveaus onderscheiden, alhoewel een 'algemeen' kwaliteitsniveau niet in getalsnormen is vastgelegd. De bijzondere kwaliteitsniveaus hebben betrekking op specifieke functies, zoals wonen, recreatie en natuur. Voor de woonfunctie zijn normen voor het geluidsniveau aan de gevel en binnenshuis vastgelegd. De laatste twee categorieën worden hoofdzakelijk door het instrument 'Stiltegebieden' beschermd, waarbij het maximaal toelaatbare geluidsniveau is vastgelegd (zie Wet Geluidhinder; WABM inzake Stiltegebieden).

Bodem/ grondwater
Het bodembeleid is gericht op het gehele complex bodem-grondwater-gesteente, zowel in terrestrische situaties als aquatische systemen. Tot nu toe is het bodembeleid vooral gericht op syteemvreemde stoffen en enkele stoffen waarvan het voorkomen niet alleen door verontreiniging maar ook door natuurlijke omstandigheden bepaald wordt, zoals fosfaat, nitraat en chloride.
Er worden in het beleid twee kwaliteitsniveaus onderscheiden, namelijk een algemeen niveau, aangeduid met 'multifunctionele bodem' en een bijzonder beschermingsniveau ten behoeve van bijzondere functies of bijzondere eigenschappen.
In het onderzoek ten behoeve van het bodembeleid wordt ook nog een referentieniveau onderscheiden dat overeenkomt met een 'natuurlijke' bodem zoals die momenteel in natuurgebieden wordt aangetroffen (VTCB, 1986).

In het algemeen is het waarborgen van de multifunctionaliteit van bodem en waterbodem het doel voor geheel Nederland. Dit wordt nader omschreven als het 'voorkomen, beperken of ongedaan maken van veranderingen van hoedanigheden van de bodem, die een vermindering of bedreiging betekenen van de functionele eigenschappen die de bodem voor mens, plant en dier heeft'. Voorop staat de bescherming van de 'ecologische functie' van de bodem. Deze bescherming richt zich zowel op bodemorganismen als op het

behoud van het abiotische milieu voor de bodemorganismen: de ecologische potentie (Ministerie VROM, 1983: IMP-Bodem, 1984-1988). Het doel van het begrip 'multifunctionaliteit' van de bodem is ongeveer vergelijkbaar met de AMK-doelstelling van het algemene milieubeleid.

Bodembeschermingsgebieden zijn gericht op bijzondere functies en/of bijzondere eigenschappen. Voor dergelijke gebieden zijn getalsnormen geformuleerd, maar zoals het woord beschermingsgebieden aangeeft is er in dit geval meestal sprake van normen aan doen en laten (bescherming) en niet van kwaliteitsnormen.

Oppervlaktewater
In het waterbeleid werd oorspronkelijk (IMP-Water 1980-1985) uitgegaan van drie verschillende kwaliteitsniveaus voor oppervlaktewateren: een basiskwaliteit, ook wel aangeduid met laagste niveau, een middelste niveau en een hoogste niveau. Het hoogste niveau sloot aan bij de natuurlijke toestand van watersystemen en was gedifferentieerd naar watertypen. Dit laatste gold eveneens voor het middelste niveau, waarmee een nauwelijks gespecificeerd variabel tussenniveau werd aangeduid.
In het IMP-Water 1985-1989 zijn alle drie kwaliteitsniveaus per watertype gedifferentieerd.

De basiskwaliteit wordt in het IMP-Water 1985-1989 omschreven als 'een zodanige kwaliteit van het oppervlaktewater dat het ter plaatse en elders:
- geen overlast veroorzaakt en er niet vervuild uitziet;
- levenskansen biedt voor aquatische levensgemeenschappen waarvan ook hogere organismen, zoals diverse vissoorten, deel uit kunnen maken en tevens ecologische belangen buiten het water (bijvoorbeeld vogels en zoogdieren die waterdieren consumeren) beschermt;
- mogelijkheden biedt voor bepaalde vormen van menselijk gebruik van het oppervlaktewater waarvoor geen specifieke waterkwaliteitsdoelstellingen gelden.

De basiskwaliteit is het verst uitgewerkt voor zoete oppervlaktewateren.

Hogere of bijzondere kwaliteitsniveaus (middelste en hoogste niveau) waren gericht op:
- de bescherming van specifieke mensgerichte functies (zwemwater, viswater, drinkwater, schelpdierwater (overeenkomstig EG-richtlijnen) en landbouwwater);
- de bescherming en ontplooiing van ecosystemen (ecologische of natuurgerichte waterkwaliteitsdoelstellingen);

De term basiskwaliteit is in de 3e Nota Waterhuishouding (Ministerie V & W, 1989) vervangen door 'algemene milieukwaliteit', maar ook wordt wel 'doelstelling 2000' gebruikt. Hieruit blijkt een geleidelijke afstemming van het waterbeleid met het begrip AMK uit het milieubeleid. Tevens blijkt dat de getalswaarden voor AMK nog niet als definitief worden beschouwd, maar als interim-waarden. De kwaliteitsdoelstelling voor 2000 is nauwkeuriger omschreven dan in voorgaande nota's of eerdere IMP's.
De oorspronkelijk middelste en hoogste niveaus worden in de Derde Nota Waterhuishouding aangeduid met de term 'hogere ecologische doelstel-

lingen', waarbij het feitelijke niveau gebiedsspecifiek en watertypespecifiek kan worden ingevuld.

Biota
In het natuurbeleid zijn de begrippen 'algemene natuur- en landschapswaarden' en 'bijzondere natuur- en landschapswaarden' geformuleerd (Ministerie L & V, 1989: Natuurbeleidsplan). Deze begrippen houden een waardeoordeel over de kwaliteit van de biotische en abiotische ecosysteemeigenschappen in, met het oog op de natuurfunctie.

De relatie tussen de termen van de verschillende milieubeleidssectoren is in TABEL 2.12 weergegeven.

TABEL 2.12: De relatie tussen termen in verschillende milieubeleidssectoren die betrekking hebben op algemene of bijzondere niveaus van milieukwaliteit.

BELEIDSVELD	TERMINOLOGIE	
	ALGEMEEN	BIJZONDER
Milieubeleid:	Algemene milieukwaliteit	Bijzondere milieukwaliteit
Waterbeleid:	Basiskwaliteit (oud)	Verdergaande doelstellingen (oud)
	Algemene milieukwaliteit	Bijzondere milieukwaliteit
Bodembeleid:	Multifunctionele bodem	Bodembeschermings(gebieden)
Natuurbeleid:	Algemene natuur- en landschapswaarden	Bijzondere natuur- en landschapswaarden

2.4.2 Begrippenkader: grens- en streefwaarden, natuurlijke waarden

Getalswaarden kunnen het karakter hebben van vrijblijvende adviezen, bindende richtlijnen of wettelijk verplichtingen. In het laatste geval wordt gesproken van getalsnormen.
Voorbeelden van getalswaarden zijn referentiewaarden, richtwaarden, streefwaarden en grenswaarden. De betekenis van de termen richtwaarde (meestal een tijdelijke ofwel interim-streefwaarde) en referentiewaarde is vaak onduidelijk en verschilt soms per beleidsveld. Deze termen zullen daarom niet worden gebruikt. Voor gevallen waarin met referentiewaarde de natuurlijke, c.q. oorspronkelijke waarde bedoeld is, zal de term 'natuurlijke waarde' worden gebruikt.

Grenswaarden zijn waarden, die in principe niet mogen worden overschreden. Grenswaarden brengen een maatschappelijk geaccepteerd risico met

zich mee voor mensen, dieren, planten en goederen. Het is dus geen 'no-effect level'.
Streefwaarden zijn waarden, waarbij de risico's voor mensen, dieren, planten en goederen verwaarloosbaar klein zijn. Deze worden nagestreefd, maar er mag van worden afgeweken.

2.4.3 De betekenis van de begrippen in dit onderzoek

Ten eerste wordt in dit onderzoek aangesloten bij de begrippen AMK en BMK.
Voor de definitie van AMK wordt uitgegaan van die in het NMP: "een zodanige milieukwaliteit ... dat de gezondheid en het welbevinden van mensen en de instandhouding van dieren, planten, goederen en vormen van gebruik in algemene zin zijn gewaarborgd" (Ministerie VROM, 1989). Dit wordt als volgt geïnterpreteerd: 'het voortbestaan van planten en dieren is slechts mogelijk als van de respectievelijke soorten levensvatbare, dat wil zeggen voldoend grote, populaties aanwezig zijn'. Volgens deze interpretatie moeten de soorten niet alleen (potentieel) kunnen voorkomen, maar ook werkelijk (actueel) in voldoende abundantie voorkomen.
Dit betekent dat het bestaan van monofunctionele AMK-gebieden principieel uitgesloten wordt geacht en dat overal in Nederland enige basisnatuur, verweven in andere functies, aanwezig moet zijn. Deze interpretatie is gebaseerd op de formulering in het NMP, maar kan afwijken van interpretaties die van een smalle opvatting van het taakveld van het milieubeleid uitgaan.
Doordat er in AMK-gebieden sprake is van multifunctionaliteit zal het realiseren van optimale condities voor alle functies in de praktijk veelal onmogelijk zijn; er is per definitie sprake van een compromis.

BMK wordt in dit onderzoek alleen ingevuld voor natuur, uitgaande van de idee dat alle gebruiksfuncties, inclusief grondwaterwinning, op den duur overal in Nederland, en dus in AMK-gebieden, moeten kunnen worden vervuld. Dit maakt het mogelijk BMK-gebieden te onderscheiden, die een bijzondere natuurwaarde hebben. BMK-gebieden kunnen nog wel gebruiksfuncties vervullen, zoals recreatie en visserij, mits deze niet strijdig zijn met de eisen van de natuur.
Als ondergrens voor het oppervlak van BMK-gebieden wordt hier tenminste 0.51 km^2 (afgerond 1 km^2) aangehouden. Kleinere snippers natuur worden tot het AMK-gebied gerekend.

Met de begrippen AMK en BMK wordt de milieukwaliteit gedifferentieerd naar aard. Bij AMK gaat het om een andere milieukwaliteit dan bij BMK, en niet om een hogere; het gaat namelijk om andersoortige gebieden. Daarom wordt ook gesproken van AMK-gebied en BMK-gebied.
Dit standpunt ten aanzien van AMK en BMK wijkt enigszins af van de praktijk in het waterbeleid, waar nadrukkelijk over 'hogere ecologische doelstellingen' wordt gesproken.

Ten tweede wordt aangesloten bij de termen grenswaarde en streefwaarde.
Een streefwaarde geeft een hogere kwaliteit aan dan een grenswaarde. Daarbij wordt uitgegaan van de hierboven gegeven definities, die stellen dat de streefwaarde slechts een verwaarloosbaar risico betekent, terwijl

de grenswaarde een maatschappelijk geaccepteerd risico met zich meebrengt.

HOOFDSTUK 3: METHODE IN HOOFDLIJNEN

3.1 Inleiding

De milieukwaliteit van ecodistricten zal, overeenkomstig hetgeen is gesteld in HOOFDSTUK 2, worden gemeten met behulp van kwaliteitsparameters die van belang zijn voor de verschillende functies van het gebied. Het gebied met zijn specifieke eigenschappen en gebruik vormt dan ook het uitgangspunt. Zoals gesteld in HOOFDSTUK 2 en de titel van dit rapport, gaat het hier om ecodistrict(typ)en.

Het kiezen van deze parameters is een normatieve stap in een hele reeks meer of minder normatieve stappen. De verschillende stappen die met elkaar de methode in hoofdlijnen vormen, zullen achtereenvolgens kort worden toegelicht.

3.2 Elementen van de procedure

De procedure bestaat steeds uit de volgende elementen:

A Streefbeeld:
Schetsen van het streefbeeld per ecodistrictstype, c.q. per ecodistrict (gebied), onder te verdelen in enerzijds gewenste functies verhouding AMK/ BMK, en anderzijds de beschrijving van de gewenste milieueigenschappen.

B Selectie kwaliteitsparameters:
Selectie kwaliteitsparameters, alsmede het vaststellen van de streefwaarde per parameter.

C Kwantificering:
Verzamelen gegevens en kwantificering huidige waarden in relatie tot de streefwaarden

D Presentatie:
Presenteren van de huidige milieukwaliteit in tabellen of figuren in relatie tot de streefwaarden.

Er zijn binnen deze procedure geringe verschillen tussen AMK-gebieden en gebieden die overwegend BMK zijn. Dit geldt slechts voor de stappen A tot en met C.

Voor AMK-gebieden werkt dit als volgt uit:

1: Het inventariseren van de verschillende gewenste gebruiksfuncties, inclusief een zekere basisnatuur. Van de gebruiksfuncties en de basisnatuur worden de milieukwaliteitseisen geinventariseerd. Deze hebben betrekking op abiotische milieueigenschappen en het karakter van de gewenste basisnatuur.

2: Selecteren van parameters om de voor gebruiksfuncties relevante milieueigenschappen te kunnen meten. Dit zullen overwegend abiotische milieueigenschappen zijn.

3: De minimumeis aan de natuur (basisnatuur), die voor AMK-gebieden geldt, wordt vervolgens geoperationaliseerd. Het ligt voor de hand daartoe parameters van flora en fauna te selecteren, omdat deze een voor het natuurbehoud zelfstandige waarde vertegenwoordigen. Behalve biotische parameters zijn ook abiotische parameters van belang om de potenties aan te geven voor het voorkomen van levensgemeenschappen.

Samengevat is dit:
1 Streefbeeld gebruiksfuncties en basisnatuur met eisen aan milieueigenschappen
2 Parameters gericht op gebruiksfuncties
3 Parameters voor basisnatuur: eerst biotisch dan abiotisch

Voor BMK-gebieden werkt het als volgt uit:

1: Het vaststellen van de gewenste natuur. Dit bepaalt het streefbeeld en de toe te stane overige gebruiksfuncties. Van deze natuur worden de milieukwaliteitseisen geinventariseerd. Deze zullen overwegend betrekking hebben op het voorkomen van planten en dieren in hun karakteristieke milieu.

2: De eisen aan de natuur worden vervolgens geoperationaliseerd in de vorm van parameters. Dit zijn in eerste instantie biotische parameters (flora en fauna) wegens de zelfstandige waarde die ze voor het natuurbehoud vertegenwoordigen. Vervolgens zijn ook in dit geval weer abiotische parameters van belang in verband met de potenties voor het voorkomen van levensgemeenschappen.

3: Tenslotte kunnen aanvullende parameters worden geselecteerd voor gebruiksfuncties, mits deze niet strijdig zijn met de eisen en wensen vanuit het natuurbehoud.

Samengevat is dit:
1 Streefbeeld natuur en medegebruik (functies) met eisen aan milieueigenschappen
2 Parameters voor natuur: eerst biotisch dan abiotisch
3 Parameters voor gebruiksfuncties, mits niet strijdig met die voor natuur

in dit hoofdstuk zal in algemene zin kort op de eerste drie elementen van de procedure worden ingegaan. In de HOOFDSTUKKEN 4, 5 en 6 zal meer in detail op deze aspecten worden ingegaan. In HOOFDSTUK 7 wordt op de presentatie ingegaan, waarna concrete uitwerking voor de proefgebieden volgt in HOOFDSTUK 8.

3.3 Streefbeelden

Het begrip streefbeeld wordt hier gebruikt om aan te geven wat de beleidsdoelstelling is voor een bepaald ecodistrictstype of ecodistrict.

Een dergelijke beleidsdoelstelling bestaat allereerst uit een keuze inzake de gebruiksfuncties die het gebied nu en op termijn dient te vervullen. Deze keuze vloeit voort uit aanspraken die door verschillende beleidssectoren op een gebied worden gedaan, waarna deze vooral in het kader van de ruimtelijke ordening worden gehonoreerd.
In het algemeen zijn per ecodistrictstype enkele dominante gebruiksfuncties aan te wijzen, hetgeen voortkomt uit de eigenschappen van de ecodistricten.

Na de uitspraak welke functies in welk deel van een ecodistrict(stype) gewenst worden, kan worden aangegeven welke delen van het ecodistrict(stype) AMK-gebied zijn en welke BMK-gebied.
Op grond van deze tweedeling kan voor het ecodistrict(stype) het streefbeeld worden ingevuld voor zover het de gebiedseigenschappen betreft. Vervolgens worden de gewenste milieueigenschappen voor beide kwaliteitstypen geëxpliciteerd.

Door de streefbeelden zeer specifiek te beschrijven wordt geleidelijk de overstap gemaakt naar kwaliteitsparameters.

3.4 Selectie kwaliteitsparameters

De te kiezen parameters moeten voor AMK-gebieden aansluiten bij de relevante gebruiksfuncties. Dit is voor de meeste gebruiksfuncties relatief eenvoudig, omdat daarvoor reeds normenkaders bestaan die grotendeels vanuit de mens-toxicologie (voor drinkwater of landbouwproducten) of vanuit economische afwegingen (landbouw, bosbouw) zijn onderbouwd. Het gaat daarbij hoofdzakelijk om abiotische ecosysteemparameters, dat wil zeggen eigenschappen van lucht, bodem en water.
Omdat de voor deze functies bestaande normenkaders meestal geen gebiedsdifferentiatie kennen, kan net een relatief beperkte set van parameters worden volstaan die dan gelden voor meerdere of alle ecodistricttypen, namelijk het kleinste gemene veelvoud van alle afzonderlijke parameters. Omdat niet alle ecodistricttypen dezelfde functies (behoeven te kunnen) vervullen, zullen deze parameters ook niet voor alle ecodistricttypen dezelfde zijn.
Voor de natuur in AMK-gebieden is het, in tegenstelling tot bij de meeste op andere functies gerichte parameters, van belang dat kwaliteitsparameters aansluiten bij het karakter van het gebied. Dat betekent dat ze kenmerkend moeten zijn voor het gebied. Het is juist het eigen karakter van een gebied, in casu ecodistricttype, dat het waardevol maakt vanuit het oogpunt van natuur en landschapsbehoud. Het natuurbeleid stelt om deze reden expliciet als doel dit eigen karakter te bewaren.
Het eigen karakter van de natuur wordt bepaald door zowel de flora en fauna, ofwel de biotische parameters, als door de condities, overwegend abiotische parameters. Daarom kan voor de natuur steeds begonnen worden met het kiezen van de gewenste bioptische parameters, waarna de abioti-

sche condities er aan kunnen worden toegevoegd. Deze zijn van belang, omdat ze de potenties voor de natuur in de toekomst bepalen.

Het bovenstaande betreffende gebiedsspecifieke invulling van parameters voor de natuur, geldt zowel voor de 'basisnatuur' in AMK-gebieden, als voor bijzondere natuur in BMK-gebieden.
Omdat de natuur in BMK-gebieden veelal nog specifieker zal zijn voor het gebied, is het zeer belangrijk zeer goed te formuleren wat voor soort natuur op een bepaalde plaats in een ecodistrict(stype) wordt gewenst. Het is immers van belang dat de natuurparameters die worden gekozen kenmerkend zijn voor het gebied. De precieze keuze van kenmerkende kwaliteitsparameters voor AMK en BMK wordt behandeld in HOOFDSTUK 5.

3.5 Kwantificering

Als de milieukwaliteitsparameters gekozen zijn, kan begonnen worden met het verzamelen van gegevens over deze parameters. In het algemeen is er behoefte aan gegevens van:

1 het verleden, opdat een realistische streefwaarde voor de afzonderlijke milieukwaliteitsparameters kan worden opgesteld;
2 het heden, opdat de milieukwaliteit op dit moment kan worden vastgesteld; en
3 de toekomst, waarbij er nog meerdere opties zijn om de gegevens te verzamelen. In dit geval is een kosten-effectieve bemonsteringswijze gewenst, waarbij eventueel kan worden aangesloten bij reeds bestaande monitoringsprogramma's of geheel nieuwe kunnen worden geëntameerd.

De beschikbaarheid van gegevens, met name van verleden en heden, is vanzelfsprekend medebepalend bij de keuze van de parameters, ofwel de vorige stap in de procedure. Parameters, waarvan geen kwantitatieve gegevens kunnen worden gevonden of op z'n minst betrouwbare schattingen kunnen worden gemaakt, zijn voor milieukwaliteitsbepaling onbruikbaar.
Op het verzamelen van gegevens zal worden ingegaan in HOOFDSTUK 6.

HOOFDSTUK 4: ASPECTEN VAN ECOLOGISCHE NORMSTELLING

4.1 Inleiding

Zoals in HOOFDSTUK 2 is gesteld zijn normatieve aspecten van kwaliteitsbepaling alle aspecten die niet op wetenschappelijk onderzoek gebaseerd zijn, maar op maatschappelijke keuzen berusten.
In het kader van kwaliteitsbepaling van ecosystemen is er sprake van ecologische normen. Deze staan in relatie tot de gewenste functies in een gebied. Tegen deze achtergrond is het nu noodzakelijk de normatieve uitspraken ten aanzien van gewenste functievervulling en de daarbij gewenste milieukwaliteit te expliciteren.

- De eerste normatieve keuze betreft de keuze van relevante functies per ecodistrict(type).
- De tweede normatieve keuze betreft de prioritering van functies per ecodistrict(type).
- De derde normatieve keuze betreft de aanwijzing van AMK- en BMK-gebieden binnen ecodistrict(typ)en.
- De vierde normatieve keuze betreft de keuze van relevante parameters per gebied en in aansluiting op de relevante functies, met inbegrip van de biotische parameters.
- De vijfde normatieve keuze heeft betrekking op het vaststellen van streefwaarden per parameter.

De bovenstaande keuzen zijn grotendeels gebaseerd op keuzen die voor een deel reeds in het beleid zijn gemaakt. Dit geldt met name voor de keuzen één tot en met drie. Met elkaar vormen deze de basis van de streefbeelden.
De laatste twee keuzen zijn slechts gedeeltelijk door het beleid gemaakt. In het bijzonder bij het kwantitatief operationaliseren van de streefbeelden in termen van streefwaarden voor kwaliteitsparameters zijn dit belangrijke keuzen. Ze vormen dan ook de normatieve kern van het vraagstuk van milieukwaliteitsbepaling.

4.2 Streefbeelden

Het opstellen van streefbeelden heeft betrekking op het beschrijven van een ecodistrict(type) in kwalitatieve normatieve termen.
Omdat streefbeelden zijn gebaseerd op doelstellingen in het milieubeleid in brede zin, met inbegrip van onderdelen van de ruimtelijke ordening, kunnen ze onderhevig zijn aan verandering. Dergelijke doelstellingen zijn immers afhankelijk van veranderende inzichten, zodat het ongewenst moet worden geacht als streefbeelden niet met dergelijke veranderende inzichten zouden kunnen veranderen. Als voorbeeld hiervan kan worden gewezen op mogelijke streefbeelden ten aanzien van het Laagveengebied. Deze kunnen variëren van 'oermoeras', via cultuurreferenties, waarbij het huidige weidebouwkundig gebruik als uitgangspunt wordt genomen, tot een volledig nieuw in te richten recreatie/ natuurgebied. Deze sterk verschillende streefbeelden kunnen in verschillende perioden relevant worden, afhankelijk van achterliggende culturele en economische processen. Momenteel

lijkt een cultuurreferentie voor het Laagveengebied nog voor de hand te liggen, maar als de landbouweconomische omstandigheden sterk zouden veranderen, zou ook een meer op natuurontwikkeling gericht streefbeeld denkbaar kunnen worden. Dit zou ten koste kunnen gaan van de voor dit ecodistricttype karakteristieke weidevogels.

Omdat streefbeelden voor ecodistrict(typ)en niet of slechts gedeeltelijk voorhanden zijn, wordt hier een 'eigen' invulling gegeven, gebaseerd op diverse overheidsnota's. Daarbij wordt primair aangesloten bij de streefbeelden voor natuurontwikkelingsgebieden (Ministerie L & V, 1989) en die voor grote wateren (Ministerie V & W, 1989). Deze grote wateren vallen vrijwel geheel samen met ecodistricten.

Het opstellen van streefbeelden omvat allereerst een beschrijving van de gewenste functies en een prioritering tussen deze functies naar ruimtebeslag en/of belangrijkheid. Vervolgens wordt dit geoperationaliseerd in termen van AMK- en/of BMK-gebied.
Op basis van deze keuzen en kennis over de natuurlijke en/of oorspronkelijke milieueigenschappen, wordt het referentiebeeld ingevuld naar milieueigenschappen, zowel abiotische als biotische. Ook dit gaat in kwalitatieve termen.
Op beide zal in de volgende subparagrafen worden ingegaan.

