BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW

ECOLOGISCHE ONTWIKKELINGSRICHTING GROTE RIVIEREN

Aanzet tot kwantitatieve uitwerking van ecologische doelstellingen voor de grote rivieren in Nederland

Bijdrage ten behoeve van de derde Nota waterhuishouding

ECOLOGICAL PERSPECTIVES FOR THE LARGE RIVERS

Towards quantitative and variable ecological objectives for the major Dutch rivers

oktober 1990

Project "NW-3-Natuur-Rivieren"

Redactie: J.A.M. Vanhemelrijk
A.L.M. van Broekhoven

Rijkswaterstaat Dienst Binnenwateren/RIZA Nota Nr. 90.003
Publikatie Nr. 1990-26 van het project "Ecologisch Herstel Rijn"

1 8 MAART 1991

CENTRALE LANDBOUWCATALOGUS
0000 0404 8480

PUBLICATIES EN RAPPORTEN VAN HET PROJECT "ECOLOGISCH HERSTEL RIJN"

no. 1 - 1988 Ecological rehabilitation of the river Rhine: a proposal for a Netherlands research programme. (DBW, RIVM, RIVO).

no. 2 - 1988 Fish and their environment in large european river ecosystems; the Dutch part of the river Rhine.
W.G. Cazemier, Science de l'Eau 7, 95-114 (1988). (RIVO).

no. 3 - 1988 High rates of denitrification in a storage reservoir fed with water of the river Rhine.
W. Admiraal en J.C. van der Vlugt, Arch.Hydrobiol. 113, 593-605 (1988). (RIVM)

no. 4 - 1988 Impact of biological activity on detritus transported in the lower river Rhine: an excercise in ecosystem analy.
W. Admiraal en B. van Zanten, Freshwater Biology 20, 215-225 (1988). (RIVM).

no. 5 - 1988 Continue signalering van toxische stoffen in het aquatische milieu met behulp van biologische bewakingssystemen - literatuurstudie.
J. Botterweg, 31 pp., Den Haag (1988). (DBW).

no. 6 - 1988 Environmental stress in five aquatic ecosystems in the floodplain of the river Rhine.
W. Admiraal, E.D. de Ruyter van Steveninck en H.A.M. de Kruijf. The Science of the Total Environment 78, 59-75 (1988). (RIVM).

no. 7 - 1989 Bioaccumulation in yellow ell (Anguilla anguilla) and perch (Perca fluviatilis) from the Dutch branches of the Rhine-mercury, organochlorine compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons.
F. van der Valk, H. Pieters en R.C.C. Wegman. (RIVO).

no. 8 - 1989 Beoordeling en evaluatie van biologische alarmeringssystemen op het meetstation Lobith. Bio-alarm projekt fase I.
J. Botterweg. (DBW)

no. 9 - 1989 Ecologisch herstel Rijn - beleid en onderzoek.
Symposium-verslag 26 mei. E.C.L. Marteijn (red.) (DBW).

no. 10 - 1989 Summary of results and conclusions from the first phase (1988-1989) of the Netherlands research programme "Ecological Rehabilitation Rhine".
J.A.W. de Wit, W. Admiraal, C. van der Guchte and W.G. Cazemier. (DBW).

no. 11 - 1989 Literature survey into the possibility of restocking the River Rhine and its tributaries with Atlantic salmon (Salmo salar).
S.J. de Groot. (RIVO).

no. 12 - 1989 Literature survey into the possibility of restocking the River Rhine and its tributaries with sea trout (Salmo trutta trutta).
S.J. de Groot. (RIVO).

no. 13 - 1989 Water- en oeverplanten in het zomerbed van de Nederlandse grote rivieren in 1988. Hun voorkomen en relatie met algemene fysische en chemische parameters.
M.M.J. Maenen. (DBW).

no. 14 - 1989 Ecologisch herstel van de Rijnmakrofauna.
B. van Dessel. (DBW).

no. 15 - 1989 Comparison of nitrification rates in three branches of the lower river Rhine. Biogeochemistry 8, 135-151.
W. Admiraal and Y.J.H. Botermans. (RIVM).

no. 16 - 1990 Vegetatie in de uiterwaarden: de invloed van hydrologie, beheer en substraat. M.C.C. de Graaf, H.M. van de Steeg, L.A.C.J. Voesenek en C.W.P.M. Blom. (DBW).

no. 17 - 1990 Chemicals affecting the spawning migration of anadromous fish by causing avoidance responses or orientational disability, with special reference to concentrations in the River Rhine.
T.C. van Brummelen. (DBW)

no. 18 - 1990 Biomonitoring met de larven van Chironomiden en kokerjuffers.
F. Heinis en T. Krommentuijn. (DBW)

no. 19 - 1990 Changes in plankton communities in regulated reaches of the lower River Rhine.
E.D. de Ruyter van Steveninck, W. Admiraal and B. van Zanten. (RIVM)

no. 20 - 1990 Fixation of dissolved silicate and sedimentation of biogenic silicate in the lower River Rhine during diatom blooms.
W. Admiraal, P. Breugem, D.M.L.H.A. Jacobs and E.D. de Ruyter van Steveninck. (RIVM)

no. 21 - 1990 On the potential of basing an ecological typology of aquatic sediments on the nematode fauna: an example from the River Rhine.
T. Bongers and J. van de Haar. (RIVM)

no. 22 - 1990 Monitoring the toxicity of organic compounds dissolved in Rhine water.
D. de Zwart and A.J. Folkerts. (RIVM)

no. 23 - 1990 The kinetics of the degradation of chloroform and benzene in anaerobic sediment from the River Rhine.
P. van Beelen and F. van Keulen. (RIVM)

no. 24 - 1990 Phases in the development of riverine plankton: examples from the rivers Rhine and Meuse.
E.D. de Ruijter van Steveninck, B. van Zanten and W. Admiraal. (RIVM)

no. 25 - 1990 Typologie en waardering van stagnante wateren langs de grote rivieren in Nederland, op grond van waterplanten, plankton en macrofauna, in relatie tot fysisch-chemische parameters.
F.W.B. van den Brink. (DBW)

no. 26 - 1990 Ecologische ontwikkelingsrichting grote rivieren. Aanzet tot kwantitatieve uitwerking van ecologische doelstellingen voor de grote rivieren in Nederland.
J.A.M. Vanhemelrijk en A.L.M. van Broekhoven. (DBW)

Aanvragen/requests:
(DBW): Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment, P.O. Box 17, 8200 AA Lelystad, The Netherlands.
(RIVM): National Institute for Public Health and Environmental Protection, P.O. Box 1, 3720 BA Bilthoven, The Netherlands.
(RIVO): Netherlands Institute for Fishery Investigations, P.O. Box 68, 1970 AB IJmuiden, The Netherlands.

VOORWOORD

In het kader van voorbereiding van de derde Nota waterhuishouding is een poging ondernomen te komen tot kwantitatieve ecologische doelstellingen en een kwantificering van de effecten van maatregelen. Deze nota geeft de resultaten weer voor de natuur van de grote rivieren in Nederland. Dit rapport kan in bepaalde opzichten worden beschouwd als een kwantitatieve uitwerking van 'De grote rivieren' (Deel 1 in 'Natuur: Zoete wateren', Rijkswaterstaat, 1990).

Aan deze nota is enthousiaste medewerking verleend door Adrie van Broekhoven, Jan Willem van 't Hullenaar, Eric Marteijn, Toine Smits, Geert van Urk, Bram bij de Vaate en Jos Vanhemelrijk.
Dank is verschuldigd aan de vele personen die informatie, advies en commentaar hebben geleverd en aan J. Honkoop (DGW) voor het vervaardigen van de amoebefiguren.

INHOUDSOPGAVE

SAMENVATTING 7

SUMMARY 13

1. INLEIDING 19
   1.1. VAN GLOBALE UITGANGSPUNTEN NAAR ECOLOGISCHE DOELSTELLINGEN 19
   1.2. DE OPZET VAN DIT RAPPORT 21

2. DE AMOEBE-BENADERING IN HET RIVIERENGEBIED 23
   2.1. INLEIDING EN WERKWIJZE 23
    2.1.1. Kwantificering van de doelvariabelen 23
    2.1.2. Criteria voor de selectie van de doelvariabelen 24
   2.2. OVERZICHT VAN DE GESELECTEERDE DOELVARIABELEN . . . 25
   2.3. KWANTITATIEVE ONDERBOUWING VAN DE DOELVARIABELEN . 29
    2.3.1. Inleiding 29
    2.3.2. Landschapscomponenten 29
    2.3.3. Fytoplankton 34
    2.3.4. Hogere planten 35
    2.3.5. Macrofauna 41
    2.3.6. Vissen 45
    2.3.7. Vogels 50
    2.3.8. Zoogdieren 56
   2.4. HUIDIGE ECOLOGISCHE TOESTAND VERSUS REFERENTIEBEELD 59