Hier wordt uitgegaan van ecodistricttypen. Vervolgens wordt onderscheid gemaakt in AMK- en BMK-delen binnen een ecodistricttype.
Een meer regionale invulling kan plaatsvinden per concreet ecodistrict (gebied). Zelfs kan nog een verdergaande detaillering worden doorgevoerd, waarbij geleidelijk wordt afgedaald tot het locale niveau van individuele natuurgebiedjes. Dan wordt echter het terrein van de eigenaren (bijvoorbeeld Natuurmonumenten) of beheerders (bijvoorbeeld Staatsbosbeheer) betreden. In concreto kunnen we nu stellen dat de volgende niveaus van detaillering van streefbeelden kunnen worden onderscheiden:

1 Streefbeeld betreffende gehele ecodistricttype.
2 Streefbeeld AMK ecodistricttype.
3 Streefbeeld BMK ecodistricttype.
4 Streefbeeld betreffende ecodistrict (=regionaal)
5 Streefbeeld AMK ecodistrict (=regionaal)
6 Streefbeeld BMK ecodistrict (=regionaal)
7 Streefbeeld concreet BMK-gebiedje binnen ecodistrict (=locaal)

Dit onderzoek richt zich in eerste instantie op de niveaus 1, 2 en 3, die voor het nationale milieubeleid relevant zijn.

4.2.1 Streefbeelden voor functievervulling

Eerst dient een keuze te worden gedaan betreffende de gebruiksfuncties die het gebied nu en op termijn dient te vervullen. Deze keuze vloeit voort uit aanspraken die door verschillende beleidssectoren worden gedaan. De aanspraken vanuit de verschillende beleidssectoren hangen deels af van de potenties van het gebied, ofwel de eigenschappen.

Zo hebben de duinen als landbouwgrond weinig potenties, maar biedt de grote voorraad aan zuiver zoet grondwater goede mogelijkheden aan de waterwinning. In de Pleistocene zandgebieden is winning van grondwater eveneens goed mogelijk, maar daar legt de landbouw eveneens claims. In het laagveengebied legt de landbouw grote claims, maar is waterwinning nauwelijks relevant.
De afzonderlijke claims worden uiteindelijk al dan niet gehonoreerd in het kader van de ruimtelijke ordening. Dit is een beleidsuitspraak, en daarmee een normatieve stap. Op basis van dergelijke uitspraken is het mogelijk per ecodistrictstype één of meerdere hoofdfuncties en de belangrijkste nevenfuncties te expliciteren. Daarom wordt in dit onderzoek zoveel mogelijk aangesloten bij uitspraken dienaangaande in overheidsnota's, in het bijzonder de Vierde Nota Ruimtelijke Ordening (Ministerie VROM, 1989).

Na de uitspraak welke functies in welk deel van een ecodistrict(type) gewenst worden, kan worden aangegeven welke delen van het ecodistrict (type) AMK-gebied zijn en welke BMK-gebied. Tevens kan een percentage urbaan en insdustriegebied worden aangegeven, waarvoor eventueel afwijkingen kunnen worden toegestaan ten aanzien van een aantal gewenste ecosysteemeigenschappen.

4.2.2 Streefbeelden voor milieu-eigenschappen

Op grond van de tweedeling in AMK- en BMK-gebied kan voor het ecodistrict (type) het streefbeeld worden ingevuld voor zover het de milieueigenschappen betreft.
Voor de meeste functies is het daarbij niet nodig te differentiëren naar ecodistrict(type). Waterwinning stelt immers overal dezelfde eisen aan de kwaliteit van het grondwater. Daarentegen is het voor de natuurfunctie cruciaal om per gebiedstype te differentiëren in termen van gewenste kenmerkende planten- en dierengemeenschappen. In mindere mate is dat ook het geval voor recreatie en wonen.
Voor een dergelijke differentiatie van doelstellingen in termen van streefbeelden, kan worden aangesloten bij (rijks)beleidnota's. Voor de natuurfunctie zijn vooral de Nota Natuurontwikkeling (Ministerie L & V, 1989) en het Natuurbeleidsplan (Ministerie L & V, 1989) van belang.

Een voorbeeld kan zijn dat een laaggelegen AMK-zandgebied, zoals de Gelderse Vallei, een groot landbouwpotentieel moet hebben voor grasproductie en snijmais (intensieve veeteelt), terwijl een in hetzelfde ecodistrict gelegen natuurgebied (BMK) schraalgraslanden en broekbossen met actieve veengroei zou moeten omvatten. De kwalitatieve invulling van de milieukwaliteitseisen die deze keuze impliceert, behoort nog tot het schetsen van het streefbeeld.
Dit behelst bijvoorbeeld de eis dat er in het AMK-gedeelte goede drainage moet zijn (geen wateroverlast en goede berijdbaarheid voor grof materieel), maar ook een goede watervoorziening van het gewas (dus geen te lage grondwaterstand), en dat er een goede voedselvoorziening van het gewas moet zijn (voedselrijke bodem). Dit zijn op de landbouw gerichte eisen, die feitelijk voor het gehele land geldig zijn.

Daarnaast moet gespecificeerd worden wat voor 'basisnatuur' er nog in het gebied aanwezig zou moeten zijn in termen van planten- en dierengemeenschappen. Het betreft zowel de ruimtelijke structuur, bijvoorbeeld een aaneengesloten netwerk van heggen of houtwallen, als de soort natuur, bijvoorbeeld elzenhagen en beekbegeleidende elzenbroekbosjes.
Op soortgelijke wijze dient ook het streefbeeld voor de BMK-gedeelten te worden ingevuld. Dit kan betekenen dat wordt geëxpliciteerd welke planten- en dierengemeenschappen in dat gebied aanwezig zouden behoren te zijn.

De belangrijkste vraag is nu welke natuur in zowel AMK als BMK gedeelten aanwezig moet zijn. Hiervoor zijn de volgende alternatieve benaderingen mogelijk:

1 Vanuit een theoretisch concept betreffende de grootte van levensvatbare populaties in combinatie met beleidsuitspraken over te behouden soorten.
2 De huidige natuur als streefbeeld gebruiken, ofwel een steady-state nastreven.
3 Een bepaald jaar in het verleden als referentie gebruiken, waar eventuele streefbeelden van kunnen worden afgeleid (bijv. CUWVO (1988) en Rijkswaterstaat met de AMOEBE (Ten Brink & Hosper, 1989».
4 Een bepaald streefbeeld voor de toekomst schetsen vanuit wenselijkheid (bijvoorbeeld Natuurbeleidsplan)

ad 1:
De belangrijkste keuze betreft in deze benadering het aantal soorten waarvan het voortbestaan veilig moet worden gesteld, alsmede de vraag welke soorten. In het kader van het stoffenbeleid is gesteld dat tenminste 95 % van de soorten in Nederland moeten kunnen voortbestaan bij de AMK-eisen ten aanzien van toxische stoffen (Risico-brochure DGM: Ministerie VROM, 1989). De overige 5 % zou alleen in natuurgebieden (BMK-natuur) moeten kunnen voortbestaan, waarmee dan alle 100 % van de soorten beschermd zijn.
De grens van 95 % is gekozen op basis van adviezen over grenswaarden van stoffen in bodems vanuit ecotoxicologisch onderzoek aan bodemfauna. De indruk bestaat dat deze eis voor stoffen redelijk is en ook gehaald kan worden. Redelijk lijkt deze eis, omdat toxische stoffen voor alle functies schadelijk zijn. Haalbaar lijkt deze eis omdat in het toxische stoffenbeleid de discrepantie tussen feitelijke milieukwaliteit en gewenste kwaliteit nog niet zo groot is als bij sommige andere thema's zoals vermesting of verzuring.
Indien deze eis van toepassing zou worden verklaard op de andere milieuthema's ontstaat een probleem door de grote discrepantie tussen feitelijke en gewenste milieukwaliteit. Een tweede, meer praktisch probleem heeft betrekking op de breedte van het spectrum aan soorten dat met deze grenswaarde moet worden beschermd: geldt dit alleen voor zoogdieren en vogels of ook voor bodemfauna, planten, schimmels, korstmossen enzovoort? Het operationaliseren en meten van de effectiviteit van beleid voortvloeiend uit deze eis is daardoor lastig, zo niet onmogelijk.

Voor ecodistrict(typ)en geldt bovendien dat slechts een deel van alle Nederlandse soorten daarin van nature voorkomt. Bijvoorbeeld de Blauwe Zeedistel komt immers alleen in de kalkarme duinen (ecodistrict D1) voor. Het lijkt dan ook noodzakelijk zodanig te differentiëren dat alleen voor de soorten waarvoor een ecodistrict belangrijk is voor het totaal aan potentieel biotoop, deze eisen van 95 % en 100 % respectievelijk, van toepassing worden verklaard.

Deze benadering zal niet worden gevolgd in verband met de verwachte moeilijke operationaliseerbaarheid.

ad 2:
Bij het streven naar een 'steady-state' (binnen bepaalde grenzen voor natuurlijke fluctuaties en natuurlijke processen) wordt uitgegaan van de huidige toestand van het milieu. Dit principe moet vooral niet verward worden met dat van 'stand-still', dat betrekking heeft op emissies of de mate van belasting. Waar stand-still bijvoorbeeld slaat op de totale uitstoot aan verzurende stoffen in een nader te omschrijven gebied, heeft steady-state betrekking op een constante waarde van bijvoorbeeld zuurgraad (pH) en basenverzadiging in de bodem. Een 'steady-state' eis aan de milieukwaliteit impliceert dan ook niet dat de belasting van het milieu gelijk mag blijven. De huidige belastingen veroorzaken immers in veel gevallen nog een verdere achteruitgang van de milieukwaliteit. Een 'stand-still' beginsel zal slechts tot een 'steady state' leiden als er geen sprake is van accumulatie (fosfaat, zware metalen) of onomkeerbare of sterk vertraagde effecten (verzuring, vernietiging, respectievelijk versnippering). Dit lijkt slechts het geval voor verstoring.

Uitgaan van de huidige milieukwaliteit komt overeen met de benadering in de ecotoxicologie, waarbij de effecten van stoffen eveneens in relatie tot de huidige toestand van ecosystemen worden beoordeeld; eventuele veranderingen in ecosystemen in het verleden worden daarbij buiten beschouwing gelaten.
De keuze voor de huidige toestand van het milieu impliceert dat over deze toestand een positief waardeoordeel is uitgesproken. In feite vindt men de milieukwaliteit dan blijkbaar voldoende. Dit wordt momenteel door het beleid onvoldoende ondersteund. Het kan tevens worden beschouwd als een defensief-tactische keuze.

Er wordt hier niet gekozen voor de huidige situatie als streefbeeld. Als belangrijkst argument daarvoor moge de 'onvoldoende' milieukwaliteit op dit ogenblik gelden (zie RIVM, 1988).

ad 3:
De CUWVO neemt de 'natuurlijke' situatie als referentie in geval van een doelstelling van het hoogste niveau. Het streefbeeld is dan een geëxpliciteerde gedeelte realisering van dit referentiebeeld.
Hoe een natuurlijk, ongestoord ecosysteem er uitziet wat betreft voorkomen en abundantie van soorten/soortengroepen tracht men te achterhalen door een situatie in het verleden te beschouwen of transversale vergelij-

king toe te passen (vergelijking met vergelijkbare gebieden elders ter wereld).
DGW-RWS (Ten Brink & Hosper, 1989) heeft 1930 als uitgangspunt genomen voor de 'amoebe' van de Noordzee (zie HOOFDSTUK 7). De Noordzee-amoebe omvat 32 geselecteerde soorten/groepen van soorten en abiotische parameters, variërend van zeehond tot alg en kokkelbank. De aantallen van deze parameters in 1930 (uit toenmalige inventarisaties afgeleid of gereconstrueerd) vormen het referentiebeeld, uitgaande van de veronderstelling dat toen de Noordzee nog relatief ongestoord en levensvatbaar was.

Voor de Noordzee heeft het jaar 1930 misschien nog wel enige betekenis, maar voor terrestrische systemen kan deze referentie wel eens te laat vallen of juist te vroeg. Tevens ontbreekt het vaak aan gegevens, die bijvoorbeeld in het Florabestand van het Rijksherbarium zijn geordend in 'voor 1950' en 'na 1950'.
Ten tweede is, meer principieel, de keuze voor een 'natuurlijke toestand' voor wateren misschien nog te verantwoorden omdat zodanige menging en uitwisseling optreedt dat van een 'evenwichtstoestand' kan worden gesproken. Voor landecosystemen is dit echter problematisch. Waar het streven naar een 'natuurlijke toestand' voor sommige natuurgebieden (BMK) nog relevant kan zijn, is dit zeker niet het geval voor gebieden met andere hoofdfuncties (AMK) of zelfs natuurgebieden, waarin de natuurwaarden juist dankzij een zekere cultuurdruk (gebruik binnen zekere grenzen) tot stand zijn gekomen, zoals blauwgraslanden en dergelijke. In dat geval kan weliswaar de situatie in een bepaald jaar in het verleden als na te streven worden genomen, maar de keuze van een dergelijk jaartal is dan zeer willekeurig.

Met betrekking tot de keuze van een bepaald referentiejaar om een streefbeeld aan te ontlenen wordt hier het standpunt ingenomen dat dit voor vooral de terrestrische ecodistrict(typ)en een onrealistisch streefbeeld zou betekenen. Dit zou mogelijk teveel associaties oproepen met 'terug naar de natuur', 'terug naar het jaar 0', of 'terug naar 1880'. Dit is tegen de achtergrond van de maatschappelijke, technische en culterele veranderingen van de eeuw een te conservatief streven. Veeleer gaan de gedachten uit naar het jaar 2010 of 2050, omdat ook het natuur- milieu-, en ruimtelijke ordeningsbeleid daarop gericht zijn. Deze jaartallen liggen echter nog in het verschiet, om welke reden ze hieronder als toekomstbeelden zullen worden geschetst.

ad 4:
Toekomstbeelden zijn er alleen voor natuurgebieden in ruime mate. Voor cultuurgebieden ontbreken ze nagenoeg geheel, hetgeen weinig beleidsmatige rugdekking oplevert.
Toch wordt er hier voor gekozen van toekomstbeelden uit te gaan. De invulling van deze streefbeelden dient dan plaats te vinden op basis van:

- de vroegere toestand (literatuur- en kaartanalyse)
- de wensen vanuit verschillende beleidssectoren, met nadruk op het natuurbeleid (Nota Natuurontwikkeling, Nationaal Natuurbeleidsplan) voor de BMK-natuurgebieden;

- het huidige en het in de toekomst te verwachten gebruik (onder meer 4e Nota Ruimtelijke Ordening, Notitie Ruimtelijke Perspectieven) voor de AMK-gebieden;
- transversaal onderzoek (vergelijking met soortgelijke gebieden elders in de 'wereld', met name Noordwest Europa);
- deskundigenoordeel van het projectteam.

Door deze aanpak is er een gedeeltelijke 'rugdekking' door aan te sluiten bij reeds geformuleerde beleidsdoelstellingen. Voor een deel echter is er sprake van 'futurologie' op basis van veronderstellingen ten aanzien van landschapsecologische ontwikkelingen.

Voor een bredere ondersteuning is het noodzakelijk deze keuze op principieel niveau (toekomst in plaats van verleden of heden), en op operationeel niveau (hoe moet een ecodistrict(type) er dan uitzien) ter discussie te stellen. Dit zou bij voorkeur dienen plaats te vinden met een forum van beleidsmedewerkers van verschillende departementen (NMF, DGM, RPD, RWS), hun wetenschappelijke adviseurs (Natuurbeschermingsraad, RIVM, RARO, DBW/RIZA en DGW) en wetenschappers (RIN, Staring Centrum, Dorschkamp, WL, en dergelijke).

4.3 Grens- en streefwaarden

Nadat bij streefbeelden concrete parameters zijn gekozen, ontstaat de mogelijkheid voor deze parameters grens- en streefwaarden vast te stellen. Omdat de streefbeelden verschillen voor AMK- en BMK-gebiedsdelen binnen een ecodistrict(type), kunnen deze voor beide afzonderlijk worden vastgesteld. Daarnaast kan de verhouding tussen AMK en BMK-gebied in een getalswaarde worden vastgelegd.

Een grenswaarde voor AMK/BMK lijkt ongewenst tegen de achtergrond van een zekere flexibiliteit die in het ruimtelijke ordeningsbeleid wordt gewenst. Een streefwaarde ten aanzien van de AMK/BMK zal per ecodistrict(-type) wel kunnen worden vastgesteld op basis van het huidige natuurontwikkelingsbeleid (Ministerie L & V, 1989) en de daarop inspelende ruimtelijke ordening (Ministerie VROM, 1986; Notitie Ruimtelijke Perspectieven).
Tevens kan een streefwaarde worden aangegeven betreffende welk deel van een ecodistrict(type) urbaan of industriegebied zou mogen zijn. Een dergelijke streefwaarde dient vanzelfsprekend door het ruimtelijke ordeningsbeleid te worden vastgesteld.

Ten aanzien van grens- en streefwaarden voor AMK en BMK afzonderlijk kan worden aangesloten bij de omschrijving van milieukwaliteit in het NMP (Ministerie VROM, 1989). Hier is gesteld dat het voortbestaan van planten en dieren moet zijn gewaarborgd. Dit wordt zo geinterpreteerd dat dan niet alleen de condities voor dit voortbestaan gunstig moeten zijn, maar dat ook een levensvatbare populatie van de betreffende soort en z'n eventuele voedselorganismen aanwezig moet zijn.
Het voortbestaan van een levensvatbare populatie kan dan als grenswaarde worden beschouwd, mits dit niet het gevolg is van overloop vanuit 'overschotgebieden' (meestal BMK-kerngebieden). Het in het geheel niet optre-

den van effecten op organismen (op het niveau van individuen) kan als streefwaarde worden voorgesteld. Dit laatste spreekt voor zich, en zal in de praktijk vrijwel nooit gerealiseerd kunnen worden.

Met betrekking tot het vaststellen van een grenswaarde zijn de volgende overwegingen mogelijk relevant.
Allereerst kan worden geconstateerd dat het buitengewoon moeilijk is de omvang van een levensvatbare populatie ('minimum viable population size') voor alle relevante soorten exact vast te stellen.
Vervolgens zou, om aan dit wetenschappelijke dilemma te ontkomen, naar analogie met de praktijk in de toxicologie met een zekerheidsmarge kunnen worden gewerkt, uitgaande van deskundigenschattingen over de grootte van levensvatbare populaties. In de toxicologie is het gebruikelijk om voor een proefdier het 'no-observable-effect level' als basis te nemen, waarna de gevonden waarde met een veiligheidsfactor variërend van ongeveer 100 tot 10.000 wordt geconverteerd tot een grenswaarde. Deze factor is afhankelijk van de stofeigenschappen. Op vergelijkbare wijze zou voor een soort de minimale levensvatbare populatiegrootte om veiligheidsredenen met een factor 100 (? voor predatoren ?) tot 10.000 (? voor primaire producenten ?) kunnen worden vermenigvuldigd.

In het algemeen kan worden gesteld dat deze theoretische benadering op de nodige problemen stuit. Daarom zullen op grond van bovenstaande overwegingen geen grenswaarden worden afgeleid voor de afzonderlijke parameters.

Ten aanzien van streefwaarden zal evenmin de boven gesuggereerde benadering worden gevolgd, vanwege te verwachten operationaliseringsproblemen. In dit onderzoek worden streefwaarden voorgesteld op basis van presentie, abundantie, relatieve oppervlakten, stofgehalten en dergelijke.
De streefwaarden kunnen pas worden vastgesteld als de precieze milieukwaliteitsparameters zijn geselecteerd. Dit komt dan ook pas aan de orde bij de voorbeeldduitwerkingen (HOOFDSTUK 8).

HOOFDSTUK 5: KEUZE VAN KWALITEITSPARAMETERS

5.1 Inleiding

Nadat het kwalitatieve streefbeeld voor een **ecodistrict** is geschetst kunnen kwaliteitsparameters worden geselecteerd (zie HOOFDSTUK 3). In dit HOOFDSTUK wordt allereerst ingegaan op de criteria die bij de selectie van kwaliteitsparameters een rol spelen.
Vervolgens wordt nader ingegaan op de keuze van de parameters zelf. Achtereenvolgens zullen de **abiotische** parameters voor **gebruiksfuncties**, de abiotische parameters voor de **natuurfunctie**, de biotische parameters voor de gebruiksfuncties en de biotische parameters voor de de natuurfunctie worden behandeld.

5.2 Criteria voor de keuze van kwaliteitsparameters

Bij de keuze van kwaliteitsparameters zijn de volgende vier criteria van belang:

1 Beleidsrelevantie (relevant voor functies)
2 Stuurbaarheid (relatie met **milieuthema's**)
3 Meetbaarheid (**detecteerbaarheid**, kwantificeerbaarheid)
4 **Aansprekendheid**

In onderstaande **subparagrafen** wordt nader ingegaan op de vier criteria.

5.2.1 Beleidsrelevantie

Parameters **zijn** beleidsrelevant als zij betrekking hebben op milieueigenschappen die van belang zijn voor door het beleid gewenste functies. Zowel abiotische als biotische parameters kunnen relevant zijn; gebruiksfuncties kunnen immers eisen stellen aan zowel abiotische als biotische **milieueigenschappen**. In het algemeen zijn de meest beleidsrelevante parameters de hoge-orde **effectparameters**. De relatie tussen dergelijke parameters en de functies is hier gewoonlijk het sterkst (zie HOOFDSTUK 2).

Voor de meeste gebruiksfuncties is het relatief eenvoudig om geschikte parameters te selecteren, omdat daarvoor reeds normenkaders bestaan. Deze zijn grotendeels vanuit de **mens-toxicologie** (voor drinkwater of landbouwproducten) of vanuit economische afwegingen (landbouw, bosbouw) onderbouwd. Voor de natuurfunctie is dit bij gebrek aan bestaande normenkaders minder eenvoudig, vooral voor terrestrische gebieden. Parameters voor de natuurfunctie moeten aansluiten bij het karakter van het **gebied**, ofwel kenmerkend zijn voor het gebied. Dit eigen karakter maakt het gebied, in casu ecodistricttype, immers waardevol vanuit het oogpunt van natuur en landschapsbehoud.

5.2.2 Stuurbaarheid

Het begrip stuurbaarheid omvat twee aspecten, namelijk voorspelbaarheid enerzijds, en onderscheidend vermogen anderzijds.

Er is sprake van voorspelbaarheid indien er een koppeling kan worden gelegd tussen de waarde van een parameter en bepaalde milieuthema's. In principe kan milieukwaliteitsbepaling losgekoppeld zijn van specifieke milieuthema's. Alleen het kennen van de relatie tussen kenmerken van ecosystemen, ofwel de parameter, en maatschappelijke functies is immers van belang om een uitspraak te kunnen doen over de milieukwaliteit.
Toch is het wenselijk om parameters zodanig te kiezen dat de relatie met de milieuthema's aangegeven kan worden. Alleen dan is het immers mogelijk te voorspellen of vooruit te berekenen (door expert-judgement of met gebruikmaking van kwantitatieve modellen) wat de gevolgen van een bepaalde emissiereductie voor de milieukwaliteit zullen zijn. Dit is gewenst in verband met het gebruik van de methode in scenarioberekeningen in het kader van de MilieuToekomstVerkenningen (MTV). Ook kan gesteld worden dat als bekend is welk milieuthema de oorzaak is van kwaliteitsvermindering, dit direct richting geeft aan het beleid. Hiervoor is het nodig dat zelfs bij een black-box benadering van een ecosysteem iets bekend is over het verband tussen ingreep of milieuthema en effect op de parameter. Bij voorkeur moet de dosis-effect relatie bekend zijn.
In de praktijk zal lang niet altijd aan deze eis voldaan kunnen worden. Door echter parameters te selecteren waarvan de af- of toename is te relateren aan één milieuthema, ofwel lage-orde parameters (zie HOOFDSTUK 2), zal er sprake kunnen zijn van enige voorspelbaarheid. Voor de keuze van parameters betekent dit onder meer dat rekening moet worden gehouden met de gevoeligheid van een ecodistricttype voor een bepaald thema; in gebieden die gevoelig zijn voor een bepaald milieuthema moeten de kwaliteitsparameters een achteruitgang tijdig aangeven.

De eis van onderscheidend vermogen voegt hier nog aan toe dat er bij voorkeur geen sprake mag zijn van synergisme waardoor niet meer te achterhalen valt wat nu precies de oorzaak is van een bepaalde verandering van de meetparameter.
Voor het onderscheidend vermogen is het ook nog van belang dat de meetparameter niet te laat of traag reageert. Een zekere gevoeligheid is dus vereist. Ook hiervoor geldt dat het de voorkeur verdient lage-orde parameters te selecteren.

Lage-orde parameters hebben echter ook nadelen. Eerder is immers in verband met de beleidsrelevantie gesteld dat juist hoge-orde effect parameters de voorkeur verdienen. Daarom worden beide typen parameters in combinatie gebruikt. Met behulp van een dergelijke combinatie is er sprake van zowel goed stuurbare 'early warning'-achtige parameters als parameters dicht bij de beleidsdoelen.

5.2.3 Meetbaarheid

Het criterium meetbaarheid valt eveneens uiteen in twee aspecten, namelijk detecteerbaarheid en kwantificeerbaarheid.

Onder detecteerbaarheid wordt hier verstaan dat een parameter meetbaar moet zijn met gebruikmaking van eenvoudige meetapparatuur of, nog liever, zintuiglijke waarneming. Zo dienen geselecteerde planten bijvoorkeur gemakkelijk herkenbaar te zijn, geselecteerde vogels gemakkelijk op oog of gehoor gedetermineerd te kunnen worden en kroosbedekking van sloten liever vanuit een vliegtuig te kunnen worden waargenomen.

Kwantificeerbaarheid heeft betrekking op het kunnen aangeven van veranderingen op gedifferentieerder wijze dan kwalitatief of binair. In het algemeen kunnen binaire maten, zoals bijvoorbeeld de presentie van soorten, vrij gemakkelijk in kwantitatieve maten worden omgezet. Bij presentie van soorten kan bijvoorbeeld de procedure worden gevolgd van presentie per km^2 of per uurhok, waarna het percentage uurhokken als kwantitatieve maat geldt. Bij puntwaarnemingen kan het aantal punten van een bepaalde binaire waarde worden afgezet tegen het totale aantal waarden, enzovoort.
In principe zijn op deze manier de meeste kwalitatieve en/of binaire maten simpel om te zetten in kwantitatieve. Kwantificeerbaarheid speelt dus geen onderscheidende rol bij de parameterselectie.

5.2.4 Aansprekendheid

Kwaliteitsparameters zouden bij voorkeur aansprekend moeten zijn in de *zin* dat ze voor leken en beleidsmakers een beeld oproepen. Dit bevordert de maatschappelijke acceptatie van methode en resultaten. Zo stelt het Natuurbeleidsplan (Ministerie L & V, 1989) bijvoorbeeld dat soorten, waarvoor soortgericht beleid gevoerd gaat worden, er zich voor zouden moeten lenen het maatschappelijk draagvlak van het natuurbeleid te versterken. Soms wordt hierbij ook de term 'aaibaarheid' gebezigd.
Een bijzonder geval van aansprekendheid is gelegen in het begrip 'ambassadeur'. Voor het beleid ten behoeve van zoete aquatische systemen is bijvoorbeeld de otter als ambassadeur aangewezen. Voor de Waddenzee wordt de Zeehond als zodanig beschouwd. Voor de Rijn heeft de zalm een ambassadeursfunctie, alhoewel diens indicatieve waarde betreffende de waterkwaliteit ter discussie staat. Voor Nederland als weidevogelland tenslotte moge de grutto als ambassadeur gelden.
Ook voor andere functies is aansprekendheid een criterium. Kwaliteitsparameters zoals algenbloei, kroosbedekking en doorzicht in relatie tot zwemwater voldoen in hoge mate aan dit criterium.

Sommige parameters zoals algenbloei, brandnetels, vergrassing van de heide en dergelijke, hebben als nadeel dat een toename ervan negatief moet worden beoordeeld. Het is echter aansprekender als een vooruitgang ook positief te beoordelen zou zijn. Omdat sommige negatieve kwaliteitsparameters echter zeer goed bruikbaar zijn tegen de achtergrond van de hiervoor behandelde criteria, worden deze niet uitgesloten. Eventueel kunnen negatieve parameters worden 'omgepoold'. De parameters kunnen dan worden: geen algenbloei, weinig brandnetels en niet-vergraste heide.

5.3 Abiotische parameters

Abiotische parameters spelen een rol bij het bepalen van de milieukwaliteit voor zowel de gebruiksfuncties als voor de natuurfunctie. In paragraaf 5.3.1 wordt de keuze van abiotische parameters voor gebruiksfuncties besproken. In paragraaf 5.3.2 wordt ingegaan op de parameterkeuze voor de natuurfunctie.

Bij de keuze van de parameters spelen de in de vorige paragraaf besproken criteria steeds een rol. Er zal hier echter niet steeds expliciet naar worden verwezen.

5.3.1 Abiotische parameters voor gebruiksfuncties

Voor een aantal gebruiksfuncties zal kort worden ingegaan op de milieukwaliteitseisen die zij stellen aan abiotische milieueigenschappen en op de parameters die betrekking hebben op deze eigenschappen.

Vanuit de woonfunctie worden vooral eisen gesteld aan de kwaliteit van bodem en grondwater (verontreiniging) en lucht (verontreiniging, stank, geluid). Daarnaast zijn er eisen aan een prettige woonomgeving in de zin van 'aanwezigheid van voorzieningen' en dergelijke, die echter niet tot het ecosysteem behoren.
Mogelijke abiotische parameters voor de woonfunctie zijn: concentraties van zware metalen en andere toxische stoffen in bodem, grondwater of lucht, stank, aantallen decibellen lawaai aan de gevel en in huis.

De landbouw stelt eisen aan de bodem (verontreiniging, verzuring, nutriëntenvoorziening: bemesting, bewerkbaarheid) en het grondwater (verdroging/verzilting, berijdbaarheid). Voor een aantal gewassen is ook de luchtkwaliteit van belang (gladiolen en andere bloemen stellen bijvoorbeeld eisen aan het fluorgehalte) en voor veeteelt is de kwaliteit van het drenkwater van belang (onder meer kaliumgehalte in verband met kopziekte bij rundvee). De landbouw stelt tevens eisen aan de draagkracht van de bodem. Dit in verband met de mogelijkheid vroeg in het voorjaar de percelen met zwaar materieel te kunnen berijden.
Voor de landbouw zijn deels dezelfde parameters relevant als voor de woonfunctie: concentraties van zware metalen en andere toxische stoffen in bodem, of lucht. Aanvullend zijn echter concentraties meststoffen, de draagkracht van de bodem, de grondwatertrap en andere parameters relevant.

De productiebosbouw kan worden beschouwd als een vorm van landbouw met hout als gewas. Ook deze stelt vooral eisen aan bodem (verzuring, nutrientenvoorziening), grondwater (verdroging/verzilting) en lucht (vooral van belang voor het naaldbos vanwege de invloed op de bladademhaling). In grote lijnen zijn voor de productiebosbouw dezelfde typen parameters relevant als voor de landbouw, alhoewel bosbouw vaak wat kritischer is omdat minder 'geconditioneerd' kan worden met bemesting, bekalking, detaildrainage en dergelijke.

De visserijfunctie stelt eisen aan de oppervlaktewaterkwaliteit. Er wordt daarbij gedifferentieerd voor verschillende doeleinden: water voor zalmachtigen, water voor karperachtigen en water voor schelpdieren. Voor deze doeleinden zijn getalsnormen aangegeven voor met name toxische stoffen (Ministerie V&W, 1989). Bij de parameterkeuze kan bij deze normen aangesloten worden.

De drinkwaterwinning stelt eisen aan het ruwwater, waaruit drinkwater wordt bereid. Dit betreft oppervlakte- en/of grondwater. Deze hebben betrekking op gehalten aan stoffen (verontreiniging, vermesting), waaronder ook stoffen die van nature in de bodem aanwezig zijn (zout), of door verzuring in verhoogde gehaltes in het grondwater terecht komen (bijvoorbeeld aluminium). Voor de parameterkeuze kan aangesloten worden bij de kwaliteitseisen voor oppervlaktewater dat bestemd is voor de productie van drinkwater overeenkomstig richtlijn 75/440/EEG (Ministerie V & W, 1981).

Recreatie, in casu de openluchtrecreatie, stelt eisen aan de lucht met betrekking tot geluid (stilte, rust) en stank. Deze eisen lopen ongeveer parallel met die in woongebieden. Dit geldt bijgevolg ook voor de keuze van parameters. Voor wat betreft de kwaliteit van het zwemwater kan aangesloten worden bij de parameters voor de kwaliteit van zwemwater overeenkomstig richtlijn 76/160/EEG (Ministerie V&W, 1981)

5.3.2 Abiotische parameters voor de natuurfunctie

De doelstellingen voor de natuur zijn in het streefbeeld verwoord in termen van levensgemeenschappen. Abiotische parameters zijn relevant omdat zij informatie geven over de milieueigenschappen die conditionerende zijn voor een levensgemeenschap. Dergelijke parameters zijn met andere woorden gericht op de potenties voor het voorkomen van levensgemeenschappen.

Een tweede reden om abiotische parameters te selecteren is dat ze vaak lage-orde-effectparameters zijn. Voor milieuthema's die op het abiotisch milieu aangrijpen zijn ze dan ook beter geschikt voor een snelle detectie.

Er zijn twee typen abiotische parameters: fysische- en chemische parameters. Fysische parameters hebben betrekking op fysische standplaatsfactoren voor de flora en fysische habitateigenschappen voor de fauna. Een voorbeeld van een fysische parameter is 'grondwatertrap IIb'. Deze parameter heeft betrekking op de standplaatsfactor vocht. Een ander voorbeeld is 'percentage steile oevers'. Deze parameter is relevant in verband met nestelgelegenheid voor oeverzwaluwen of ijsvogels. Chemische parameters hebben betrekking op chemische standplaatsfactoren en habitatfactoren. Voorbeelden van chemische parameters zijn: nutriëntengehalte en gehalte toxische stoffen.

Sommige fysische en chemische parameters betreffen de ruimtelijke structuur. Voorbeelden van dergelijke parameters zijn: 'lengte aaneengesloten zone met lithotrofe kwel langs de voet van de ...', 'een meanderende beek

met een factor x maal de lengte hemelsbreed' of een maat met betrekking tot de isolatie van natuurgebieden.

Zij zijn relevant indien zij informatie verschaffen over:

1 het voorkomen van plaatsen waar de voorwaarden aanwezig zijn waaronder levensgemeenschappen kunnen voorkomen.
2 de ruimtelijke relaties die van belang zijn voor het voorkomen van levensgemeenschappen.

ad 1:
In feite wordt een combinatie van standplaats- of habitatfactoren onder één noemer gebracht (bijvoorbeeld de 'kwelzone' als combinitie van verschillende chemische en fysische factoren) .

ad 2:
Op ruimtelijke relaties wordt in het natuurbeleid steeds meer nadruk gelegd (zie het Nationaal Natuurbeleidsplan) in termen van ecologische hoofdstructuur of ecologische infrastructuur. Deze structuren worden gevormd door het patroon van vlakvormige ecosystemen en verbindingen daartussen. Dit kan begrepen worden in termen van biotische structuren, maar ook abiotische, zoals rivier- of beeklopen of slootpatronen.

Voor het opnemen van parameters met betrekking tot het ruimtelijk structuur in een beoordelingssysteem is gepleit op een studiedag in Nijmegen (Veelenturf, 1989).

5.4 Biotische parameters

Evenals de abiotische parameters zijn ook biotische parameters relevant voor zowel verschillende gebruiksfuncties als de natuurfunctie. In paragraaf 5.4.1 wordt de keuze van biotische parameters voor gebruiksfuncties besproken.
In paragraaf 5.4.2 zijn biotische parameters voor de natuurfunctie het onderwerp.

Evenals in paragraaf 5.3 zal slechts nu en dan expliciet gerefereerd worden aan de vier criteria waaraan parameters dienen te voldoen.

5.4.1 Biotische parameters voor gebruiksfuncties

Biotische parameters kunnen op twee manieren relevant zijn voor gebruiksfuncties. Ten eerste kunnen zij een zelfstandige waarde voor de gebruiksfunctie vertegenwoordigen. Ten tweede kunnen zij indicatief zijn voor een abiotische milieueigenschap die van belang is voor een gebruiksfunctie.
Voorbeelden van parameters van de eerste categorie zijn sluipwespen en predatoren van muizen en andere plagen ten behoeve van de biologische bestrijding in de landbouw. Ook weidevogels en zoogdieren behoren tot deze categorie vanwege hun recreatieve waarde.

Voorbeelden van parameters van de tweede categorie zijn regenwormen die indicatief kunnen zijn voor het kopergehalte in de bodem (van belang voor de landbouw). Een ander voorbeeld is de ondergroei in bossen. Op basis van de samenstelling hiervan worden in de bosbouw zogenaamde 'boniteitsklassen' onderscheiden, die beschouwd worden als productieschatter en voor de keuze van houtsoorten.

5.4.2 Biotische parameters voor de natuurfunctie

In het streefbeeld zijn voor ieder ecodistricttype de kenmerkende en waardevolle planten- en dierengemeenschappen genoemd die behouden zouden moeten blijven (zie HOOFDSTUK 4). Biotische parameters voor de natuurfunctie zijn relevant indien zij indicatief zijn voor het voortbestaan van de betreffende levensgemeenschappen of een eigen waarde vertegenwoordigen.

Er zijn verschillende typen biotische parameters mogelijk: soorten(groepen), ruimtelijke structuur en meer omvattende aspecten van levensgemeenschappen, zoals het aantal trofische niveaus en diversiteitsmaten. Een zeer lange lijst van mogelijkheden wordt gegeven door de Gezondheidsraad (1989) voor aquatische ecosystemen.
Er zal uit deze veelheid aan mogelijkheden een keuze gemaakt moeten worden (zie HOOFDSTUK 2). De meer omvattende aspecten van levensgemeenschappen zijn vaak moeilijk te definiëren, detecteren en kwantificeren. Daarnaast zijn dergelijke parameters over het algemeen minder stuurbaar en aansprekend dan soorten(groepen). Zij worden daarom niet als parameter geselecteerd.

Individuele soorten hebben het nadeel dat ze gevoelig zijn voor eventualiteiten en/of natuurlijke fluctuaties. Door de keuze van soortengroepen van 'in principe' gelijkwaardige soorten wordt deze gevoeligheid minder. Er is sprake van een zekere demping in de tijd, zonder dat trends worden verdoezeld. Mede hierom is gekozen voor soortengroepen als biotische parameter voor de natuurfunctie.
Aanvullend worden ruimtelijke structuur parameters geselecteerd.

Soortengroepen worden samengesteld uit soorten van eenzelfde standplaats (planten) of habitat (dieren), als zij:

1 van betekenis zijn vanwege hun indicatorfunctie voor het duurzaam voorkomen van een levensgemeenschap. De kemphaan is bijvoorbeeld een indicator voor een goede weidevogelpopulatie.

2 essentieel (conditionerend) zijn voor een levensgemeenschap.

3 van betekenis zijn vanwege een door het natuurbeleid toegekende natuurwaarde

ad 1:
Een soort heeft een indicatorfunctie voor de kwaliteit van een levensgemeenschap als deze alleen voorkomt indien aan specifieke abiotische en biotische milieueigenschappen is voldaan. Het zijn soorten met een

geringe ecologische amplitudo die tevens vrijwel uitsluitend in een volledig ontwikkelde levensgemeenschap voorkomen. Wanneer een groep van dergelijke soorten in voldoende mate aanwezig is kan verwacht worden dat de hele levensgemeenschap aanwezig is.
Een soort kan ook indicatief zijn als deze aan de top van de voedselketen staat. Wanneer de betreffende soort in voldoende mate aanwezig is kan verwacht worden dat lagere trofische niveaus ook voldoende aanwezig zijn.

ad 2:
Soorten die aan het begin van de voedselketen staan, hebben een conditionerende functie. Een voorbeeld van een conditionerende soort is de stekelbaars, die van betekenis is als voedselorganisme voor de lepelaar.

Flora
De soortengroepen voor de flora worden geselecteerd op basis van het ecotopensysteem (Evers, De Vries & Udo de Haes, 1982, Stevers et al, 1987; Runhaar et al, 1988). In dit classificatiesysteem is de relatie tussen verschillende abiotische (vochttoestand, trofietoestand, zuurgraad en dergelijke) en biotische (vegetatiestructuur, successiestadium) standplaatsfactoren en het voorkomen van soorten landsdekkend uitgewerkt. Ruimtelijke eenheden die homogeen zijn voor bovengenoemde standplaatsfactoren worden ecotopen genoemd. In de ecotooptypen kunnen soorten van zogenaamde ecologische soortengroepen voorkomen.
Op basis van de relatie tussen ecologische soortengroepen en standplaatsfactoren kan een verandering in een soortengroep gerelateerd worden aan veranderingen in standplaatsfactoren en in het verlengde daarvan aan milieu-thema's.

De invulling van het streefbeeld in de vorm van concrete soortengroepen vindt als volgt plaats:

1 Ten eerste worden ecotooptypen met de bijbehorende ecologische soortengroepen geselecteerd; uitgangspunt vormen de in het streefbeeld genoemde plantengemeenschappen.

2 Vervolgens worden uit de ecologische soortengroepen ca 10 soorten geselecteerd, die samen de (soortengroep-) parameter vormen.
Soorten die een snelle respons geven op veranderde milieueigenschappen krijgen in verband met de stuurbaarheid de voorkeur boven soorten die pas na een lange tijd reageren.
Makkelijk detecteerbare soorten genieten in verband met de meetbaarheid een voorkeur boven slecht detecteerbare soorten.

Fauna
Voor de fauna zijn geen met het ecotopensysteem vergelijkbare typologieën voorhanden. Daarom wordt uitgegaan van een globale notie van mogelijke habitats waarin diersoorten zijn gegroepeerd die min of meer afhankelijk zijn van dezelfde habitatfactoren. Op basis van een dergelijke groepering van diersoorten naar habitats kan een verandering in een soortengroep

gerelateerd worden aan veranderingen in habitatfactoren en in het verlengde daarvan aan milieuthema's (stuurbaarheid).

De concretisering van het streefbeeld in termen van soortengroepen vindt op dezelfde wijze plaats als voor de flora:

1 Ten eerste worden habitats geselecteerd, uitgangspunt vormen de in het streefbeeld genoemde dierengemeenschappen.

2 Vervolgens worden tot ca 10 soorten per habitat geselecteerd, die met elkaar een soortengroep vormen. Vanwege de aansprekendheid en stuurbaarheid worden deze soorten uit dezelfde taxonomische groep geselecteerd. Per habitat kunnen meerdere soortengroepen, elk uit een andere taxonomische groep, geselecteerd worden. Zo kan er sprake zijn van een 'vissengroep' en een 'macrofaunagroep', beide voor de habitat 'sloot'. De soortengroep is de uiteindelijke kwaliteitsparameter.
In verband met de meetbaarheid genieten gemakkelijk meetbare, herkenbare soorten een voorkeur.

Ruimtelijke structuurparameters

Een aparte groep biotische parameters vormen de ruimtelijke structuurparameters. Evenals de in paragraaf 5.3 genoemde abiotische ruimtelijke structuurparameters geven zij informatie over de potenties voor het voorkomen van levensgemeenschappen, in het bijzonder dierengemeenschappen, maar ook ondergroei-gemeenschappen.
Daarnaast kunnen ruimtelijke structuren ook een eigen waarde hebben, vooral vanuit de optiek van landschapsbehoud en recreatie.
Voorbeelden van ruimtelijke structuurparameters zijn oppervlakte algenbloei in grotere wateren per km^2, percentage met kroos bedekte sloten, percentage vergraste heide en de lengte houtwallen per oppervlakteenheid (van belang voor het voorkomen van kleine zoogdieren).

HOOFDSTUK 6: KWANTIFICERING VAN DE KWALITEITSPARAMETERS

6.1 Inleiding

Kwantificering van de geselecteerde parameters is noodzakelijk voor twee doelen: het eenmalig bepalen van de huidige milieukwaliteit met behulp van bestaande inventarisaties, en het monitoren van de milieukwaliteit met behulp van meetnetten.
Aan de kwantificering kunnen een aantal elementen worden onderscheiden:

1 Gegevensbehoefte: identificatie van eisen die gesteld worden aan de gegevens (per parameter). Bijvoorbeeld betreffende ruimtelijke resolutie en volledigheid van gegevens.
2 Gegevensbeschikbaarheid: inventarisatie van bestaande gegevens alsmede de beoordeling van deze gegevens tegen de achtergrond van de behoefte. Hieruit volgt een identificatie van tekortkomingen van bestaande gegevensbestanden en meetnetten.
3 Methode van kwantificering.

Deze drie elementen (gegevensbehoefte, gegevensbeschikbaarheid, en methode) zijn zowel bij het eenmalig bepalen van de milieukwaliteit als bij het monitoren van de milieukwaliteit van belang. Deze beide doelen komen steeds terug in de volgende paragrafen.

6.2 Gegevensbehoefte

Allereerst zal worden aangegeven wat de gegevensbehoefte is voor het eenmalig bepalen van de huidige milieukwaliteit. Vervolgens wordt ingegaan op de gegevensbehoefte voor het monitoren van de milieukwaliteit.

De eisen die aan gegevens worden gesteld kunnen verschillen per parameter, afhankelijk van de mate van homogeniteit en de te verwachten reactiesnelheid. Dit verschilt in het bijzonder voor parameters van de volgende typen:

- soortengroepen, onder te verdelen in: planten en dierengroepen,
- abiotische parameters die alleen in het veld kunnen worden bepaald, en
- ruimtelijke structuur parameters die met remote sensing kunnen worden bepaald (vegetatie structuur en abiotische tezamen).

Voor alle parameters kunnen eisen worden gesteld aan:

1 De ruimtelijke resolutie (roostercelgrootte of kaartschaal).
2 De volledigheid van inventarisaties. Hieronder vallen de dekking (bijvoorbeeld het percentage van de roostercellen in een ecodistrict dat is bemonsterd) en de betrouwbaarheid (bijvoorbeeld dichtheid aan steekproeven/ monsterpunten per roostercel).
3 De meetperiode waarin de veldgegevens zijn verzameld.
4 De bewerkbaarheid van gegevens tot de geselecteerde kwaliteitsparameters. Soms is conversie van basisgegevens (bijvoorbeeld soortsin-

ventarisaties) tot kwaliteitsparameters (bijvoorbeeld soortengroepen) nodig.

In TABEL *6.1* wordt voor een anatal parametertypen een schatting gemaakt van de eisen die aan gegevens worden gesteld voor de milieukwaliteitsbepaling van gehele ecodistrict(typ)en. Voor kleinere gebieden gelden andere eisen, met name met betrekking tot de ruimtelijke resolutie.

TABEL 6.1: Schattingen van eisen die aan gegevensbestanden kunnen worden gesteld voor milieukwaliteitsbepaling van ecodistrict(typ)en.

parameter	ruimtelijke resolutie (km2)	volledigheid (%)	meetperiode (jaar)
plantengroep	1-4	402	<10
diergroep	1-25	402	<10
bodem	0.25	402	<25
grondwaterstand	0.25	502	<10
oppervlaktewater	0.25	602	< 5
gehalte toxische stoffen	4	402	< 5
ruimtelijke parameters	4	1002	<10

ad 1:
De eis ten aanzien van ruimtelijke resolutie van gegevens is voor diersoorten afhankelijk van de 'home range'. Gegevens over soorten met een kleine 'home range' moeten een hogere ruimtelijke resolutie (1-4 km2) hebben dan soorten met een grote 'home range' (5-25 km2).

ad 2:
De behoefte aan dekking van inventarisaties wordt uitgedrukt als oppervlaktepercentage van een ecodistrict. De behoefte aan dekking is echter ook afhankelijk van de totale grootte van het ecodistrict. Bij een klein ecodistrict is het totaal oppervlak gering. Om een representatieve steekproef te verkrijgen zal er in dit geval een groter oppervlaktepercentage moeten worden bemonsterd. Voor een klein ecodistrict (bv. 400 km2) is de behoefte aan dekking dus groter (30%) dan voor een groot ecodistrict (4000 km2: 10%).