3. SCHATTING VAN ECOLOGISCHE EFFECTEN VAN MAATREGELEN . . . 63
   3.1. INLEIDING 63
   3.2. WERKWIJZE 63
    3.2.1. Samenstelling van de maatregelenpakketten . . . 63
    3.2.2. Schatting van de respons van de doelvariabelen . 64
   3.3. RESPONS VAN DE DOELVARIABELEN OP DE MAATREGELENPAKKETTEN 67
    3.3.1. Landschapscomponenten 67
    3.3.2. Fytoplankton 68
    3.3.3. Hogere planten 68
    3.3.4. Macrofauna 69
    3.3.5. Vissen 71
    3.3.6. Vogels 72
    3.3.7. Zoogdieren 73
   3.4. VERGELIJKING ECOLOGISCH RENDEMENT PAKKETTEN 75

4. DISCUSSIE EN EVALUATIE 83
   4.1. ECOLOGISCHE DOELSTELLINGEN 83
   4.2. VOORSPELLING VAN DE ECOLOGISCH EFFECTEN VAN MAATREGELEN 89
   4.3. PRESENTATIE VAN DE RESULTATEN 91

5. AANBEVELINGEN VOOR DE UITWERKING VAN DE DOELSTELLINGEN . 93
   5.1. INLEIDING 93
   5.2. ONDERZOEK NAAR DE ECOLOGISCHE ASPECTEN 94
   5.3. CONCRETE INVULLING EN PRIORITEITEN 97

6. CONCLUSIES 99

7. LITERATUUR 103

BIJLAGE 1. BESCHRIJVING VAN DE MAATREGELEN 107

BIJLAGE 2. DOELVARIABELENSELECTIE BIJ DE MACRO-EVERTEBRATEN 113

BIJLAGE 3. VOOR 'DOSIS-EFFECT-RELATIES' BENODIGDE KENNIS . . 117

BIJLAGE 4. ONDERZOEK MET BETREKKING TOT DE DOELVARIABELEN . 119

SAMENVATTING

Inleiding

In het kader van de voorbereiding van de derde Nota waterhuishouding is een poging ondernomen kwantitatieve ecologische doelstellingen voor het rivierengebied te formuleren en de effecten van maatregelen te kwantificeren. Door middel van kwantitatieve ecologische doelstellingen kan concrete inhoud gegeven worden aan het voornemen tot duurzame ontwikkeling en tot ecologisch herstel zoals dat in het Rijnactieprogramma is verwoord.

Een methode die zich leent voor het kwantificeren van ecologische doelstellingen is de Algemene Methode voor OEcosysteem-BEschrijving en -BEoordeling (AMOEBE; zie Ten Brink & Hosper, 1989; Ten Brink et al., 1990). Als ijkpunt voor duurzaamheid (gedefinieerd als duurzame produktie, diversiteit en zelfregulering) en ecologische graadmeter dient het referentiesysteem (de natuur in optima forma) dat wordt gekwantificeerd in de vorm van doelvariabelen, d.w.z. organismen of andere ecosysteemcomponenten die representatief zijn voor onderdelen van het ecosysteem. De ecologische doelstelling is dan de maatschappelijk aanvaarde afstand tot de referentie, uitgedrukt in toetsbare grootheden.

In dit rapport is de AMOEBE toegepast op het rivierengebied. De resultaten zijn te zien als een kwantitatieve invulling van het onderdeel 'De grote rivieren' in de nota 'Natuur: Zoete wateren' (Rijkswaterstaat, 1990).

Werkwijze en resultaten

Referentiebeeld, huidige ecologische toestand en streefbeeld

In hoofdstuk 2 zijn 27 plant- en diersoorten en landschapscomponenten als doelvariabelen geselecteerd, aan de hand waarvan het referentiebeeld en de huidige ecologische toestand zijn gekwantificeerd. Voor zover mogelijk zijn daarbij gegevens uit het hele rivierengebied en uit het (voormalige) zoetwatergetijdegebied in beschouwing genomen. In principe is voor de doelvariabelen de periode 1840-1930 als referentieperiode gekozen, een tijdvak waarin de natuur in het rivierengebied al wel door menselijk ingrijpen was beïnvloed (waterstaatkundige ingrepen, landbouw), maar nog niet aan grootschalige verstoring en nivellering was blootgesteld. Ter karakterisering van de huidige situatie zijn zo recent mogelijke gegevens gebruikt.

Om een aanzet te geven tot het formuleren van ecologische doelstellingen is bij alle doelvariabelen een sectorale streefbeeldwaarde vermeld, die aangeeft welke waarde voor de doelvariabele a) maximaal haalbaar lijkt binnen de 'harde' maatschappelijke voorwaarden, of b) ecologisch gezien wenselijk is.

Kwantificering van de effecten van maatregelen

In hoofdstuk 3 is een poging ondernomen te schatten wat de ecologische uitwerking zou zijn van de maatregelen die in de beleidsanalyse ten behoeve van de derde Nota waterhuishouding voor het onderdeel 'Natuur: Zoete wateren' zijn voorgesteld om de knelpunten in de huidige situatie op te lossen. Bij het kwantificeren van de effecten van maatregelenpakketten bleek dat weinig

exacte kennis beschikbaar is over 'dosis-effect-relaties'. De kwantificering wordt tevens bemoeilijkt door het feit dat zowel de doelvariabelen onderling als de maatregelen onderling elkaar beïnvloeden. De semi-kwantitatieve resultaten van de voorspelling, gebaseerd op deskundigenoordeel (zie par. 3.4), moeten dan ook met het nodige voorbehoud worden bezien, maar lijken indicatief genoeg om een redelijk betrouwbare, globale vergelijking van maatregelenpakketten mogelijk te maken.

Evaluatie

In hoofdstuk 4 worden de resultaten van de voorafgaande hoofdstukken kritisch op hun merites beoordeeld. Lacunes worden gesignaleerd in de aanzet tot kwantitatieve ecologische doelstellingen zoals die in hoofdstuk 2 is gegeven en in de kennis die benodigd is om de doelstellingen te vertalen naar goed onderbouwde maatregelen en - vice versa - de ecologische effecten van maatregelen nauwkeuriger te kwantificeren. Er worden suggesties gedaan om de lacunes op te vullen.

In hoofdstuk 5 wordt ingegaan op de verdere uitwerking van de ecologische doelstellingen en worden aanbevelingen gedaan voor nader onderzoek.

Conclusies en aanbevelingen

De huidige ecologische toestand

Uit de vergelijking van de huidige ecologische situatie met de referentiesituatie blijkt dat het huidige riviersysteem ecologisch incompleet en onevenwichtig van opbouw is en dat veel karakteristieke rivier- of rivierbegeleidende organismen zijn verdwenen of sterk zijn achteruitgegaan (zie figuur en par. 2.4). Hun biotopen zijn aangetast of verdwenen door onder andere nivellering van rivier- en uiterwaardmorfologie, slechte milieukwaliteit, intensivering van de landbouw en barrières en versnippering.

Vergelijking van de effectiviteit van maatregelenpakketten

Uit de vergelijking van de schattingen van de ecologische effecten in 2020 en 2070 van de maatregelenpakketten blijkt dat het pakket met uitgebreide inrichtingsmaatregelen zonder emissiereducties in den beginne duidelijk betere resultaten oplevert dan het veel beperktere pakket met alleen 90% reductie van emissies. Op de langere termijn echter ondervinden veel doelvariabelen die aanvankelijk profiteren van de ruimte (c.q. biotopen) die dankzij de inrichting beschikbaar komt, de weerslag van de voortschrijdende water- en milieuverontreiniging.

Het meest uitgebreide maatregelenpakket met zowel 90% emissiereductie als inrichtingsmaatregelen levert duidelijk de beste resultaten op. Het effect van dit pakket (met aandacht voor zowel waterkwaliteit als waterkwantiteit, riviermorfologie, inrichting en gebruik van uiterwaarden) zal, gezien de trend tussen 2020 en 2070, op den duur ook groter worden dan de som van de effecten van de pakketten met alleen inrichtingsmaatregelen of alleen emissiereductiemaatregelen afzonderlijk.

De belangrijkste, meer algemene conclusie is dan ook dat

vermelden. Men kan dit euvel ook elimineren door bijvoorbeeld de scores van de doelvariabelen weer te geven in een reeks histogrammen die niet zoals gebruikelijk een rechte maar een cirkel als basislijn heeft.