De betrouwbaarheid van gegevens wordt per parameter in verschillende eenheden uitgedrukt. Voor abiotische parameters die in het veld worden gemeten kan de betrouwbaarheid worden uitgedrukt als het aantal puntmetingen per oppervlakte (aantal metingen per ecodistrict). Voor overige parameters is de gewenste betrouwbaarheid moeilijk aan te geven en daarom niet uitgewerkt.

ad 3:
De meetperiode is afhankelijk van de reactietijd van parameters. Grondwatertrappen kunnen snel veranderen. Verschillende grondwatertrappenkaarten, gebaseerd op gegevens die in de periode van 1964 tot nu zijn verzameld, zijn dan niet meer vergelijkbaar.

ad 4:
De bewerkbaarheid van gegevens is afhankelijk van de wijze waarop provinciale inventarisaties zijn uitgevoerd. Soms zijn vegetatietypen opgenomen in plaats van dat vegetatieopnamen zijn gedaan of streeplijsten gebruikt. In dat geval is het moeilijk, zo niet onmogelijk, om het voorkomen en de volledigheid van de soortengroepenparameters af te leiden.

De bovenstaande eisen kunnen worden gebruikt voor een globale beoordeling van de bruikbaarheid van beschikbare gegevens. Indien een gegevensbestand ten aanzien van één eis ongunstig uitvalt, betekent dit overigens nog niet dat het onbruikbaar is. Een goede score ten aanzien van de overige eisen kan een dergelijke tekortkoming compenseren. Zo kan een inventarisatie met een matige ruimtelijke resolutie bijvoorbeeld toch bruikbaar zijn als dit nadeel wordt gecompenseerd door een grotere volledigheid, bijvoorbeeld in de vorm van landsdekkendheid.

Bij het monitoren van de milieukwaliteit worden veranderingen van parameters in de tijd gevolgd. Het is daarbij nodig om met een bepaalde frequentie te meten. Het meetinterval moet in overeenstemming zijn met de verwachte snelheid waarmee parameters reageren. Deze snelheid verschilt per type parameter. Veranderingen in vegetatiestructuur verlopen bijvoorbeeld veel langzamer dan veranderingen in vogelpopulaties. Het jaarlijks meten van de vegetatiestructuur is dan niet noodzakelijk. In TABEL 6.2 zijn voor een aantal parametertypen indicaties gegeven voor het meetinterval.

TABEL 6.2: Indicaties voor het meetinterval voor monitoring van afzonderlijke parameters.

parameter	meetinterval (jaar)
plantengroep	5-10
diergroep (kl)	1- 5
diergroep (gr)	1- 5
bodem	10-30
grondwaterstand	5-10
oppervlaktewater	1- 5
gehalten toxische stoffen	5-10
ruimtelijke parameters	5-10

6.3 Beschikbare gegevens

Met behulp van de indicatieve waarden uit TABEL 6.1 en TABEL 6.2 kunnen bestaande inventarisaties en meetnetten worden beoordeeld op hun bruikbaarheid voor kwantificering van milieukwaliteitsparameters in dit onderzoeksproject.
In TABEL 6.3 wordt voor een aantal beschikbare landelijke en provinciale inventarisaties een dergelijk oordeel gegeven. Een korte typering van de inventarisaties is opgenomen in BIJLAGE 2. De beoordeling van de bruikbaarheid van deze inventarisaties voor het eenmalig bepalen van de milieukwaliteit en voor het monitoren van de milieukwaliteit staat in een aparte kolom vermeld. De informatie over de inventarisaties is ontleend aan Dumont, Van der Putten & Reiling (1985) en Beenhakker et al. (1989).

TABEL 6.3: Beoordeling van de bruikbaarheid van bestaande inventarisaties en meetnetten voor het kwantificeren van milieukwaliteitsparameters voor ecodistrict(typ)en (v.o. = vegetatie opname, s.l. = streeplijst, t.k.= typekartering, Gt = grondwatertrap, gw = grondwaterstand; + = goed; o = matig; - = slecht; nvt = niet van toepassing)

bestand	ruimt. resol.	dekking	detail	periode	interval	actueel	1X	monitor
FLORA								
atlas	-	+	*	-	nvt	-	-	nvt
lkn	+	+	+	o	nvt	o	+	nvt
floron	+	-	o	(+)	o	(+)	-	o
v.o.	+	+	o	o	o	o	+	o
s.l.	+	+	t	+	o	o	+	o
t.k.	o	o	-	+	nvt	o	o	nvt
FAUNA-ATLAS								
vogel	o	*	+	+	+	+	+	+
zoogdier	o	o	o	o	nvt	o		
herpetofauna	+	+	o	+	+	+	+	+
vlinder	o	+	-	+	nvt	+	o	nvt
ABIOTISCH								
gt-STIBOKA	+	+	o		nvt	-	-	nvt
gw-DGV/TNO	o	+	?	+	+	+	o	+
ow-RWS								
RUIMTELIJK								
lkn	+	+	+	o	nvt	o	+	nvt
luchtfoto's	+	+	+	+	+	+	+	+

Voor het eenmalig kwantificeren van plantengroepen kan LKN worden gebruikt mits er soortengegevens in LKN worden opgenomen.

Voor het eenmalig kwantificeren van diersoorten geven verspreidingsatlassen goede aanknopingspunten.
Gegevens over de geselecteerde abiotische parameters zijn vaak alleen verspreid aanwezig, onvoldoende nauwkeurig of voor het doel te zeer verouderd. Zo is er bijvoorbeeld weinig bekend over de ruimtelijke verspreiding van milieuvreemde stoffen in de de bodem. Evenmin zijn er voldoende recente gegevens over grondwaterstromen in het bovenste watervoerende pakket en over grondwaterstandfluctuaties. Landsdekkende gegevens over grondwatertrappen zijn deels verouderd.

Gegevens over ruimtelijke structuurparameters zijn in LKN opgenomen op basis van topografische kaarten en IPI-inventarisaties van de provincies. Tevens kunnen ze vrij gemakkelijk worden afgelezen van luchtfoto's.

Wat betreft bestaande meetnetten ten behoeve van het monitoren van de milieukwaliteit kan het volgende worden opgemerkt: het monitoren van plantesoorten wordt binnen FLORON en door een aantal provincies uitgevoerd. De meetfrequentie van de provincies en de gedetailleerdheid van de opnamen van FLORON zijn echter niet voldoende voor het in dit onderzoek gestelde doel. Vogels (SOVON en anderen), herpetofauna en recentelijk ook vlinders worden eveneens reeds gemonitored.
Abiotische oppervlaktewaterparameters worden veelvuldig gemonitored. Overige abiotische parameters zijn op het moment niet voldoende opgenomen in meetnetten. Ruimtelijke structuurparameters kunnen met behulp van luchtfoto's met de gewenste meetfrequentie worden gemonitored.

6.4 Methode van kwantificering per ecodistrict(type)

Achtereenvolgens zullen worden behandeld de procedure voor de kwantificering van soortengroepen (paragraaf 6.4.1), van abiotische parameters die alleen in het veld kunnen worden bepaald (paragraaf 6.4.2) en van ruimtelijke structuurparameters (paragraaf 6.4.3).

6.4.1 Kwantificering van soortengroepen

Soortengroepen (planten en dieren) kunnen worden gekwantificeerd naar presentie of naar abundantie.

De meest eenvoudige presentiemaat betreft het aantal soorten uit een soortengroep dat in een ecodistrict(type) aanwezig is, bijvoorbeeld 9 van de 10 uit een weidevogelsoortengroep. De soorten worden daarbij als in principe gelijkwaardig beschouwd.
Een verandering van de milieukwaliteitsparameter komt in dit geval slechts tot uitdrukking als één van de soorten geheel verdwijnt. Deze maat is weinig gevoelig en om deze reden weinig bruikbaar.

Een verfijning van de presentiemaat werkt met behulp van roostercellen. Het ecodistrict wordt ingedeeld in roostercellen (bv. kilometerhokken, uurhokken). Per roostercel wordt het aantal soorten van een soortengroep bepaald dat aanwezig is; bijvoorbeeld 5 van de 10 weidevogelsoorten in

een roostercel. Dit aantal kan eventueel als percentage worden weergegeven, bijvoorbeeld *50% van* de gehele soortengroep.

Voor ecodistrict(typ)en kunnen de roostercelwaarden op twee manieren worden verrekend :

1 Er wordt voor het ecodistrict een gemiddelde bepaald van de waarde per roostercel.
2 Het gedeelte van een ecodistrict waar de soortengroep voldoende is vertegenwoordigd wordt bepaald. Dit kan worden gedaan door het aantal roostercellen te sommeren waarbinnen een zekere minimumwaarde wordt gehaald. Resultaat is dan bijvoorbeeld dat in 30% van de roostercellen in een ecodsitrict(type) voldoende weidevogelsoorten voorkomen. In dat geval worden cellen die niet voldoen aan de norm niet gekompenseerd door cellen die ruimschoots voldoen.

Abundantiematen drukken de dichtheid van soorten per oppervlakteeenheid uit. De aanvullende informatie die met het gebruik van abundantieklassen wordt verkregen is afhankelijk van de roostercelgrootte en het totaal aantal roostercellen. Bij een zeer kleine roostercelgrootte en een groot aantal roostercellen geeft abundantie nauwelijks meer informatie dan presentie in een aantal roostercellen. Indien de roostercelgrootte toeneemt zal de meerwaarde van abundantiematen toenemen.
De abundantie van soorten uit een soortengroep kan voor het gehele ecodistrict worden bepaald. Deze maat geeft aan of de soortengroep als geheel toe of afneemt. Abundantiematen kunnen ook per roostercel worden bepaald.
Het nut van abundantiematen zal pas bij de voorbeelduitwerkingen kunnen worden vastgesteld. Vooralsnog lijkt het gewenst om abundantie per roostercel (onderverdeeld in 2 klassen: veel en weinig) als aanvullende informatie op de presentiegegevens te gebruiken.

Voor kleine BMK gebieden in een ecodistrict(type) dat overwegend AMK-gebied is, zal een aangepaste kwantificering nodig zijn. Het kan in dat geval nodig zijn een kleinere roostercelgrootte en/of meer abundantieklassen te gebruiken.

De beste wijze van kwantificeren moet deels proefondervindelijk worden bepaald, afhankelijk van het beschikbare materiaal.

6.4.2 Kwantificering van abiotische gegevens die in het veld bepaald worden

Abiotische parameters zoals grondwaterstanden, gehalten aan stoffen en dergelijke worden hoofdzakelijk verzameld in de vorm van puntmetingen. Door interpolatie naar vlekkenkaarten (choropleten) en/of roostercelkaarten wordt een ruimtelijk beeld verkregen.

Kwantificering kan betrekking hebben op:
- het aantal puntwaarnemingen in een bepaalde klasse
- een gemiddelde waarde van puntwaarnemingen
- het aantal roostercellen met een bepaalde gemiddelde waarde (klasse)

- het oppervlak van een bepaalde klasse

De keuze wordt ondermeer bepaald door de wijze waarop gegevens zijn opgeslagen en kan pas in een later stadium worden gemaakt.

6.4.3 Kwantificering van ruimtelijke structuur

Sommige ruimtelijke structuur parameters zijn van een afstand waarneembaar, zoals bos, sloten, dijken, wegen etc. Deze parameters kunnen daarom worden gemonitored met behulp van luchtfoto's of satellietbeelden of andere vormen van remote sensing. Andere, zoals aaneengesloten kwelzones, kunnen deels met remote sensing worden geinventariseerd, maar aanvullend zal vaak veldwerk nodig zijn, bijvoorbeeld om de aard van het kwelwater vast te stellen (lithotroof of van mengwatertype).
Kwantificering kan worden uitgevoerd door het oppervlak of de lengte of de dichtheid van structuren te meten. Onderscheid tussen biotische en abiotische parameters is in dit geval niet relevant, omdat de methode van kwantificering niet verschilt.

6.5 Stand van zaken

Bij de uitwerking van de proefgebieden is het nog niet tot een kwantificering van de parameters gekomen. Daarom zijn belangrijke keuzes over de wijze van kwantificeren nog niet gemaakt, vanuit de gedachte dat dit alleen proefondervindelijk echt goed mogelijk is.
Evenmin is de methode van kwantificering voor kleine BMK gebieden doorgedacht.

Aan de kwantificering zal in vervolgonderzoek een hoge prioriteit moeten worden gegeven.

HOOFDSTUK 7: PRESENTATIE EN INTEGRATIE VAN DE RESULTATEN

7.1 Inleiding: methoden van presentatie

De informatie die voortvloeit uit het bepalen van de milieukwaliteit van een ecodistrict omvat een zeer grote hoeveelheid informatie over zeer vele parameters. Dit verhindert toepassing van de resultaten in beleidsafwegingen. Daarom is het noodzakelijk de wetenschappelijke informatie bruikbaar te maken door een aansprekende wijze van presentatie. Daartegenover staat een wens vanuit de wetenschap om over informatie over de achterliggende individuele parameters te kunnen beschikken. Deze is nodig om exact de veranderingen in de milieukwaliteit vast te kunnen stellen of te voorspellen.

In dit rapport zullen verschillende wijzen van presentatie worden gevolgd, afhankelijk van de doelgroep.
Door conversies, die meestal op verschillende niveaus van aggregatie en daarmee afnemende ingewikkeldheid van presentatie zullen plaatsvinden, kan de grote informatiestroom worden gekanaliseerd voor toepassingen in het beleid zonder de oorspronkelijke data verloren te laten gaan. In dit onderzoek kan dat op een aantal niveaus van aggregatie:

1 informatie over de afzonderlijke meetvariabelen: afzonderlijke soorten, afzonderlijke stoffen, en dergelijke;
2 informatie over de geselecteerde milieukwaliteitsparameters: soortengroepen dieren, soortengroepen planten, groepen stoffen;
3 een grafische presentatie van de milieukwaliteitsparameters, vooral ten behoeve van het (gebiedsgerichte) milieubeleid:
   a voor alle ecodistricten van een type tezamen;
   b per ecodistrict (aaneengesloten geografisch deel van een ecodistricttype)
   c per deel van een ecodistrict, bijvoorbeeld alleen het AMK-deel, of één of meerdere BMK-gebieden hierbinnen
4 een geaggregeerd getal (index) voor een landelijke vergelijking van de milieukwaliteit (eventueel afzonderlijk AMK en BMK):
   a voor alle ecodistricten van een type tezamen
   b per ecodistrict
5 een geaggregeerd getal per functie: bijvoorbeeld alleen de natuurwaardeparameters of de voor waterwinning relevante parameters:
   a voor alle ecodistricten van een type tezamen
   b per ecodistrict

Achtereenvolgens zal op 1 en 2 in combinatie (paragraaf 7.2), op 3 (paragraaf 7.3), en op 4 en 5 gezamenlijk (paragraaf 7.4) worden ingegaan.

7.2 Basisgegevens in lijsten parameters

De basisgegevens van biotische parameters hebben betrekking op soorten van dezelfde taxonomische groepen, die zijn geordend in groepen die

behoren bij gelijksoortige milieucondities. Voor de planten zijn dit ecotooptypen, voor de dieren habitattypen.
De soortenlijsten zijn een hulpmiddel voor de kwantificering van de feitelijke kwaliteitsparameters: de soortengroepen. Alleen door de informatie over de afzonderlijke soorten op te nemen is het mogelijk te achterhalen wat de (waarschijnlijke) oorzaak van veranderingen is geweest.

Voor de abiotische kwaliteitsparameters en de vegetatiestructuurparameters zijn soms afzonderlijke variabelen in lijsten te rangschikken, zoals gehalten van afzonderlijke zware metalen, die samen de parameter 'zware metalen gehalte' vormen. In andere gevallen betreft het variabelen die zelf reeds de parameter vormen, zoals het meanderen van een beek. Dan staan ze op hetzelfde nivaeau als de soortengroepen.

het bovenstaande betekent dat voor ieder ecodistricttype lijsten voorhanden zijn of zullen komen voor zowel AMK als BMK-gebieden zoals weergegeven in TABEL 7.1.

TABEL 7.1 ! Parameters en eventuele afzonderlijke parameters zijn opgenomen in lijsten.

Diersoortengroep 1: soort a soort b ... Diersoortengroep 2: etc.
Plantesoortengroep l: soort a soort b ... Plantesoortengroep 2: etc.
Vegetatiestructuurparameter l Vegetatiestructuurparameter 2 etc.
Fysische parameter l Fysische parameter 2 etc.
Chemische parameter l stof A stof B ... Chemische parameter 2 etc.

7.3 Grafische beleidspresentatie

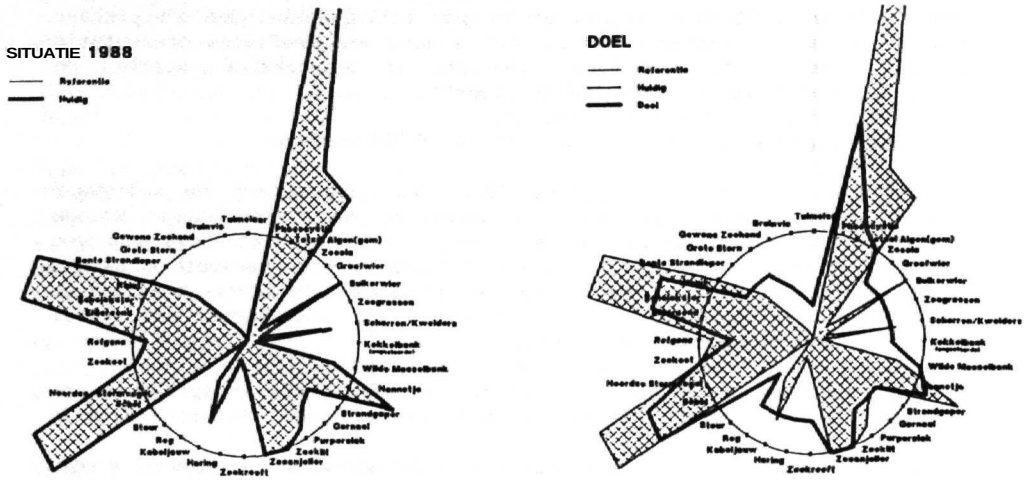
Omdat lijsten zoals de bovengeschetste voor beleidsdoeleinden onbruikbaar zijn en bovendien weinig overtuigend, is naar een grafische presentatie gezocht. Daartoe staan diverse middelen ter beschikking, waarbij de volgende typen het snelst overzicht bieden:
- Histogrammen ofwel staafdiagrammen;
- Cirkeldiagrammen, zoals gebruikt in de AMOEBE-methode.

Histogrammen zijn goed bruikbaar, omdat alle parameters op weliswaar vergelijkbare schaal, maar als onafhankelijke variabelen kunnen worden afgebeeld. Het enige nadeel is gelegen in de aansprekendheid van een rechthoekig ogend diagram, dat door toevoeging van parameters steeds langer wordt. Uitbreiding van het aantal parameters is immers mogelijk en in de toekomst waarschijnlijk ook gewenst. Een staafdiagram met teveel staven is echter weinig aansprekend.

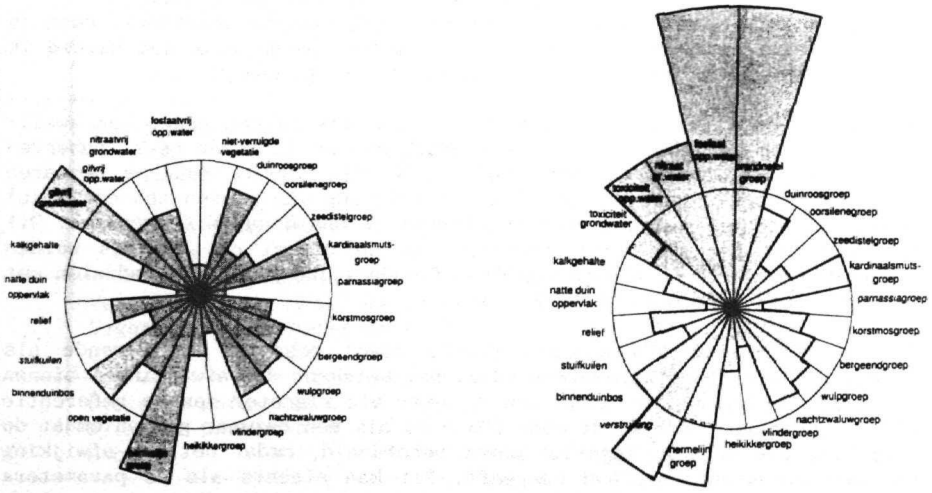
Cirkeldiagrammen kunnen een taartdiagram betreffen, als er sprake is van fracties van een geheel. Daardoor zijn taartdiagrammen niet bruikbaar in dit kader.
Cirkeldiagrammen kunnen echter ook als 'rondgetrokken' grafieken worden getekend, of als 'rondgetrokken' histogrammen. DGW en DBW (Ten Brink & Hosper, 1989) hebben voor een rondgetrokken grafiek gekozen, alhoewel zij toegeven dat dat voor de gekozen variabelen feitelijk niet is toegestaan vanwege de relatieve onafhankelijkheid van de parameters. Deze AMOEBE (FIGUUR 7.2) geeft in één oogopslag een indruk van de toestand van een gebied/ecosysteem ten opzichte van een referentie: de cirkel.
Deze referentie wordt overigens niet als streefwaarde beschouwd, maar is een 'natuurlijke evenwichtsituatie'. De streefwaarde voor het beleid in de eerstkomende 20 jaren is als een doel-amoebe getekend.

Op dit moment lijkt een AMOEBE-achtige vorm ook in het kader van kwaliteitsbepaling van ecodistricten een bruikbare en in ieder geval aansprekende presentatievorm (Latour, Hofstra & Nip, 1990). Vanwege bezwaren tegen het gebruik van een 'grafiek' (verbinding van punten met een lijn) wordt hier echter gekozen voor een versie op basis van histogrammen. Dit betekent dat per parameter sectoren van de cirkel of staafjes worden ingevuld (gezwart) in plaats van dat afzonderlijke punten op radialen met elkaar worden verbonden (FIGUUR 7.3).

In de AMOEBE van DGW komen eveneens zowel positief indicerende als negatief indicerende parameters voor. Dit betekent dat afwijkingen binnen de cirkel en buiten de cirkel zowel beter als slechter dan de referentie kunnen indiceren. Dit wordt door DGW niet als een bezwaar gezien omdat de afwijking als zodanig negatief wordt beoordeeld, omdat het een afwijking van een evenwichtstoestand aangeeft. Dit kan slechts als de parameters geen kwaliteitsparameters zijn maar variabelen die een 'natuurlijk evenwicht' indiceren.
Bij de milieukwaliteitsbepaling van ecodistricten moet echter worden aangegeven of een afwijking van de cirkel positie dan wel negatief moet worden beoordeeld. Hiervoor worden twee alternatieve wijzen van presentatie voorgesteld.



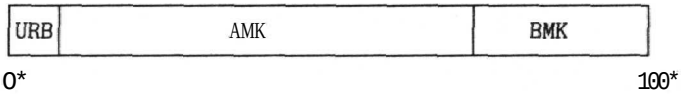
FIGUUR 7-2: De actuele Noordzee-amoebe van DGW en een doel-amoebe (uit: Ten Brink & Hosper, 1989)



FIGUUR 7.3: Fictief voorbeeld van de kwaliteit van een ecodistrict met de cirkel als streefwaarde met dezelfde waarden, maar volgens twee presentatiewijzen. 1: Alle parameters omgepoold tot 'positieve parameters' (buiten de cirkel is beter dan de streefwaarde), (2): positieve en negatieve parameters door elkaar met positieve afwijkingen wit gelaten en negatieve met een grijs raster.

1 De eerste manier van presenteren houdt in dat alle parameters worden 'omgepoold' op een zodanige wijze dat binnen de cirkel altijd 'slechter dan de norm' betekent en buiten de cirkel 'beter dan de norm'. Ook de bijbehorende termen worden omgepoold. Zo wordt het 'gehalte toxische stoffen' in het grondwater gepresenteerd als 'gifvrij grondwater' . Wat buiten de cirkel valt mag niet als compensatie voor slechter scorende parameters worden beschouwd. Een praktisch voordeel is dat de cirkel relatief groot kan worden getekend.
2 De tweede manier van presenteren sluit meer aan bij de oorspronkelijke amoebe volgens Ten Brink & Hosper (1989). Dit betekent dat positieve afwijkingen en negatieve afwijkingen van de streefwaarde die op de cirkle staat, zowel buiten als binnen de cirkel kunnen vallen. Om het verschil in positief en negatief aan te geven is een positieve afwijking wit gelaten, maar een negatieve met een grijs raster aangegeven.

Er zijn aparte AMOEBES voor het AMK-deel en BMK-delen binnen een ecodistrict(type), omdat voor beide ook andere parameters zijn gekozen. Voor het ecodistrict(type) als geheel kan op een 'balkje' de procentuele verdeling van de oppervlakken AMK- en BMK-gebied worden weergegeven, alsmede het aandeel urbaan en industriegebied (FIGUUR 7.4).



FIGUUR 7.4: 'Balkje' om de verhouding AMK/BMK en het aandeel urbaan en industriegebied (URB) binnen een ecodistrict(type) aan te geven als additionele maat voor de totale milieukwaliteit. Dit geeft de relatieve belangrijkheid van de AMK en BMK amoebes aan.

7.4 Integratie tot één index.

De visuele presentatie geeft een beeld van de afwijkingen van de streefwaarde van de afzonderlijke parameters voor alle ecodistricten van een bepaald type of voor een ecodistrict. Om vergelijkingen te kunnen maken tussen ecodistrict(typ)en geven de amoebes echter nog te veel informatie.
Om aan dit bezwaar tegemoet te komen kan een index worden berekend per ecodistrict of voor alle ecodistricten van een bepaald type tezamen, zodat het mogelijk wordt een getal of kleur (klasse) in een kaarteenheid van de ecodistrictenkaart te plaatsen.
Tevens kan dit voor zowel AMK als BMK tezamen als voor beide afzonderlijk.

Het berekenen van indices kan op verschillende niveaus van aggregatie. De volgende mogelijkheden liggen voor de hand:
- aggregatie van alle biotische natuurwaardeparameters (soortengroepen planten en dieren) binnen één amoebe——> actuele milieukwaliteit voor de natuur;

planten en dieren) binnen één amoebe——> actuele milieukwaliteit voor de natuur;
- aggregatie van alle abiotische parameters die van belang zijn als condities voor de natuurwaarde——> potentiële milieukwaliteit voor de natuur;
- aggregatie van parameters die van belang zijn voor één bepaalde functie——> milieukwaliteit voor die functie;
- aggregatie van alle parameters die van belang zijn voor alle relevante functies——> milieukwaliteit voor gebruiksfuncties;
- aggregatie van alle parameters——> 'integrale milieukwaliteit'

De wijze van berekening kan met behulp van varianten op 'similariteitsindices', zoals die als analyse-instrument gebruikt worden in ecologisch onderzoek. In dit geval gaat het echter om de similariteit van de actuele toestand met de streefwaarden. In feite wordt een maat berekend voor de totale afwijking van alle (of een deel van de) parameters ten opzichte van de cirkel (streefwaarden) in de amoebe.

Nu is de afwijking van de streefwaarde voor alle geselecteerde parameters direct als percentage of 'Euclidische afstand' af te lezen uit de amoebe. De bijbehorende percentages dienen vervolgens met elkaar verrekend te worden, bijvoorbeeld als een gemiddelde van de afzonderlijke percentages (Gower, 1971). Daarbij doen zich de volgende vragen voor:
1 zijn alle parameters voldoende kwantitatief om met percentages te rekenen ?
2 zijn alle parameters evenwaardig (appels en peren zijn fruit) of moet worden gewogen ?
3 hoe moet worden omgegaan met overschrijding van de streefwaarde, dat wil zeggen met waarden buiten de cirkel ?

ad 1:
Bij de keuze van parameters is er naar gestreefd alle parameters zo kwantitatief mogelijk te maken, hetzij door reeksen van soorten te nemen, hetzij door oppervlakten te bepalen. De eerst vraag kan dus bevestigend beantwoord worden: er zijn geen belemmeringen voor toepassing van similariteitsindices op dit punt.

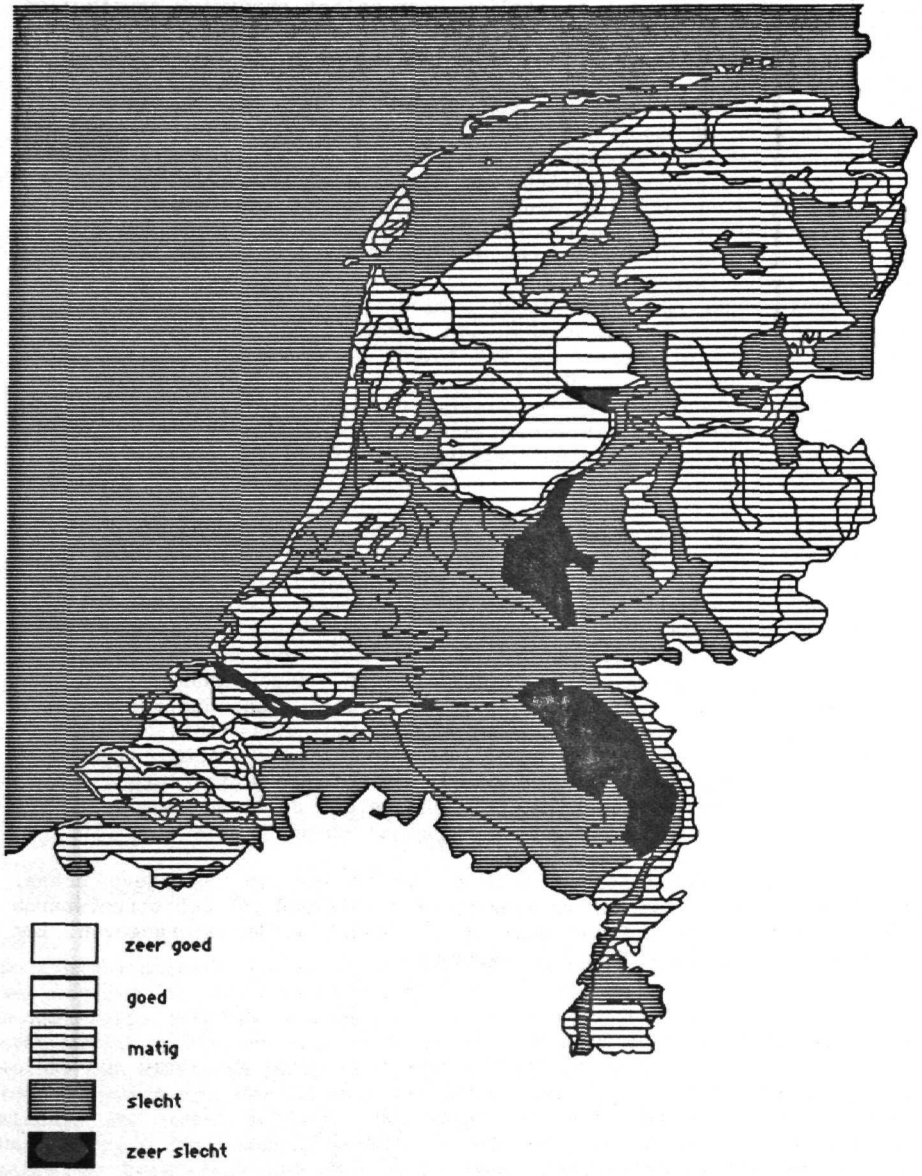
ad 2:
De evenwaardigheid van parameters is een moeilijker punt. In principe kan men stellen dat de soortengroepen zoals ze hier gekozen zijn bestaan uit evenwaardige soorten. Bovendien zijn de meeste soortengroepen ongeveer even groot, zodat ook daar geen grote problemen ontstaan. Ook al is er sprake van appels en peren, het gaat nog steeds om fruit.
Indien, zoals een enkele maal het geval kan zijn, een soortengroep uit slechts één soort bestaat, dan dient een afweging plaats te vinden. Daarbij zijn twee mogelijkheden. Of men acht het voorkomen van die ene soort zo belangrijk dat deze even zwaar wordt gewogen als een andere groep van 5 soorten, of men weegt de ene soort slechts voor 1/6 mee en de 5 soorten voor 5/6. Op die manier kunnen weegfactoren worden vastgesteld voor alle biotische parameters die zijn gebaseerd op soorten.

Grotere problemen ontstaan als de soortengroepen met de vegetatiestructuurparameters en met de abiotische parameters worden verrekend. Het is

moeilijk weegfactoren vast te stellen waarmee het oppervlak stuifkuilen in een duingebied wordt vergeleken met een groep zoogdieren van het binnenduin. De abiotische parameters zijn immers conditionerend voor de biotische, zodat er geen sprake meer is van evenwaardigheid. In feite zijn de abiotische parameters van groter belang voor de potentiële natuur, terwijl de soorten de actuele natuur vertegenwoordigen. Dit probleem vereist een benadering volgens multi-criteria analyse (MCA), waarbij gewichten worden toegekend aan de afzonderlijke kwaliteitsparameters. Daarbij dient ook het aantal parameters van een bepaald type te worden betrokken, opdat een tiental soortengroepen in verhouding komt te staan tot bijvoorbeeld slechts een drietal abiotische parameters en twee vegetatiestructuurparameters.
De toekenning van gewichten dient steeds expliciet en toegespitst op concrete parameters te geschieden. Dat betekent dat hier geen algemene richtlijn kan worden gegeven en dat tevens de toekenning van gewichten steeds ter discussie staat. Dit laatste is alleen al het geval omdat een verschillend maatschappelijk belang aan verschillende functies (met de bijbehorende parameters) kan worden gehecht. Het lijkt dan ook van belang om snel met concrete voorbeelduitwerkingen te experimenteren.

ad 3:
Overschrijding van een streefwaarde kan in de gevolgde benadering worden begrepen als: 'beter dan goed is gewoon goed', ofwel meer dan 100% is op te vatten als 100%, ofwel volledige similariteit. Het wordt ongewenst geacht overschrijdingen te gebruiken als compensatie voor onderschrijdingen elders, omdat dan de ene 'soort' natuur compensatie kan gaan vormen voor een andere 'soort' natuur. Dit is ongewenst omdat de ecotooptypen en habitattypen zijn gekozen op grond van hun kenmerkendheid voor het ecodistrict en hun natuurwaarde, hetgeen impliceert dat hun aanwezigheid en goede kwaliteit werkelijk gewenst worden. Ze behoren bij het streefbeeld en mogen niet 'onder tafel' door een andersoortig streefbeeld worden gecompenseerd. Dit zou alleen in expliciete termen mogen, waarna het streefbeeld kan worden bijgesteld en dus ook de streefwaarde; in het uiterste geval kan zelfs een gehele parameter worden opgeheven.

De uiteindelijk resulterende indices kunnen op een relatieve schaal worden weergegeven. Dit kan in klassen of in afstand tot een streefwaarde (100 %). Dit kan vervolgens weer op een kaart worden weergegeven. Een fictieve kaart is in FIGUUR 7.5 opgenomen.



FIGUUR 7.5: Fictieve kaart van de milieukwaliteit van ecodistricttypen bij wijze van voorbeeld van mogelijke presentatie.

HOOFDSTUK 8: UITWERKING VOOR TWEE ECODISTRICTTYPEN

8.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden twee voorbeelden uitgewerkt, overeenkomstig de in HOOFDSTUK 4 besproken procedure voor het opstellen van een streefbeeld en de in HOOFDSTUK 5 besproken keuze van milieukwaliteitsparameters. Voorlalsnog worden geen streefwaarden per parameter vastgesteld, noch wordt tot kwantificering overgegaan. Wel wordt een tentatieve invulling gegeven van de huidige milieukwaliteit op basis van 'expert judgement'. Deze tentatieve invulling dient om discussie over streefbeelden en streefwaarden op gang te brengen.

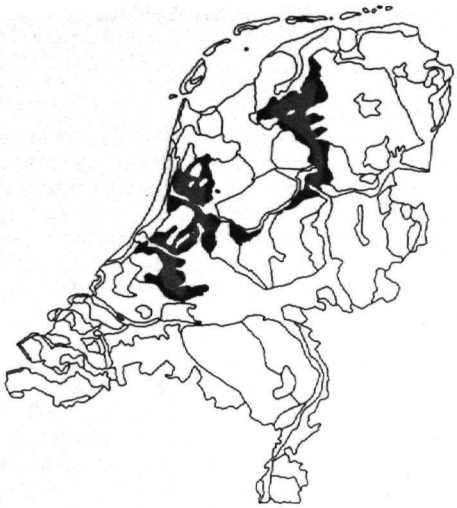
De voorbeelden betreffen respectievelijk ecodistricttype H5, het Laagveengebied, en ecodistricttype Dl, de Kalkrijke Duinen.
Het Laagveengebied is voor een belangrijk deel een AMK gebied met als hoofdfunctie landbouw, maar daarnaast een grote (potentiële) natuurwaarde. BMK-gebiedjes liggen verspreid over de ecodistricten van dit type.
De Kalkrijke Duinen daarentegen zijn hoofdzakelijk BMK-gebied. Daarnaast speelt de drinkwaterwinning een grote rol.

De volgende argumenten liggen ten grondslag aan de keuze van deze twee ecodistricttypen:
- De ecodistricten van beide typen vervullen zeer verschillende functies. De één is overwegend AMK en de ander BMK.
- De gebieden zijn zeer verschillend qua gevoeligheid voor milieuthema's.
- Beide ecodistricten zijn volgens het NMP vanwege hun natuurwaarden van nationaal en internationaal belang (Ministerie VROM, 1989)

In paragrafen 8.2 en 8.3 wordt achtereenvolgens ingegaan op het Laagveengebied (H5) en de Kalkrijke Duinen (D1). Deze paragrafen vormen een samenvatting van BIJLAGEN 3 en 4. In de BIJLAGEN staan de uiteindelijke geselecteerde parameters ook in de vorm van soortenlijsten.

8.2 Voorbeelduitwerking voor ecodistricttype H5: Laagveengebied

Het Laagveengebied is na de laatste ijstijd ontstaan in het haf tussen een duinenrij en het Pleistocene zandgebied. De verbreiding van dit ecodistricttype H5 is weergegeven in FIGUUR 8.1.
Door de hoge grondwaterstand en wateraanvoer door de grote rivieren en beken ontstond een moerasgebied. Als gevolg van een accumulatie van planteresten vond veenvorming plaats. Veenstromen zorgden voor de ontwatering.
Het grootste deel van het laagveengebied werd bedekt door uitgestrekte broekbossen, met een dominantie van berk en els. Daarnaast kwamen echter open stukken voor, waar veenmos of rietland de veenontwikkeling domineerden.



FIGUUR 8.1: De verbreiding van het laagveengebied (ecodistricttype H5) in Nederland

Vanaf de strandwallen en rivieroevers is het gebied door de mens in gebruik genomen. Allereerst werd het gebied ontwaterd en verkaveld. Door het hieruit resulterende inklinken trad bodemdaling op. Dit ging uiteindelijk zover dat ontwatering alleen nog mogelijk was met behulp van windmolens en later gemalen. Het werd toen ook noodzakelijk delen in te polderen. Aanvankelijk betrof het gebruik akkerbouw. Later werd omgeschakeld op weidebouw.
Door het agrarische gebruik veranderden de flora en fauna. Karakteristiek voor dit landschap zijn onder andere weidevogels, waarvan de grutto de belangrijkste is. Van deze soort broedt het grootste deel van de wereldpopulatie in Nederland.

Vooral in de 19e eeuw is men delen van het veen voor turfwinning gaan afgraven. Door overexploitatie sloeg het overgebleven veen op de legakkers af en ontstonden grote meren. Deze meren zijn later gedeeltelijk weer ingepolderd. In andere delen is het systeem van legakkers en petgaten blijven bestaan, de petgaten verlandden en er kon opnieuw veenvorming optreden.

De laatste fase in de ontwikkeling van het laagveengebied onder invloed van de mens wordt gevormd door de intensivering van de agrarische bedrijfsvoering en door de verstedelijking.

Het laagveengebied bestaat nu voor een belangrijk deel uit een open agrarisch gebied, doorsneden door sloten en vaarten. In dit gebied is de weidebouw de belangrijkste bron van inkomsten. Het grasland (de veenweide) wordt intensiever gebruikt; het oppervlakte intensief weiland neemt

toe ten koste van extensief gebruikte weiland en hooiland (Weinreich en Musters, 1989). Als gevolg hiervan is het aandeel blauwgrasland sedert begin deze eeuw sterk afgenomen. Door een hogere veebezetting wordt de weidevogelstand bedreigd.
Een ander effect van de intensivering van de landbouw is de eutrofiëring van het oppervlaktewater. Deze eutrofiëring resulteert onder andere in een achteruitgang van het aantal rietkragen, een afname van de visstand in sloten en een toename van met kroos, flap of kroosvaren (Azolla) bedekte sloten.
Ook verdroging is een probleem. Verdroging treedt op door de grondwaterstandverlaging met als doel de percelen vroeger in het voorjaar berijdbaar te maken voor landbouwmachines. Door de verdroging mineraliseert (oxideert) de bovenste veenlaag. Hierdoor ontstaat een voedselrijkere situatie en verandert de vegetatie.

Verstedelijking treedt met name op in West-Nederland. Enerzijds betekent dit dat hier steeds meer agrarisch gebied verloren gaat door bebouwing. Anderzijds vindt versnippering van het landschap plaats door wegaanleg en wegverbreding.

8.2.1 AMK- en BMK-gebied

Onder de AMK-gebieden binnen een ecodistrict worden de gebieden verstaan met een primaat van één of meer gebruiksfuncties en daarnaast een basisnatuurwaarde (zie HOOFDSTUK 2). Binnen ecodistricttype H5 is dit het agrarisch gebied.
Dit gebied bestaat voor een belangrijk deel uit veenweide die doorsneden zijn met sloten en vaarten. Verder wordt het gebied gekarakteriseerd door geriefbosjes, houtkaden, overhoekjes, rijen knotwilgen, wegen en lintbebouwing.

Naast dit agrarisch gebied is er sprake van meer natuurlijke gebieden. Daarvoor geldt een BMK doelstelling. Kenmerkende landschapselementen voor deze gebieden zijn meren en plassen, rietlanden, moerasbossen (inclusief eendekooien), petgaten en legakkers.

Alvorens voor zowel het AMK- als het BMK-gebied een streefbeeld te schetsen dient met betrekking tot het natuurstreefbeeld het volgende te worden opgemerkt. Het natuurstreefbeeld voor het AMK-gebied betreft met name met de weidebouw verweven natuur. Eigenlijk moet van een cultuur-natuurstreefbeeld worden gesproken; het streefbeeld is immers sterk afhankelijk van de landbouw.
Het streefbeeld van het BMK-gebied is daarentegen veel minder afhankelijk van de menselijke dynamiek. Ook hier geldt echter dat niet in alle gevallen sprake is van een puur-natuur-streefbeeld. Het voorkomen van rietvelden in het laagveengebied is bijvoorbeeld door de mens bepaald. Zonder maaien verandert het rietland binnen enkele jaren in moerasbos. In sommige gevallen zal worden gestreefd naar het behoud van dergelijke half-natuurlijke situaties, waarbij beheersmaatregelen onvermijdelijk zijn. In andere gevallen wordt gestreefd naar een meer natuurlijke situatie waarbij sprake is van een grote mate van zelfregulatie. Een

voorbeeld is een streefbeeld voor een meer, waarin verschillende stadia van verlanding te vinden zijn.

Kort samengevat is er sprake van een glijdende schaal van een cultuur-natuur-streefbeeld naar een puur-natuur-streefbeeld. De eerste categorie vindt zijn plaats in het AMK- en het BMK-streefbeeld, de laatste alleen in het streefbeeld van het BMK gebied.

8.2.2 AMK-streefbeeld

De belangrijkste functie is de weidebouw; daarmee verweven functies zijn oeverwaterwinning, recreatie en natuur. Het ruimtelijke patroon blijft geënt op de historische verkaveling met ontginningslinten, opstrekkende percelen en houtkaden. De waterbeheersing sluit daarbij aan met een oorspronkelijke stromingsrichting van binnen naar buiten. De grondwaterstand blijft, met name in de veenkernen, voldoende hoog om een te snelle oxydatie van het veen tegen te gaan. Anderzijds moet de hoogte van de grondwaterstand de landbouw niet al te zeer beperken. Dit impliceert een optimaal gebruik van de aanwezige differentiatie tussen vroege (relatief droge) en late (relatief natte) gronden. Het bodemprofiel is niet verstoord door omspuiten of opgebracht materiaal. Tevens wordt een maximale perceelsbreedte aangehouden. Het gehalte aan zware metalen en andere toxische stoffen in de bodem neemt niet toe en dient overal beneden de milieuhygiënische normen te zijn, terwijl de kwaliteit van grond- en boezemwater voldoende is om oevergrondwaterwinning mogelijk te maken.
Ook de natuurfunctie heeft een belangrijke plaats in het deel van het laagveengebied waarvoor alleen een AMK-doelstelling geldt. Het betreft met name met de weidebouw verweven natuur. Hierbij moet gedacht worden aan een dicht slotenpatroon met een rijke flora (in zones langs hogere zandgronden afhankelijk van kwelwater) en fauna, aan een duurzame weidevogel- en zoogdierpopulatie op en langs de percelen en aan gave houtkaden en hakhoutbosjes. Op de slootkanten is sprake van een kruidenrijke vegetatie van matig voedselrijke standplaatsen met een bijbehorende fauna (onder andere vlinders). De sloten zelf zijn voor een beperkt deel verland en, in brakke deelgebieden, omzoomd met rietkragen waarin rietvogels nestgelegenheid en voedsel vinden. Zij bevatten helder water zonder dominantie van kroos, flap of kroosvaren en met een waterplantenvegetatie van matig voedselrijke standplaatsen. Sloten zijn belangrijke paaiplaatsen voor vissen, verder is er sprake van een goed ontwikkelde populatie amfibieën en macrofauna.

De recreatiefunctie van het AMK-gebied is sterk gekoppeld aan de natuurfunctie. Het betreft relatief extensieve vormen, zoals wandelen, fietsen en kanovaren. Deze vormen van recreatie stellen in grote lijnen dezelfde eisen aan het milieu als de natuurfunctie.

8.2.3 BMK-streefbeeld

De deelgebieden van het laagveengebied waarvoor primair de natuurfunctie geldt, betreffen de plassen, rietlanden en moerassen (inclusief moerasbossen) en verder ook enkele weidegebieden. De BMK-gebieden vormen voor

een deel de kerngebieden van de ecologische hoofdstructuur van het NBP. Naast de natuurfunctie is er sprake van een aantal gebruiksfuncties die hiervan afhankelijk zijn, dan wel geen grote nadelige gevolgen voor de natuur hebben. Hiertoe behoren de natuurrecreatie, een niet te intensieve waterrecreatie, drinkwaterwinning, zoetwatervisserij en extensieve weidebouw en rietteelt.

De voor Nederland typische ondiepe plassen en meren, van oorsprong matig voedselrijk tot voedselrijk, hebben vooral aan bovenwindse zijde rijk begroeide, brede oevers. Er is sprake van een gedifferentieerde flora en fauna, waarbij alle trofische niveaus vertegenwoordigd zijn. Dat betekent dat ook otter en zwarte stern weer algemeen aanwezig zijn. Er zijn geen algenbloei of andere verschijnselen van eutrofiëring. In veenplassen en petgaten zijn levensgemeenschappen aanwezig die bij diverse verlandingsstadia behoren. De plassen en meren zijn een aantrekkelijk oord voor waterrecreatie en visserij (invulling analoog aan 3e Nota Waterhuishouding).

De rietlanden en moerassen herbergen een rijke avifauna en insectenleven. Voor een deel worden ze geëxploiteerd als vorm van beheer, met behoud van de vogelrijkdom. Verder is er sprake van actieve veenvorming in veenmoskernen binnen het rietland. De graslanden binnen het moeras bestaan uit kruidenrijke hooilanden of extensief beweide percelen. De moerasbossen zijn uitgegroeid tot natuurlijke broekbossen. Overal is sprake van een hoge grondwaterstand. Afzonderlijke BMK-gebieden zijn onderling verbonden door een goede ecologische infrastructuur.

8.2.4 Keuze van parameters

De parameterkeuze heeft alleen platsgevonden voor de natuurfunctie. Andere functies zullen in later stadium uitgewerkt moeten worden.

AMK
Er zijn vier fysische parameters geselecteerd die betrekking hebben op de ruimtelijke structuur. Twee hiervan betreffen het grondwater.
De eerste, de oppervlakte met grondwatertrap IIb gemeten op de percelen, geeft informatie over de kwantiteit van het grondwater, die van belang is ter voorkoming van de oxydatie van het veen en voor het voorkomen van de karakteristieke vegetatie. De tweede, de omvang van de lithotrofe kwelzone langs rivieren en hogere zandgronden, betreft zowel de kwantiteit als de kwaliteit (chemische samenstelling) van het opwellende water. Dit is van belang voor drinkwatervoorziening en de vegetatie.
De parameter 'totale lengte aan sloten' geeft informatie over de potenties voor het voorkomen van planten en dieren in en langs de sloot.
Tenslotte is nog de parameter 'doorzicht van het oppervlakte water in sloten en vaarten' gekozen. Deze parameter is relevant voor de aquatische flora en fauna.

Twee van de vier chemische parameters (EGV en concentratie macronutrienten) hebben betrekking op de kwaliteit van het oppervlaktewater. Daarnaast zijn nog twee chemische parameters geselecteerd met betrekking

tot toxische stoffen (bestrijdingsmiddelen) en zware metalen in de (water)bodem.

Er zijn twee vegetatiestructuur parameters gekozen. Het percentage sloten met algenbloei, flap, gesloten kroosdek en azolla' geeft een beeld van de mate van eutrofiëring. De 'lengte gave houtkaden en overige lijnvormige beplantingselementen' ten slotte is van belang met betrekking tot de ecologische infrastructuur, zij geeft onder andere een beeld van het beheer (onderhoud) van houtkaden.

Voor de floraparameters zijn vier soortengroepen geselecteerd die voorkomen aan de randen van de percelen, dat wil zeggen in slootkanten ('dottergroep'), overhoekjes en slootkanten ('moerasspireagroep'), verlande sloten ('egelskopgroep') en in de sloten zelf ('watergentiaangroep') . De soortengroepen komen voor in natte matig voedselrijke ecotopen.

De zeven soortengroepen die geselecteerd zijn als faunaparameter komen voor in habitats die zowel binnen als buiten de agrarische percelen liggen. De soortengroep die op de percelen voorkomt is de weidevogelgroep ('gruttogroep'). Daarnaast is een 'zoogdierengroep' geselecteerd die slechts uit één soort bestaat, de haas. Deze is geselecteerd vanwege zijn grote beleidsrelevantie. Andere zoogdieren in deze habitat, zoals muizen, zijn vanwege hun slechte meetbaarheid afgevallen. De soorten van de tweede zoogdierengroep ('hermelijngroep') zijn predatoren die voornamelijk in de houtwallen en langs de percelen hun habitat hebben. Er is een vlindergroep ('dagpauwooggroep') samengesteld waarvan de soorten vooral in de kruidenrijke randen van percelen voorkomen.
Daarnaast zijn vier groepen geselecteerd die in of bij sloten voorkomen: een vissengroep ('snoekgroep'), een amfibieëngroep ('groene kikkergroep') een macrofaunagroep ('geelgerande watertorgroep') en een rietvogelgroep ('rietgorsgroep').
In TABEL 8.2 is aangegeven door welke milieuthema's de kwaliteitsparameters worden beïnvloed.

In FIGUUR 8.3 wordt de AMK-amoebe voor het laagveengebied gepresenteerd. De amoebe is tentatief ingevuld door het projectteam met raadpleging van een aantal deskundigen, omdat noch de streefwaarden noch de feitelijke waarden gekwantificeerd zijn.
Voor een opsomming van alle parameters inclusief de geselecteerde soorten wordt verwezen naar BIJLAGE 3.

BMK
Evenals voor de AMK zijn twee fysische parameters gekozen voor het grondwater. De eerste betreft de oppervlakte met grondwatertrap Ia in de moerasbossen en rietlanden. De tweede is gelijk aan de AMK parameter 'de oppervlakte lithotrofe kwelzone langs rivieren en hogere zandgronden'.
Ook de parameter 'doorzicht van het oppervlaktewater in sloten en vaarten' is opnieuw relevant geacht. Daarnaast is nog een ruimtelijke structuurparameter gekozen: de ratio van de omtrek en het oppervlakte van BMK gebieden. Deze parameter geeft een maat voor de versnippering van het totale BMK oppervlakte in een ecodistrict.

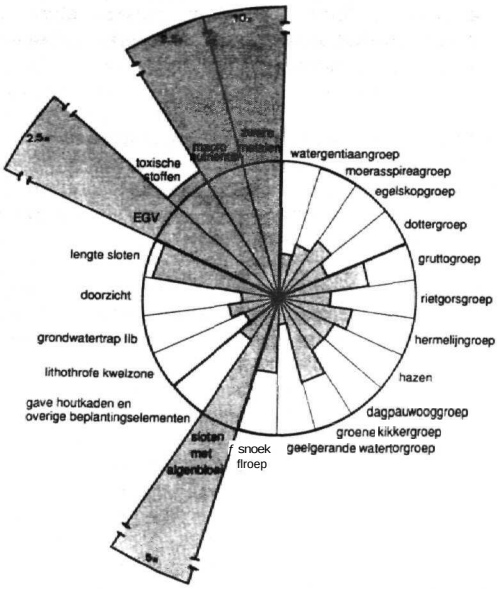
De vier chemische parameters zijn eveneens gelijk aan die voor de AMK: EGV, concentratie macronutriënten in het oppervlakte water, toxische stoffen (met name bestrijdingsmiddelen) in het water en de (water-) bodem en zware metalen in de bodem.

Tabel 8.2: Stuurbaarheid van milieukwaliteitsparameters voor de AMK van het laagveengebied, in de vorm van relatie met milieuthema's en beheers- of onderhoudsmaatregelen (verm.: vermesting; versp.: verspreiding; verd.: verdroging; verst.: verstoring; versn.: versnippering; beh.: beheer) (+: gevoelig voor betreffende thema)

	verm.	versp.	verdr.	verst.	versn.	beh.
Watergentiaangroep	+		+			
Moerasspireagroep	+		+			
Egelskopgroep	+		+			
Dottergroep	+		+			
Gruttogroep	+	+	+	+		
Rietgorsgroep		+	+	+		
Hermelijngroep		+			+	
Hazen		+		+		
Dagpauwooggroep	+	+	+			
Groene kikkergroep		+	+			
Geelgerande watertorgroep	+	+	+			
Snoekgroep	+	+	+			
Sloten met algenbloei etc.	+					
Gave houtkaden/ beplanting			+		+	+
Lithothrofe kwelzone			+			
Grondwatertrap IIb			+			
Doorzicht	+					
Lengte sloten						+
EGV	+					
Toxische stoffen		+				
Macro nutriënten	+					
Zware metalen		+				

Er zijn drie vegetatiestructuurparameters gekozen. De parameter 'percentage meren met algenbloei' is een maat voor de eutrofiëring. Het 'percentage met riet en andere helofyten begroeide bovenwindse oever van meren' geeft een beeld van de gaafheid van deze oevers. Het 'percentage verruigd rietland' ten slotte is een maat die van belang is in verband met het beheer.

Voor de floraparameters zijn soortengroepen geselecteerd uit de verlandingsvegetaties ('Waterdriebladgroep'), de watervegetaties ('Blaasjeskruidgroep'), de moerasbossen ('Moerasbosgroep') en blauwgraslanden ('Moerasviooltjesgroep'). De eerste drie vegetatietypen betreffen soortengroepen uit de natte matig voedselarme ecotopen, de soortengroep van de blauwgraslanden is te vinden op natte voedselarme zwak zure bodem.



FIGUUR 8.3: Tentatief ingevulde amoebe voor het AMK-deel van ecodistrict-type H5: Laagveengebied.

Er zijn zes faunaparameters geselecteerd. De avifaunagroep bestaat uit een groep met riet en moerasvogels ('bruine kiekendiefgroep'). De zoogdierengroep ('ottergroep') bestaat uit soorten uit het moerasbos. Door de aanwezigheid van de heikikker in de amfibiën en reptielengroep ('heikikkergroep') wordt actieve veenvorming geïndiceerd. De vlindergroep ('zilveren maangroep') bestaat uit twee voor het laagveen karakteristieke soorten. Tenslotte zijn er nog twee aquatische groepen: de macrofaunagroep en een vissengroep die gelijk is aan die voor de AMK.
In TABEL 8.4 is aangegeven welke milieuthema's invloed hebben op welke BMK-kwaliteitsparameters.

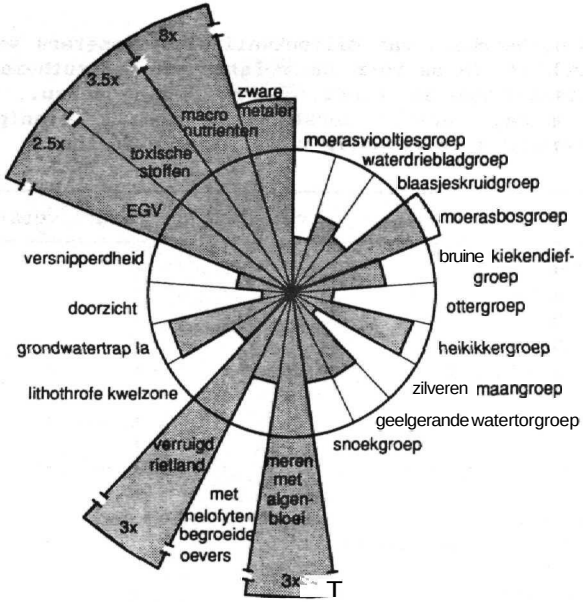
In FIGUUR 8.5 is de BMK-amoebe voor het laagveengebied tentatief ingevuld. Een opsomming van de parameters, inclusief de soorten, is te vinden in BIJLAGE 3.

Tabel 8.4: Stuurbaarheid van milieukwaliteitsparameters voor de BMK van het laagveengebied, in de vorm van relatie met milieuthema's en beheers- of onderhoudsmaatregelen (verm.: vermesting; versp.: verspreiding; verd.: verdroging; verst.: verstoring; versn.: versnippering; beh.: beheer) (+: parameter is gevoelig voor betreffende thema)

	verm.	versp.	verdr.	verst.	versn.	beh.
Moerasviooltjesgroep	+		+			
Waterdriebladgroep	+		+			
Blaasjeskruidgroep	+		+			
Moerasbosgroep	+		+			
Bruine kiekendiefgroep		+	+	+	+	
Ottergroep		+	+	+	+	
Heikikkergroep	+	+	+	+		
Zilveren maangroep			+			
Geelgerande watertorgroep	+	+	+			
Snoekgroep	+	+	+		+	
Meren met algenbloei	+					
Het helofyten begroeide oevers				+		
Verruigd rietland						+
Lithotrofe kwelzone			+			
Grondwatertrap Ia			+			
Doorzicht	+					
Ratio opp./inh.					+	
EGV	+					
Toxische stoffen		+				
Macro nutriënten	+					
Zware metalen		+				

8.3 Voorbeeldiuitwerking ecodistricttype D1: Kalkrijke duinen

De Kalkrijke duinen vormen een langgerekt en grotendeels aaneengesloten kustduingebied ten zuiden van de lijn Bergen-Schoorl.
Er kan onderscheid worden gemaakt tussen jonge duinen en oude duinen. De oude duinen werden in de periode 3000 tot 1000 voor Christus gevormd op de strandwallen. Ze zijn nu onder en aan de landzijde van de jonge duinen te vinden.
De jonge duinen zijn gevormd vanaf ongeveer 1000 na Christus. Ze vormen een zeer gevarieerd landschap met vele gradiënten. Aan de kust overheersen dynamische geomorfologische processen zoals verstuiving. Heer landinwaarts domineren stabiele biologische processen. Hiermee samenhangend neemt landinwaarts het humusgehalte van de bodem toe terwijl het kalkgehalte van de bovengrond afneemt. De invloed van de zoute zeewind neemt landinwaarts af. Er zijn ook gradiënten die samenhangen met het relief van de duinen: hoge droge duintoppen en lage natte duinvalleien, noordhellingen met een enigszins gematigd klimaat en zuidhellingen met extreme temperatuurwisselingen.



FIGUUR 8.5: Tentatief ingevulde amoebe voor de BMK-gebieden in ecodistricttype H5: Laagveengebied

Van oudsher zijn de duinen door de mens gebruikt voor bijvoorbeeld het kappen van hout, afplaggen, jagen, extensieve veeteelt en zandwinning. Vanwege grootschalige verstuiving in de vorige eeuw is het gebruik afgenomen en heeft men de duinen vastgelegd door beplanting met helm. Rond 1930 werden, net als op de stuifzanden in het binnenland, bossen aangeplant ten behoeve van gecombineerde vastlegging en bosbouw. Hiervoor is in de duinen vooral de Corsicaanse den gebruikt.
Vanaf het einde van de 19e eeuw is men duinwater op grote schaal gaan winnen. Dit veroorzaakte verdroging van het duin. Ter aanvulling van de afnemende grondwatervoorraad werd en wordt nu rivierwater geïnfiltreerd. Het duin heeft tegenwoordig ook een belangrijke functie voor de recreatie.

De duinen zijn de laatste eeuw sterk veranderd. Sinds 1900 is 13% geheel verloren gegaan, *10%* sterk veranderd en 33% verdroogd. Slechts 34% van de duinen is weinig veranderd (Bakker et al., 1979; Weinrich & Musters, 1989). Door het vastleggen met helm en het stopzetten van begrazing zijn de duinen verstruikt. Plantesoorten van voedselarme en natte milieu's, duingraslandsoorten en diersoorten van het open duin zijn sterk achteruitgegaan (Weinrich en Musters, 1989).

FIGUUR 8.6: De verbreiding van de Kalkrijke Duinen (ecodistricttype Dl) in Nederland.

8.3.1 BMK-streefbeeld

De hoofdfunctie van de kalkrijke duinen is natuur. Nevenfuncties zijn waterwinning, recreatie en zeewering. Het gehele ecodistrict kan dan ook als BMK-gebied worden aangemerkt.

Het buitenduin heeft een grote reliëfenergie (tenminste 20m hoogteverschil). Zowel in het buitenduin als het middenduin vindt verstuiving plaats en komen karakeristieke pionier vegetaties voor. Het middenduin heeft een breed scala aan vegetatietypen waarin open vegetaties minimaal 25% beslaan. Graslandvegetaties van natte voedselarme basische standplaatsen en droge voedselarme basische standplaatsen komen veelvuldig voor. Alle kenmerkende diersoorten komen in grote getalen voor.

Waterwinning kan duurzaam blijven bestaan, maar zal geen groter areaal ter beschikking krijgen. Er zal geleidelijk worden overgeschakeld op diepteinfiltratie. Extensieve natuurrecreatie zal in grote delen van het duingebied mogelijk blijven. Massarecreatie zal op enkele plaatsen geconcentreerd worden. Delen van het duin worden geheel afgesloten voor recreatie.

8.3.2. Keuze van parameters

Parameters zijn alleen geconcretiseerd voor de hoofdfunctie natuur. Andere functies worden nog verder uitgewerkt; voor de functie drinkwaterwinning zijn enkele suggesties voor parameters gedaan.
Er zijn 25 kwaliteitsparameters geselecteerd waarvan 10 abiotische en 16 biotische parameters.

Twee fysische parameters, 'relief' en 'stuifkuilen', betreffen de geomorfologie. Zij geven de diversiteit in het landschap weer, waardoor de condities voor een aantal biotische parameters worden geschapen. Een derde fysische parameter heeft betrekking op de grondwaterstand, namelijk het 'natte-duin oppervlak'.

Er zijn vijf chemische parameters geselecteerd. Eén parameter betreft de bodem: het kalkgehalte van de bovengrond. Dit is juist voor de kalkrijke duinen een zeer belangrijk kenmerk die door vastlegging van het duin en resulterende bodemvorming bedreigd wordt. Twee andere parameters geven de kwaliteit van het oppervlaktewater weer, namelijk 'fosfaatgehalte oppervlaktewater' en 'gehalte toxische stoffen oppervlaktewater'. Tenslotte zijn twee parameters geselecteerd die de kwaliteit van het grondwater weergeven ('nitraatgrondwater' en 'toxiciteit grondwater'). Deze zijn vooral van belang voor de waterwinfunctie, maar het nitraatgehalte van het grondwater is ook voor de vegetatie-ontwikkeling van belang.

Er zijn zes plantensoortengroepen samengesteld uit 8 ecotooptypen. Deze soortengroepen vertegenwoordigen vegetaties van natte en droge voedselarme basische standplaatsen ('parnassiagroep', 'duinroosgroep', 'oorsilenegroep', en 'kardinaalsmutsgroep'), karakteristieke pioniervegetaties van stuivende standplaatsen ('zeedistelgroep') en een eutrofiëringsgroep die de vastlegging en resulterende verrijking van het duin aangeeft ('brandnetelgroep').

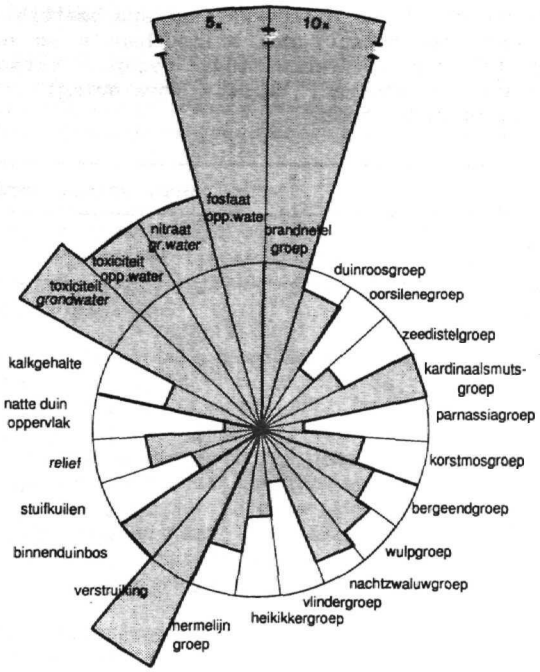
Voor wat betreft de fauna zijn drie vogelgroepen samengesteld ('bergeendgroep', 'wulpgroep'en 'nachtzwaluwgroep'), één vlindergroep, die kenmerkend is voor arme graslanden ('vlindergroep') en één amfibieëngroep voor de natte duinen ('heikikkergroep'). Tenslotte is er een een grote zoogdiergroep samengesteld die voor het meerendeel uit carnivoren bestaat ('hermelijngroep').

In de groep vegetatiestructuurparameters zijn twee parameters geselecteerd, namelijk 'binnenduin-loofbos' en 'verstruiking'. De eerste parameter geeft een beeld van het aanwezig zijn van het habitat voor verschillende diersoorten. De tweede parameter heeft betrekking op bepaalde beheersaspecten en mogelijk de eutrofiëringsproblematiek.
In TABEL 8.7 is weergegeven welke milieuthema's de kwaliteitsparameters, die zijn geselecteerd voor de kalkrijke duinen, beïnvloeden.

In FIGUUR 8.8 is de tentatief ingevulde BMK-amoebe voor de kalkrijke duinen weergegeven. Een opsomming van de parameters, inclusief de soorten, is te vinden in BIJLAGE 4.

Tabel 8.7: **Stuurbaarheid** van milieukwaliteitsparameters van de **kalkrijke** duinen in de vorm van relatie met **milieuthema's** en een beheersaspect (**verz.**: verzuring; **verm.**: vermesting; **versp.**: verspreiding; **verd.**: verdroging; **versu.**: verstuiven; **verst.= verstoring**) (+ = parameter is gevoelig voor betreffende thema)

	verz.	verm.	versp.	verdr.	versu.	verst
Parnassiagroep		+		+		
Duinroosgroep		+				
Oorsilenegroep		+				
Zeedistelgroep					+	
Kardinaalsmutsgroep		+				
Brandnetelgroep		+				
Korstmosgroep	+					
Bergeendgroep			+	+		+
Wulpgroep		+	+		+	+
Nachtzwaluwgroep						+
Vlindergroep	+			+		
Heikikkergroep			+	+		
Hermelijngroep			+			
Bos	+					
Struweel		+				
Relief					+	
Stuifkuilen					+	
Kalkgehalte	+					
Grondwaterstand				+		
Natte duin				+		
P-oppervlaktewater		+				
Toxische stoffen oppervlaktewater			+			
N-grondwater		+				
Toxische stoffen grondwater			+			



FIGUUR 8.8: Tentatief ingevulde BMK-amoebe voor de kalkrijke duinen (ecodistricttype Dl).

HOOFDSTUK 9: NABESCHOUWING

9.1 Inleiding

In dit rapport is vooral ingegaan op de methode van kwaliteitsbepaling van ecodistricten. Voor wat betreft de uitwerking is slechts een aanzet gegeven. Het rapport vormt dan ook geen eindrapport, maar geeft slechts een tussenstand aan. Inmiddels gaat het onderzoek verder.

In dit HOOFDSTUK wordt aangegeven welke nadere uitwerking momenteel plaats vindt in het kader van het project 'gebiedsgerichte integratie', dan wel op termijn wordt overwogen.

9.2 Verdere activiteiten inzake milieukwaliteitsbepaling

Het opstellen van streefbeelden is in dit onderzoek in zeer globale termen gebeurd. Een specifiekere uitwerking is bijzonder belangrijk, vooral in verband met de keuze van kwaliteitsparameters en het opstellen van streefwaarden voor deze parameters. Tot nu toe is hierover slechts een enigszins theoretische voorbeschouwing gegeven.
Inmiddels is echter begonnen met het nauwkeuriger omschrijven van het streefbeeld en het kwantificeren van de streefwaarden voor de proefgebieden Kalkrijke Duinen en Laagveengebied.

Ook de huidige waarden van de afzonderlijke milieukwaliteitsparameters dienen voor de proefgebieden nog te worden vastgesteld. Daarbij zal gebruik worden gemaakt van diverse gegevensbronnen.
De indruk bestaat dat de Landschaps Ecologische Kartering Nederland (LKN) bij deze kwantificering een belangrijke rol kan vervullen. Er zijn echter ook enkele beperkingen aan het databestand, zoals dat vooralsnog wordt opgebouwd, waardoor de bruikbaarheid enigszins wordt beperkt. Dit geldt met name het ontbreken van soortsgegevens betreffende planten.
Vanuit de idee dat LKN toch bruikbare gegevens bevat en dat eventueeel ontbrekende gegevens aan het bestand zouden kunnen worden toegevoegd, wordt een mogelijke participatie van het RIVM of DGM in LKN in overweging gegeven.

De methode van milieukwaliteitsbepaling is vooralsnog slechts in aanzet uitgewerkt voor de functie natuur. Voor de overige functies zijn alleen bij wijze van voorbeeld enkele parameters gekozen. Bij een nadere uitwerking zal ook aan parameters voor de gebruiksfuncties meer aandacht worden geschonken. Ten aanzien van de streefwaarden voor deze parameters wordt daarbij verondersteld dat minder differentiatie per ecodistricttype nodig zal zijn, omdat gebruiksfuncties vrijwel overal gelijke of gelijksoortige eisen stellen.

Na verdere uitwerking van de twee proefgebieden (Kalkrijke Duinen en Laagveengebied) zal een aanvang worden gemaakt met andere ecodistricttypen.

Voor de parameters, waarvoor een eerste evaluatie heeft uitgewezen dat er onvoldoende gegevens over zijn, c.q. geen monitoring plaats vindt, is het opzetten van een meetnet belangrijk, indien het niet mogelijk is met andere, vervangende parameters te werken. Hiervoor dient echter eerst een nauwkeuriger evaluatie van bestaande meetnetten te worden uitgevoerd. Daarbij zal de aandacht moeten worden gericht op inventarisaties en meetnetten die reeds zijn ingesteld door provincies en particuliere organisaties.

LITERATUURLIJST

- Bakker, T.W.M., J. A. Klijn & F.J. van Zadelhoff, 1981: Nederlandse kustduinen. Landschapsecologie. Pudoc, Wageningen. 144 pp.

- Beenhakker, A.J. et al.,1989: Milieukartering: van inventarisatie tot interpretatie. Een overzicht van lopende inventarisaties en onderzoek, inhoudelijke vraagpunten en onderzoeksvragen. RMNO publikatie 34, Rijswijk. 89 pp.

- CUWVO, 1988: Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren. Coördinatiecommissie uitvoering Wet verontreiniging oppervlaktewateren , werkgroep V-1.

- Dumont, M.J., H.C.N van der Putten & R. Reiling, 1985: Milieu-inventarisaties in Nederland. STL, Nijmegen.

- Evers F.H., N.P.J. De Vries & H.A. Udo de Haes, 1982: Een landelijk systeem van ecotooptypen. Aanzet tot een systematische typologie bruikbaar bij de beschrijving en beoordeling van effecten op de plantengroei. CML mededeling nr.8, Leiden.

- Gezondheidsraad, 1984: Advies inzake een begrippenlijst ten behoeve van ecologische normen waterbeheer (Deeladvies I). Rapportnr. 84/37. Den Haag. 55 pp.

- Gezondheidsraad, 1989: Ecologische normen waterbeheer deeladvies III: beschrijving van de parameters. Rapportnr. 1989/21, 's Gravenhage. 424 pp.

- Gower, J.C., 1971: A general coefficient to similarity and some of its properties. Biometrics 27, 857-871.

- Hovenkamp-Obbema I.R.H., et al., 1982: Biologische beoordeling van de waterkwaliteit in Noord en Zuid Holland. H_2O 15: 406-412.

- Klijn, F., 1988: Milieubeheergebieden. Deel A: Indeling van Nederland in ecoregio's en ecodistricten. Deel B: Gevoeligheid van de ecodistricten voor verzuring, vermesting, verontreiniging en verdroging. CML-mededelingen 37, Leiden/ RIVM rapport 758702001. Bilthoven. 183 pp.

- Klijn, F. t P.K. Koster, 1988: Milieubeheersgebieden ten behoeve van nationaal gebiedsgericht milieubeleid. RIVM rapportnr. 758702002, Bilthoven. 21 pp.

- Latour, J.B., J.J. Hofstra t M.I. Nip, 1990: De AMOEBE van Rijkswaterstaat: evaluatie en toepasbaarheid op terrestrische ecosystemen. RIVM-rapport 711901001, Bilthoven.

- Ministerie CRM, en VRO, 1981: Structuurschema natuur en landschapsbehoud. Deel A: beleidsvoornemen. Staatsuitgeverij, Den Haag. 252 pp.

- Ministerie L i V (red. K. Plug), 1989: Natuurontwikkeling. Een verkenende studie. SDU uitgeverij, 's-Gravenhage. 102 pp.

- Ministerie L & V, 1989: Natuurbeleidsplan. Beleidsvoornemen. Uitgeverij SDU, Den Haag.

- Ministerie VROM, 1983: Indicatief Meerjarenprogramma Bodem 1984-1988 (IMP-Bodem). Staatsuitgeverij, Den Haag.

- Ministerie VROM, 1986: Notitie ruimtelijke perspectieven. Op weg naar de 4e nota over de ruimtelijke ordening. 's-Gravenhage. 159 pp.

- Ministerie VROM, 1988: Vierde Nota over de Ruimtelijke Ordening, deel A: beleidsvoornemens. Op weg naar 2015. Den Haag.

- Ministerie VROM, 1989: Nota Omgaan met risico's. De risico benadering in het milieubeleid. Den Haag.

- Ministerie VROM, L t V, V & W, 1985: Indicatief Meerjaren Programma Milieubeheer 1986-1990 (IMP-Milieu). Den Haag.

- Ministeries VROM, EZ, L & V en V & W, 1989: Kiezen of Verliezen. Nationaal Milieubeleidsplan. SDU uitgeverij, 's-Gravenhage. 258 pp.

- Ministerie V & W, 198l: Indicatief Meerjarenprogramma Water 1980-1984 (IMP-Water). Staatsuitgeverij, 's Gravenhage. 146 pp.

- Ministerie V & W, 1989: Water voor nu en later. Derde Nota Waterhuishouding. SDU uitgeverij,'s-Gravenhage.

- Moller Pillot H.K.M., 1971: Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken. Proefschrift Nijmegen. Pillot- Standaardboekhandel, Tilburg. 286 pp.

- Murk, A.J., 1990: Ecologische normen waterbeheer. Hoofdlijnen van drie adviezen van een commissie van de Gezondheidsraad. Rapportnr. A 90/1. s'Gravenhage. 86 pp.

- Opschoor, J.B. en L. Reijnders, 1989: Duurzaamheidsindicatoren voor Nederland. Paper voor workshop 'Ontwikkeling van duurzaamheidsindicatoren'. Utrecht.

- Rijkswaterstaat, 1985: Omgaan met water. Naar een integraal waterbeleid 's-Gravenhage. 63 pp.

- RIVM (red. F. Langeweg), 1988: Zorgen voor Morgen. Nationale milieuverkenning 1985-2010. Samsom HD Tjeenk Willink, Alphen a/d Rijn.

- Runhaar, J. et al.,1988: Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. Gorteria 13(1987): 277 - 359.

- Stevers, R.A.M, et al., 1987: Het CML-ecotopensysteem, een landelijke

ecosysteemtypologie toegespitst op de vegetatie. Landschap 4/2 (1987): 135-150.

- Ten Brink, B.J.E. & S.H. Hosper, 1989: Naar toetsbare ecologische doelstellingen voor het waterbeheer: de AMOEBE-benadering. H_2O (22), nr. 20. pp: 612-617.

- Torenbeek, R., 1988: Hydrobiologie en waterhuishouding. Een beleidsvoorbereidende studie. RIN rapportnr. 88/55, Leersum. 147 pp.

- Udo de Haes, H.A. et al., 1989: Indicatoren voor een duurzame functie vervulling van het milieu. Paper voor workshop 'Ontwikkeling van duurzaamheidsindicatoren'. Utrecht.

- Van der Maarel, E. & P.L. Dauvellier, 1978: Naar een Globaal Ecologisch Model voor de ruimtelijke ontwikkeling van Nederland. Staatsuitgeverij, Den Haag.

- Veelenturf, 1989: Gebiedsgericht milieubeleid. Lezing op het congres 'Milieubeleid in de jaren negentig, integratie van grijs naar groen?'. Nijmegen.

- VTCB, 1986: Advies bodemkwaliteit. Voorlopige technische commissie bodembescherming. Leidschendam. 97 pp.

- Weinreich J.A.& C.J.M. Musters, 1989: Toestand van de natuur. Veranderingen in de Nederlandse natuur. Ministerie L, N & V, RIN, Milieubiologie, Leiden. SDU uitgeverij, 's Gravenhage.

- Zonneveld, 1982: Grondslagen van de bioindicatie. In: Ecologische indicatoren voor de kwaliteitsbeoordeling van lucht, water, bodem en ecosystemen. Symposium van de Oecologische Kring. Utrecht.

DE MILIEUKWALITEIT VAN ECODISTRICTEN

Bijlagen

BIJLAGE 1: ECOTOPENTYPOLOGIE

Inleiding

Om verschillende gegevens over ecosystemen onder één noemer te brengen op een voor het nationaal ruimtelijk beleid voldoende gedetailleerd niveau, heeft de RPD in 1985 opdracht gegeven aan het Centrum voor Milieukunde tot uitwerking van een ecotopensysteem.
Dit CML-ecotopensysteem is een landelijke ecosysteemtypologie, toegespitst op de vegetatie in relatie tot standplaatsfactoren. Het systeem bestaat uit drie elementen:

- een landelijke typologie van ecotopen,
- een daarbij aansluitende indeling van plantesoorten in ecologische soortengroepen,
- en een aantal 'vertaalsleutels' om vanuit verschillende soorten basisgegevens het ecotooptype te bepalen.

De typologie en soortengroepen zijn inmiddels uitgewerkt voor geheel Nederland voor terrestische en semi-terrestrische ecotooptypen.

Definitie en typologie

Een ecotoop wordt gedefinieerd als een ruimtelijke eenheid die homogeen is ten aanzien van vegetatiestructuur, successiestadium en de voornaamste abiotische standplaatsfactoren die voor de plantengroei van belang zijn.

De ecotopentypologie onderscheidt ecotooptypen op basis van kenmerken en klassen daarbinnen. De indelingskenmerken zijn:

substraat
vegetatiestructuur en successiestadium
saliniteit
vochttoestand
voedselrijkdom
zuurgraad

Iedere combinatie van één kenmerkklasse per kenmerk levert in principe een ecotooptype, met die beperking dat combinaties die ecologisch geen betekenis hebben, dat wil zeggen niet voorkomen of niet differentiëren voor de vegetatiesamenstelling, niet worden onderscheiden. Daarnaast is er nog een aantal aanvullende kenmerken die alleen bij een bepaalde combinatie van hoofdkenmerken van belang zijn: dynamiek en saprobietoestand.
De hoofdindeling naar abiotische factoren levert standplaatstypen. Dit is in SCHEMA l weergegeven.

v.arm zuur water	v.arm zwak zuur water	v.arm basisch water	matig v.rijk water	zeer v.rijk water	brak water	zilt water
nat v.arm zuur	nat v.arm zwak zuur	nat v.arm basisch	nat matig v.rijk	nat zeer v.rijk	nat brak	nat zilt
vochtig v.arm zuur	vochtig v.arm zwak zuur	vochtig v.arm basisch	vochtig matig v.rijk	vochtig zeer v.rijk	vochtig brak	vocht zilt
droog v.arm zuur	droog v.arm zwak zuur	droog v.arm basisch	droog matig v.rijk	droog zeer v.rijk	droog brak	droog zilt

SCHEMA 1: Operationele standplaatstypen zoals afgeleid uit een aggregatie van ecotooptypen naar de operationele standplaatsfactoren van de ecotopentypologie (Stevers et al, 1987).

W11 V11	W12 (dv) V12	W13	W17 V17	W18 (sa) V18 (sa)	bW10 bV10	
P21 G21 R24 S21 (la) B21	P22 G22 R24 S22 (la) B22	P23 G23 R24 S23 (la)	P27 G27 R27 S27 B27	P28 G28 R28 S28 B28	bP20 bG20 bR20	zP20 zG20 zR20
P41 G41 R44 S41 B41	P42 G42 R44 S42 (la) B42	P43 G43 R44 S43 B43	P47 (kr) G47 (kr) R47 S47 B47	P48 (tr) G48 R48 S48 B48	bP40 bG40 bR40	
P61 G61 R64 S61 B61	P62 G62 R64 S62 (la) B62	P63 G63 R64 S63(la) B63	P67 G67 R67 S69 (pi) B69	P68 G68 R68 S69 (pi) B69	bP60	

SCHEMA 2: Bijbehorende ecotooptypen; zie Stevers et al. (1987) voor beschrijvingen en kenmerkende soortengroepen.

Binnen deze standplaatstypen wordt gesplitst naar vegetatiestructuur, waarbij de volledige ecotooptypologie ontstaat. De ecotooptypen zijn weergegeven in SCHEMA 2. Daarbij zijn de volgende codes gebruikt:

W watervegetatie
V verlandingsvegetatie
P pioniervegetatie
G grasland
R ruigte
S struweel
B bos

Het eerste cijfer geeft de vochtklasse weer, het tweede de combinatie zuurgraad en voedselrijkdom; het zoutgehalte is met een prefix (b :brak, respectievelijk z: zilt) aangeduid.

Soortengroepen

Parallel aan de ecotopentypologie zijn ecologische soortengroepen samengesteld. Per ecotooptype is in principe één soortengroep opgesteld. Een soortengroep bevat de soorten die in een bepaald ecotooptype kunnen voorkomen. De soortengroepen geven daarmee een floristische karakterisering van de ecotooptypen (Runhaar et al., 1987).
Een soort kan, afhankelijk van zijn ecologische amplitude, bij één of bij méér soortengroepen zijn ingedeeld. Daarin verschilt de indeling van andere indelingen in ecologische soortengroepen.

TABEL 3 geeft een overzicht van de soortengroepen zoals onderscheiden in Fase 2 van het ecotopenproject. Inmiddels is Fase 3 afgerond, waarin een aantal bijstellingen heeft plaatsgevonden. Zo worden nu de matig voedselrijke typen in een zuur, zwak zuur en basisch type gesplitst, en de brakke typen worden gesplitst naar voedselrijkdom. Deze bijstellingen zijn in onderstaande indicatieve tabel nog niet doorgevoerd. Evenmin zijn alle subtypen vermeld.

TABEL 3: Soortengroepen, zoals onderscheiden in Fase 2 van het ecotopenproject (Stevers et al, 1987)

Soorten van pioniervegetaties

P21 pioniervegetatie op natte voedselarme zure bodem
P22 pioniervegetatie op natte voedselarme zwak zure bodem
P23 pioniervegetatie op natte voedselarme kalkrijke bodem
P27 pioniervegetatie op natte matig voedselrijke bodem
P28 pioniervegetatie op natte zeer voedselrijke bodem

P41 pioniervegetatie op vochtige voedselarme zure bodem
P42 pioniervegetatie op vochtige voedselarme zwak zure bodem
P43 pioniervegetatie op vochtige voedselarme kalkrijke bodem
P47 pioniervegetatie op vochtige matig voedselrijke bodem
P48 pioniervegetatie op vochtige zeer voedselrijke bodem
P40mu pioniervegetatie op vochtig stenig substraat

P48tr pioniervegetatie op vochtige zeer voedselrijke betreden bodem

P6l pioniervegetatie op droge voedselarme zure bodem
P62 pioniervegetatie op droge voedselarme zwak zure bodem
P63 pioniervegetatie op droge voedselarme kalkrijke bodem
P67 pioniervegetatie op droge matig voedselrijke bodem
P68 pioniervegetatie op droge zeer voedselrijke bodem
P60mu pioniervegetatie op droog stenig substraat
P62st pioniervegetatie op drige voedselarme zwak zure bodem
P63st pioniervegetatie op droge voedselarme kalkrijke stuivende bodem
P66ro pioniervegetatie op droge voedselarme tot matig voedselrijke geroerde bodem

bP20 pioniervegetatie op brakke natte bodem
bP40 pioniervegetatie op brakke vochtige bodem
bP60st pioniervegetatie op brakke droge stuivende bodem

zP20 pioniervegetatie op zilte natte bodem
zP40 pioniervegetatie op zilte vochtige bodem

Soorten van graslanden

G21 grasland op natte voedselarme zure bodem
G22 grasland op natte voedselarme zwak zure bodem
G23 grasland op natte voedselarme kalkrijke bodem
G27 grasland op natte matig voedselrijke bodem
G28 grasland op natte zeer voedselrijke bodem

G41 grasland op vochtige voedselarme zure bodem
G42 grasland op vochtige voedselarme zwak zure bodem
G43 grasland op vochtige voedselarme kalkrijke bodem
G47 grasland op vochtige matig voedselrijke bodem
G48 grasland op vochtige zeer voedselrijke bodem

G6l grasland op droge voedselarme zure bodem
G62 grasland op droge voedselarme zwak zure bodem
G63 grasland op droge voedselarme kalkrijke bodem
G67 grasland op droge matig voedselrijke bodem
G68 grasland op droge zeer voedselrijke bodera

bG20 grasland op brakke natte bodem
bG40 grasland op brakke vochtige bodem

zG20 grasland op zilte natte bodera
zG40 grasland op zilte vochtige bodem

Soorten van ruigten

R24 ruigte op natte voedselarme bodem
R27 ruigte op natte matig voedselrijke bodem

R28 ruigte op natte zeer voedselrijke bodem

R44 ruigte op vochtige voedselarme bodem
R47 ruigte op vochtige matig voedselrijke bodem
R48 ruigte op vochtige zeer voedselrijke bodem

R64 ruigte op droge voedselarme bodem
R67 ruigte op droge matig voedselrijke bodem
R68 ruigte op droge zeer voedselrijke bodem

Soorten van struwelen

S21 struweel op natte voedselarme zure bodem
S22 struweel op natte voedselarme zwak zure bodem
S23 struweel op natte voedselarme kalkrijke bodem
S27 struweel op natte matig voedselrijke bodem
S28 struweel op natte zeer voedselrijke bodem

S41 struweel op vochtige voedselarme zure bodem
S42 struweel op vochtige voedselarme zwak zure bodem
S43 struweel op vochtige voedselarme kalkrijke bodem
S47 struweel op vochtige matig voedselrijke bodem
S48 struweel op vochtige zeer voedselrijke bodem

S61 struweel op droge voedselarme zure bodem
S62 struweel op droge voedselarme zwak zure bodem
S63 struweel op droge voedselarme kalkrijke bodem
S69 struweel op droge matig tot zeer voedselrijke bodem

Soorten van bossen

B21 bos op natte voedselarme zure bodem
B22 bos op natte voedselarme zwak zure bodem
B23 bos op natte voedselarme kalkrijke bodem
B27 bos op natte matig voedselrijke bodem
B28 bos op natte zeer voedselrijke bodem

B41 bos op vochtige voedselarme zure bodem
B42 bos op vochtige voedselarme zwak zure bodem
B43 bos op vochtige voedselarme kalkrijke bodem
B47 bos op vochtige matig voedselrijke bodem
B48 bos op vochtige zeer voedselrijke bodem

B6l bos op droge voedselarme zure bodem
B62 bos op droge voedselarme zwak zure bodem
B63 bos op droge voedselarme kalkrijke bodem
B69 bos op droge matig tot zeer voedselrijke bodem

Soorten van verlandingsvegetaties

V11 verlandingsvegetatie in voedselarm zuur water
V12 verlandingsvegetatie in voedselarm zwak zuur water
V13 verlandingsvegetatie in voedselarm basisch water
V17 verlandingsvegetatie in matig voedselrijk water
V18 verlandingsvegetatie in zeer voedselrijk water
V18sa verlandingsvegetatie in zeer voedselrijk polysaproob water

Soorten van open water

W11 watervegetatie in voedselarm zuur water
W12 watervegetatie in voedselarm zwak zuur water
W13 watervegetatie in voedselarm basisch water
W17 watervegetatie in matig voedselrijk water
W18 watervegetatie in zeer voedselrijk water
W18sa watervegetatie in zeer voedselrijk polysaproob water

Vertaalsleutels

Op basis van de ecologische soortengroepen zijn vertaalsleutels ontwikkeld om het ecotooptype te bepalen, uitgaande van gegevens over flora en/of vegetatie. Er zijn twee gecomputeriseerde sleutels ontwikkeld, één voor vegetatie-opnamen (homogeen) en één voor streeplijsten (heterogeen).

Met behulp van de vertaalsleutels ECOTYP en IPITYP is het mogelijk alle gedigitaliseerde provinciale bestanden te vertalen naar ecotooptypen. Hiermee is een vlakdekkend beeld te geven voor de provincies Drenthe, Gelderland, een deel van Overijssel, Utrecht, Noord-Holland, Zuid-Holland en Zeeland. Voor de provincie Groningen kan een vrij goed beeld gegeven worden van de variatie in de provincie, maar de gegevens zijn niet vlakdekkend. Het beeld van de provincie Friesland is fragmentarisch, vooral ten gevolge van het ontbreken van digitaal opgeslagen materiaal. In de provincies Noord-Brabant en Limburg zijn vegetatietypenkarteringen uitgevoerd, die nog niet zijn gedigitaliseerd. Er zijn niet-geautomatiseerde vertaalsleutels om ook deze typen naar ecotooptypen te kunnen converteren.

Toepassingsmogelijkheden

Toepassingsmogelijkheden van het ecotopensysteem liggen op het gebied van het karakteriseren van uitgangssituaties en op het gebied van effectbepalingen van ingrepen op het milieu. Daarbij is het systeem vooral geschikt voor het vergelijken van ruimtelijk gedifferentieerde ingrepen in verschillende landschapstypen. Voor het beschrijven van zeer kleine veranderingen veranderingen is het systeem minder geschikt.
De meest directe toepassingsmogelijkheden liggen in het op één noemer brengen van verschillende typen provinciale flora- en vegetatiegegevens. Dit gebeurt onder meer voor het LKN-project.

BIJLAGE 2: OVERZICHT BESCHIKBARE LANDSDEKKENDE GEGEVENSBESTANDEN VOOR KWANTIFICERING EN/OF MONITORING

LKN (Landschapsecologische Kartering Nederland)

LKN is een Geografisch Informatiesysteem (GIS) in opbouw, waarin landschapsecologische informatie wordt opgeslagen voorzover relevant voor de ruimtelijke planning op rijksniveau. Het is een onderzoeksproject van de Rijksplanologische Dienst dat wordt uitgevoerd door de Stichting voor Bodemkartering (Stiboka), inmiddels onderdeel van het Staring Centrum, en het Centrum voor Milieukunde van de Rijksuniversiteit Leiden (CML).
De gegevens worden opgeslagen per 'roostercel' van l km * l km. De roostercellen komen overeen met de kilometerindeling van de Topografische Kaarten van Nederland.
De belangrijkste doelstelling van LKN is het leveren van landsdekkende kaarten ten behoeve van de ruimtelijke planning door selectie, combinatie en interpretatie van gegevens. De volgende kaartsoorten vormen de werkdoelen van LKN:

a basiskaarten
b gevoeligheidskaarten
c betekeniskaarten
d kwetsbaarheidskaarten
(e geschiktheidskaarten)

Basiskaarten bevatten 'objectieve' informatie over (aspecten van) ecosystemen. Het kan daarbij gaan om abiotische of biotische aspecten, alsook om gehele ecosystemen.
De volgende basisbestanden worden opgenomen in LKN:

Abiotische basisbestanden:
- geomorfologie
- bodem en grondwatertrappen
- grondwaterrelaties
- oppervlaktewaterrelaties

Biotische basisbestanden:
- Interprovinciale Inventarisatie Eenheden (IPI's) en ecotopen
- ecologische (plante)soortengroep
- fauna (vogels, zoogdieren, amfibieën, reptielen)

De gegevens zijn afkomstig van landelijke en provinciale inventarisaties, uitgevoerd door zowel overheden als particuliere gegevensverzamelende instanties {SOVON, Herpetologische Vereniging, en dergelijke)

VOGELS (SOVON)

SOVON heeft als doel het verzamelen van gegevens over de verspreiding van vogels in Nederland alsmede het opbouwen van deskundigheid bij de interpretatie van die gegevens.
Per atlasblok wordt informatie verzameld over de presentie en abundantie van soorten. Het werk wordt door een groot aantal vrijwilligers (3400) uitgevoerd. De resultaten van het veldwerk van 1978 tot 1983 zijn gebundeld in de Atlas van de Nederlandse Vogels (1988). Eerdere inventarisa-

ties van alleen broedvogels zijn gepubliceerd in de broedvogelatlas (Teixeira, 1979).
De ruimtelijke resolutie is 5x5 km, de dekking is 90%. De mate van detail is groot. De metingen worden door het gehele jaar verricht.
Er bestaan ook een aantal specifieke projecten zoals het bijzondere soorten project BSP, het broedvogel monitoring project (BMP), en dergelijke. De resolutie van deze inventarisaties is vaak groter (0.1-0.25 km2). Op schaal 10.000 tot 50.000 zijn een aantal inventarisaties voor specifieke soorten uitgevoerd.

ZOOGDIEREN

Voor zoogdieren is de eerste ronde van een systematische landelijke inventarisatie afgesloten. Deze zullen worden gepubliceerd in Atlas van de Nederlandse zoogdieren. Aan of afwezigheid zal per atlasblok worden aangegeven. Voor kleinere zoogdieren zijn is de volledigheid van gegevens gering.

HERPETOFAUNA

Uitgevoerd door Herpetogeografische Dienst (HGD)
Doel: inventariseren van de verspreiding van herpetofauna en informatie verschaffen ten behoeve van het natuurbeheer.
Werkwijze: analyse van de archieven van de HGD waarin 30.000 observaties van amateurs zijn geregistreerd. Presentatie opgedeeld in periode van voor 1970 en na 1970.
Resolutie 5x5 km.

VLINDERS

Atlasproject, uitgevoerd door de Vlinderstichting. Doel van de vlinderatlas is het beschrijven van de verspreiding van dagvlinders, het analyseren van veranderingen en hun oorzaken, het beschrijven van biotoopvoorkeur en het geven van richtlijnen voor het beheer.
In de periode 1981 t/m/ 1986 zijn op uurhokbasis metingen gedaan door ongeveer 600 vrijwillers. Voor de periode voor 1980 is uitgegaan van historische gegevens.
De mate van volledigheid is ongeveer 70% van alle uurhokken.
Er wordt een vergelijking gemaakt van de periode van voor 1980 en die van 1981-1986. Er is onlangs besloten een meetnet voor dagvlinders te gaan starten. Hierover zijn nog geen nadere gegevens bekend.

GEOMORFOLOGIE

Uitgevoerd door SC en RGD
Doel: ruimtelijke planning en natuurbeheer
Er is een systematische kaartbladkartering 1:50.000 (komt overeeen met 0.25 km2) op nationaal niveau.
Meetperiode: vanaf 1964

Er is 30-40% van de kartering gereed. Afronding wordt rond 2000 verwacht, uitgaande van doorlopende financiering (deze is niet verzekerd).
Er wordt gebruik gemaakt van een landelijke typologie. Er is geen spake van herhaling

BODEM EN GRONDWATERKARTERING

Uitgevoerd door SC
Doel: karteren bodemgesteldheid ten behoeve van planning in het landelijk gebied, inclusief milieuaspecten.
Schaal kartering 1:50.000 (0.25 km2)
Kartering: puntmetingen en interpolatie, kartering volgens fysiografische grenzen
Het project loopt vanaf 1964.
Status: Het merendeel der kaartbladen is reeds gekarteerd.
Het betreft een eenmalige kartering die rond 1995 gereed zal zijn.

Grondwaterkartering van zowel freatisch als dieper grondwater door DGV-TNO op basis van een permanent peibuizenbestand (8300 buizen over heel Nederland)
Doel: De Kaart geeft globaal inzicht in geohydrologie van Nederland op
Resolutie: schaal 1:50.000.
Puntmetingen: 8300 over heel Nederland (=1 per 5 km2)
Tijdreeksen worden gemeten.
De mate van detail van deze karteringen is te grofmazig voor gebruik op regionale schaal.

OPPERVLAKTEWATER

Er zijn 250 meetpunten in rijkswateren over geheel Nederland. Er worden diverse abiotische parameters geregistreerd. Metingen varieren van continu tot enkele malen per jaar. Per kwartaal is er rapportage.
Voor regionale wateren is informatie te verkrijgen bij de meetnetten van de waterschappen. Deze hebben veelal eigen meetnetten.

LUCHTFOTOGRAFIE

Door de Topografische dienst worden sinds 1960 herhaaldelijk luchtfotoopnamen gemaakt van Nederland.
De zwart-wit panchromatische foto's zijn op schaal 1: ong. 15.000
Het meetinterval is ongeveer 10 jaar.
Bij de BCRS wordt een fototheek bijgehouden waar alle niet landsdekkende luchtfoto-opnamen kunnen worden opgevraagd.

BIJLAGE 3: UITWERKING LAAGVEENGEBIED (Ecodistricttype H5)

Gebiedsbeschrijving:

Ecodistrict H5:	Laagveengebied: Fries-Overijssels veengebied; Veluwe rand; Eemsvallei; Vechtplassengebied; Noordhollands veenweidegebied; Hart van Holland; Krimpenerwaard; Alblasserwaard en Vijfherenlanden.
GESTEENTE/: GEOLOGIE	Veen, soms met een dun kleidek, op lemig fijn zand. Laagveen (Hollandveen) op zeeklei- en zeezandafzettingen (Calais en Duinkerken); soms met rivierklei (Formaties van Betuwe en Tiel).
RELIEF/: GEOMORFOLOGIE	Vlakland. Veenvlakte met ontveningsplassen (petgaten en legakkers), `bovenlanden'; Hoogte -2 tot *i* m.
GEOHYDROLOGIE:	Inkomstgebied en inkomst-doorstroom (kwel). Soms zout grondwater op enige diepte (ook zoute kwel).
OPP.HYDROLOGIE:	Gereguleerde waterhuishouding (polder, gemalen). aanvoer vanuit het nationale systeem. Boezemwateren, vaarten en sloten; zeer veel water.
BODEM/: GRONDWATERSTAND	Kalkloze veengronden en veengronden met een kleidek (laagveen: broekveen, soms met veenmosveen (hoogveen)). Grondwater ondiep.
FUNCTIES	Landbouw, intensieve en extensieve recreatie, drinkwatervoorziening, natuur.

THEMA'S	Zeer gevoelig:	Vermesting (fosfaateutrofiëring van oppervlakte wateren / doorslag van fosfaat) Verspreiding (accumulatie van organische microverontreinigingen en zware metalen in de bovengrond / waterbodem) Verdroging (als gevolg van grondwaterstand verlaging)
	Matig gevoelig:	Verspreiding (uitspoeling van organische microverontreinigingen en zware metalen naar het grondwater)
	Weinig gevoelig:	Verzuring Vermesting (nitraat uitspoeling naar het grondwater)

Uitwerking functies:

LANDBOUW:

Locatie:	Gehele laagveengebied, met name weidegebied
Eisen:	Goede ontwatering, goede bemesting, goede grasmat (geen onkruiden)
Activiteiten:	Ontwateren, bemesten, beweiden, aanwenden bestrijdingsmiddelen
Gevolg:	Verdroging, vermesting, verspreiding bestrijdingsmiddelen

INTENSIEVE RECREATIE

Locatie:	Plassengebied
Eisen:	Bevaarbare plassen, netwerk van waterwegen, rust, natuur
Activiteiten:	Diverse voorzieningen, o.a. betreffende de infrastructuur
Gevolg:	Verstoring van de rust, verspreiding van afval en motoroliën, vernietiging van natuurlijke vegetatie

EXTENSIEVE RECREATIE

Locatie:	Gehele laagveengebied, natuurgebieden
Eisen:	Rust, natuur
Activiteiten:	Aanleg infrastructuur t.b.v bereikbaarheid, vogelobservatie hutten en andere kleinschalige voorzieningen
Gevolg:	In sommige gevallen verstoring van de rust

DRINKWATERVOORZIENING

Locatie:	Alle waterwingebieden o.a.de Loosdrechtse plassen
Eisen:	Goede drinkwaterkwaliteit, kapaciteit
Activiteiten:	Aanleg waterwinningswerken, bescherming tegen vervuiling
Gevolg:	Verdroging

NATUUR

Locatie:	Gehele laagveengebied, in het bijzonder natuurgebieden
Eisen:	Matig voedselrijke natte ecotopen; Levensvatbare populaties van o.a. (weide) vogels, zoogdieren, amfibien en insekten. Eisen aan het abiotische milieu ten behoeve van het voortbestaan van genoemde populaties. Voor gebieden met een hoofdfunctie natuur gelden strengere eisen dan voor de overige gebieden.
Activiteiten:	Bescherming, beheer van natuurgebieden, natuurtechnische milieubouw

GESELECTEERDE PARAMETERS: LAAGVEENGEBIED, AMK

FLORA:

GROEP	ECOTOOPTYPEN	SOORT
DOTTERGROEP	G27 Graslanden op natte matig voedselrijke bodem	Achillea ptarmica Caltha palustris Cirsium Palustre Epilobium palustre Hypericum tetrapterum Lotus uliginosus Lychnis flos-cuculi Ranunculus flammula Senecio aquaticus Stellaria palustris

GROEP	ECOTOOPTYPEN	SOORT
MOERASSPIREA GROEP	R27 Ruigten op natte matig voedselrijke bodem	Filipendula ulmaria Lathyrus palustris Lycopus europaeus Lysimachia thyrsiflora Lythrum salicaria Peucedanum palustre Scutellaria galericulata Sium latifolium Thalictrum flavum Valeriana officinalis

GROEP	ECOTOOPTYPEN	SOORT
EGELSKOPGROEP	V17 Verlandingsvegetaties in matig voedselrijk water	Alisma plantago-aquatica Butomus umbellatus Cicuta virosa Equisetum fluviatile Iris pseudacorus Ranunculus lingua Rumex hydrolapathum Sparganium emersum Sparganium erectum Typha angustifolia

GROEP	ECOTOOPTYPEN	SOORT
WATERGENTIAAN GROEP	W17 Watervegetaties in matig voedselrijk water	Alisma gramineum Elodea canadensis Hottonia palustris Hydrocharis morsus-ranae Myriophyllum spicatum Nasturtium spec. Nymphoides peltata Oenanthe aquatica Potamogeton - compressus/obtusifolius Potamogeton natans Ranunculus circinatus Sagittaria sagittifolia Stratiotes aloides

FAUNA:

Vogels:

GROEP	HABITATTYPEN	SOORT
GRUTTOGROEP	VEENWEIDE	Scholekster Kievit Kemphaan Watersnip Grutto Tureluur
RIETGORSGROEP	RIETKRAGEN LANGS SLOTEN EN VAARTEN	Rietgors Rietzanger Bosrietzanger Kleine karakiet

Zoogdieren:

GROEP	HABITATTYPEN	SOORT
HERMELIJNGROEP	HOUTKADEN EN VEENWEIDE	Hermelijn Wezel Bunzing
HAZEN	VEENWEIDE	Hazen

Vlinders :

GROEP	HABITATTYPEN	SOORT
DAGPAUWOOG GROEP	SLOOTKANTEN EN WEIDERANDEN	Argusvlinder Boomblaauwtje Bruin zandoogje Dagpauwoog Groot koolwitje Hooibeestje Icarus blaauwtje Klein koolwitje Kleine vuurvlinder Kleine vos

Amfibiën:

GROEP	HABITATTYPEN	SOORT
GROENE KIKKER GROEP	SLOTEN EN VAARTEN	Groene kikker Kleine watersalaraander Gewone pad Bruine kikker

Macro fauna: (nog niet op soortsniveau uitgewerkt)

GROEP	HABITATTYPEN	ORDE
GEELGERANDE WATERTORGROEP	SLOTEN EN VAARTEN	Kokerjuffers Libellen Haften Wantsen Kevers Tweevleugeligen Weekdieren

Vissen:

GROEP	HABITATTYPEN	SOORT
SNOEKENGROEP	SLOTEN EN VAARTEN	Snoek Driedoornige stekelbaars Tiendoornige stekelbaars Bittervoorn Rietvoorn Grote modderkruiper Kleine modderkruiper

VEGETATIE STRUCTUURPARAMETERS:

Percentage sloot met algenbloei, flap, gesloten kroosdek en azolla per km^2
Lengte gave houtkade en overige beplantingselementen per km^2

FYSISCH:

Aantal uurhokken met een grondwatertrap IIb op de percelen
Aantal uurhokken met een lithotrofe kwelzône langs rivieren en hoge zandgronden
Totale lengte aan sloten per km^2
Aantal uurhokken met een voldoende doorzicht van het oppervlakte water in sloten en vaarten

CHEMISCH:

Aantal uurhokken met een gemiddeld niet te hoge concentratie macronutritritriënten in het oppervlakte water
Aantal uurhokken met een gemiddeld niet te hoge concentratie van toxische stoffen in (water-) bodems en het oppervlakte water
Aantal uurhokken met een gemiddeld niet te hoge EGV
Aantal uurhokken met een gemiddeld niet te hoge concentratie zware metalen in de bodem

LAAGVEENGEBIED. BMK

FLORA:

GROEP	ECOTOOPTYPEN	SOORT
MOERAS-VIOOLTJESGROEP	GRASLANDEN OP NATTE VOEDSELARME ZWAK ZURE BODEM BODEM	Carex lasiocarpa Carex curta Carex diandra Carex echinata Carex pulicaris Cirsium dissectum Dactylorhiza incarnata Hammarbya paludosa Juncus subnodulosus Liparis loeselii Luzula multiflora Parnassia palustris Pedicularis palustris Ranunculus flammula Thelypteris palustris Valeriana dioica Veronica scutellata Viola palustris

GROEP	ECOTOOPTYPEN	SOORT
WATERDRIEBLAD GROEP	VERLANDINGSVEGETATIES IN MATIG VOEDSELRIJK WATER	Calla palustris Carex elata Carex paniculata Carex pseudocyperus Carex rostrata Cicuta virosa Equisetum fluviatile Lycopus europaeus Menyanthes trifoliata Potentilla palustris Ranunculus lingua Sparganium emersum

GROEP	ECOTOOPTYPEN	SOORT
BLAASJESKRUID GROEP	WATERVEGETATIES IN MATIG VOEDSELRIJK WATER	Elodea canadensis Hottonia palustris Myriophyllum - verticillatum Oenanthe aquatica Potamogeton - compressus/obtusifolius Potamogeton trichoides Stratiotes aloides Utricularia vulgaris

GROEP	ECOTOOPTYPEN	SOORT (kruidlaag)
MOERASBOSGROEP	STRUWELEN EN BOSSEN OP NATTE MATIG VOEDSELRIJKE BODEM	Carex acuta Carex acutiformis Carex elata Carex paniculata Carex pseudocyperus Cirsium palustre Filipendula ulmaria Lycopus europaeus Mentha aquatica Osmunda regalis Peucedanum palustre Scutellaria galericulata Thalictrum flavum

FAUNA:

Vogels:

GROEP	HABITATTYPEN	SOORT
BRUINE KIEKEDIEFGROEP	RIET- EN MOERASLAND	Aalscholver Roerdomp Purperreiger Bruine kiekendief Waterral Velduil Snor Rietzanger Grote karakiet Krakeend

Zoogdieren :

GROEP	HABITATTYPEN	SOORT
OTTERGROEP	MOERAS: RIETLAND, VEENPLASSEN, (BLAUW-) GRASLANDEN	Otter Wezel Hermelijn

Vlinders:

GROEP	HABITATTYPEN	SOORT
ZILVEREN MAAN GROEP	RIETLAND	Grote vuurvlinder Zilveren maan Moerasparelmoervlinder Aardbeivlinder

Amfibiën:

GROEP	HABITATTYPEN	SOORT
HEIKIKKERGROEP	SLOTEN, VAARTEN, PETGATEN	Heikikker Bruine kikker Groene kikker Kleine watersalamander Gewone pad

Macro fauna: (nog niet op soortsniveau uitgewerkt)

GROEP	HABITATTYPEN	ORDE
GEELGERANDE WATERTORGROEP	SLOTEN EN PETGATEN	Kokerjuffers Libellen Haften Wantsen Kevers Tweevleugeligen Weekdieren

Vissen:

GROEP	HABITATTYPEN	SOORT
SNOEKENGROEP	SLOTEN EN PLASSEN	Snoek Driedoornige stekelbaars Tiendoornige stekelbaars Bittervoorn Rietvoorn Grote modderkruiper Kleine modderkruiper

VEGETATIE STRUCTUURPARAMETERS:

Percentage van de meren met algenbloei
Percentage met riet en andere helofyten begroeide hoge wal van meren
Percentage verruigd rietland

FYSISCH:

Aantal uurhokken met een grondwatertrap Ia in de moerasbossen en rietlanden
Aantal uurhokken met een lithotrofe kwelzône langs rivieren en hoge zandgronden
Aantal uurhokken net een goede doorzicht van het oppervlakte water in meren en sloten
Ratio oppervlakte / omtrek reservaatsgebieden (maat voor de versnipperdheid)

CHEMISCH:

Aantal uurhokken met een gemiddeld niet te hoge concentratie macronutrienten in het oppervlakte water
Aantal uurhokken met een gemiddeld niet te hoge concentratie van toxische stoffen in (water-) bodems en het oppervlakte water
Aantal uurhokken met een niet te hoge EGV
Aantal uurhokken met een gemiddeld niet te hoge concentratie zware metalen in de bodem.

BIJLAGE 4: UITWERKING KALKRIJKE DUINEN (Ecodistricttype Dl)

Gebiedsbeschrijving:

ECODISTRICT Dl:	Kalkrijke duinen: Duinen van Zeeuws- Vlaanderen; Walcheren Schouwen; Goeree; Voorne's duin; vastelandsduin ten zuiden van Bergen.
GESTEENTE/: GEOLOGIE	Duinzand; kalkrijke duin- en strandafzettingen: fijn zand (jonge duin en strandafzettingen).
RELIEF/: GEOMORFOLOGIE	Kustduinen met valleien en uiblazingslaagten; Hoogte 0-50 m; Duinmeren
GEOHYDROLOGIE:	Inzijgingsgebied; Waterscheiding met zoetwaterbel drijvend op diep zout grondwater. Kwelsystemen (sprengen, rellen) langs kust en binnenduinrand (grotendeels uitgedroogd).
OPP.HYDROLOGIE:	Natuurlijke afstroming: spreiding. Duinmeren, infiltratieplassen (waterwinning) bronbeekjes(rellen)
BODEM/: GRONDWATERSTAND	Kalkrijke humusarme zandgronden (duinvaaggronden en vlakvaaggronden) Grondwater zeer diep (tot ondiep)
FUNCTIES:	Drinkwater; natuur; recreatie; zeewering
THEMA'S:	Zeer gevoelig: Vermesting (nitraat uitspoeling naar grondwater) Verdroging Verstoring Verspreiding (uitspoeling van organische verontreiniging naar grondwater) Gevoelig: Verzuring Vermesting (fosfaat doorslag) Verspreiding (uitspoeling zware metalen naar grondwater) Matig gevoelig: Verspreiding (accumulatie zware metalen in bodem) Weinig gevoelig: Verspreiding (accumulatie organische verontreiniging in bodem)

Uitwerking functies:

ZEEWERING:

Locatie:	Alle duinen; primaire duinen;
Eisen:	Hoogte en breedte primaire duinen (=profiel);
Activiteiten:	Vastleggen duinen door helm; tegengaan uitstuiven; ophogen primaire duinvallei; compenseren erosie, golfbrekers, zandsuppletie.
Gevolg:	Verminderen natuurlijke geomorfologische processen, minder dynamiek (abiotisch en biotisch); suksessie.

DRINKWATER:

Locatie:	Alle Waterleidingduinen (Luchterduin (GWA); Berkheide (LDM); Meyendel (DWL); Monster (WDM); Oost en middelduin (WMZ))
Eisen:	Goede drinkwater kwaliteit, kapaciteit,
Activiteiten:	Aanleg infiltratie bekkens; Kwaliteitscontrole van infiltratie water.
Gevolgen:	Verdroging (grondwaterwinning zonder infiltratie); inlaat gebiedsvreemde stoffen door infiltratie (vermesting en verontreiniging); vernietiging duinen vanwege infrastructuur; veranderingen grondwaterfluctuaties.

RECREATIE

Locatie:	Gehele ecodistrict
Eisen:	Rust, natuur
Aktiviteiten:	Diverse voorzieningen; o.a. betreffende de infrastructuur
Gevolgen:	Verstoring; erosie door betreding

NATUUR:

Locatie:	Reservaten; en overige gebieden (nader te benoemen)
Eisen:	Voedselarme natte ecotopen; voedselarme droge ecotopen; Levensvatbare populaties van o.a. vogels, zoogdieren, insecten en herpetofauna uit de natte duinvallei en droge duinen. Eisen aan het abiotische milieu ten behoeve van het voortbestaan van genoemde populaties.
Aktiviteiten:	Bescherming, beheer, natuurtechnische milieubouw, herinrichting m.b.t. andere functies etc.

GESELECTEERDE PARAMETERS: KALKRIJKE DUINEN

FLORA:

GROEP	ECOTOOPTYPEN	SOORT
PARNASSIA GROEP	K23 Graslanden en pioniervegetaties op natte voedsel arme basische bodem	Dactylorhiza incarnata Epipactis palustris Parnassia palustris Schoenus nigricans Samolus valerandi Centaurium littorale Centaurium pulchellum Gnaphalium luteo album Galium uliginosum Blackstonia perfoliata Gentianella amarella

GROEP	ECOTOOPTYPEN	SOORT
DUINROOS GROEP	K63 Graslanden en pioniervegetaties op droge voedselarme basische boden	Erodium spec Galium verum s.l. Myositis ramosissima Phleum arenarium Viola curtisii Saxifrago tridacites Anthyllis vulneraria Ononis repens Potentilla verna Polygonatum odoratum Rosa pimpinellifolia Silene nutans Thymus pulegioides Vicia lathyroides Viola hirta

GROEP	ECOTOOPTYPEN	SOORT
OORSILENE GROEP	G62 Graslanden op droge voedselarme zwakzure bodem	Antennaria dioica Hieracium pilosella Hieracium umbellatum Jasione montana Polypodium vulgäre Rhinanthus minor Ornithopus perpusillus Silene ototis Teucrium scorodonia Trifolium striatum Trifolium scabrum Viola canina

GROEP	ECOTOOPTYPEN	SOORT
KARDINAALSMUTS GROEP	S63 Struwelen op droge voedselarme basische bodem	Asparagus officinalis Anthriscus caucalis Bryonia cretica Claytonia perfoliata Lithospermum officinale Polygonum spec Moerhingia trinervis Thalictrum minus Solanum dulcamar Berberis vulgaris Crataegus monogyna Euonymus europaeus Ligustrum vulgäre Rhamnus catharcticus Rosa canina Rosa rubiginosa

GROEP	ECOTOOPTYPEN	SOORT
BLAUWE ZEEDISTELGROEP	bP60st Pioniersvegetaties op brakke droge stuivende bodem	Cakile maritima Elymus farctus Eryngium maritimum Calystegia soldenella Euphorbia paralias Glaucium flavum Larthyrus japonicus Leymus arenarius

GROEP		SOORT
BRANDNETEL GROEP	(VERMESTINGSGROEP)	Urtica dioica Cirsium arvense Epilobium hirsutum Eupatorum cannabium Calamagrostis epigejos Lycopus eurpaeus

GROEP		P.M.
KORSTMOSGROEP	(LUCHTVERVUILINGSGROEP)	

FAUNA:

Vogels :

GROEP	HABITATTYPEN	SOORT
BERGEEND GROEP	OPEN WATER	Bergeend Krakeend Tafeleend
	MOERAS	Dodaars Paapje Bruine kiekendief Sprinkhaanrietzanger Velduil
WULPGROEP	DUINGRAS	Graspieper
	MOZAIK	Wulp Roodborsttapuit Tapuit Boompieper (evt in bos)
	LAAG STRUWEEL	Grauwe klauwier Nachtegaal Boomleeuwerik Grasmus
NACHTZWALUW GROEP	HOOG STRUWEEL	Kleine barmsijs
	BOS	Nachtzwaluw Houtsnip Grote bonte specht Groene specht Zwartkop Glanskop Boomkruiper Boomvalk Bosuil Ransuil Tjiftjaf

Vlinders:

GROEP	HABITATTYPEN	SOORT
VLINDERGROEP	DROGE VOEDSELRIJKE GRASLANDEN	Duinparelmoervlinder Kleine parelmoervlinder Bruin blauwtje Grote parelmoervlinder Kommavlinder
	NATTE VOEDSELARME GRASLANDEN	Duingentiaanblauwtje

Herpetofauna:

GROEP	HABITATTYPEN	SOORT
HEIKIKKERGROEP	NATTE DUINEN	Kamsalamander Heikikker Rugstreeppad Kleine watersalamander Gewone pad Groene kikkercomplex Bruine kikker

Zoogdieren:

GROEP	HABITATTYPEN	SOORT
HERMELIJNGROEP	BOS, OPEN DUINEN	Hermelijn Bunzing Wezel Vos Ree

VEGETATIE STRUCTUUR:

Percentage bebosde **binnenduin**
Percentage **struweel** in het middenduin

FYSISCH:

Percentage **stuifkuilen** per **uurhok.**
Percentage **buitenduinrand** met een hoogteverschil van 20 meter per **kilometerhok.**

CHEMISCH

Percentage oppervlak met een kalkgehalte 1-2 % per **kilometerhok.**
Percentage oppervlak dat **geinundeerd** is in de lente.
Aantal **uurhokken** met een gemiddeld niet te hoge concentratie toxische stoffen in het oppervlakte water.
Aantal uurhokken met een gemiddeld niet te hoge concentratie nitraat en fosfaat in het oppervlakte water.

UITWERKING FUNCTIE DRINKWATER **(indicatief)**

Aantal uurhokken met een gemiddeld niet te hoge concentratie toxische stoffen in het grondwater.
Aantal uurhokken met een gemiddeld niet te hoge concentratie stikstof in het grondwater.