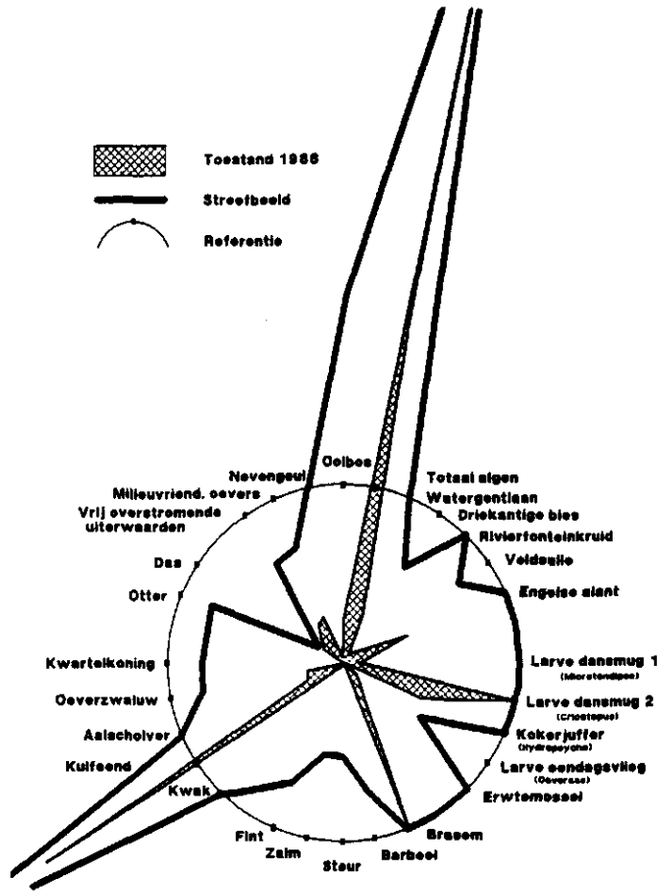
De relatie tussen de ecologische doelstellingen en de maatregelen kan inzichtelijk worden gemaakt door de doelstellingen voor de voorwaardenscheppende componenten (bijvoorbeeld geomorfologische elementen, landschapscomponenten, kwaliteitsnormen) in een of meer amoebefiguren naast de amoebefiguur met biologische doelvariabelen te presenteren.

Bruikbaarheid van de AMOEBE-resultaten

De kritische evaluatie van de AMOEBE-benadering heeft geresulteerd in een aantal suggesties om de methode op onderdelen aan te passen en de lacunes in het referentiebeeld, de huidige ecologische toestand en het streefbeeld op te vullen. Deze aanpassingen behelzen echter een verfijning en geen fundamentele wijziging van de AMOEBE. Dit betekent dat resultaten die de gewijzigde AMOEBE zal opleveren niet fundamenteel af zullen wijken van de resultaten zoals die in hoofdstuk 2 zijn verkregen. Ondanks de onvolkomenheden leveren deze een bruikbare aanzet tot een ecologische graadmeter en doelstellingen. Ze vormen een oriënteringspunt om de koers te bepalen bij het opstellen van streefbeelden en het voorbereiden van maatregelen. Met de realisatie hiervan zal zoveel tijd zijn gemoeid dat er voldoende ruimte is voor de zeker noodzakelijke bijstelling en precisering.

Men dient zich overigens te realiseren dat de AMOEBE-benadering een strategie is om het (rivier)ecosysteem te herstellen. De doelvariabelen en doelstellingen zijn een hulpmiddel, een leidraad om dat doel te bereiken en mogen niet verworden tot een dogma. De doelvariabelen zijn niet belangrijker dan de organismen en biotopen die niet als doelvariabele zijn uitverkoren.

aandacht voor zowel milieukwaliteit als aard en omvang van de biotopen de beste garantie geeft voor een duurzaam ecosysteem.



Figuur De huidige ecologische toestand en het voorlopige streefbeeld, aan de hand van de geselecteerde doelvariabelen uitgedrukt als percentage van het referentiebeeld (referentie =100%).

Onderbouwing van referentiebeeld en huidige toestand

De referentiebeeldwaarde en de huidige waarde van de doelvariabelen zijn in de meeste gevallen redelijk kwantitatief onderbouwd. Bij een aantal doelvariabelen is echter de referentiebeeldwaarde of/en de huidige waarde geheel of ten dele gebaseerd op ramingen. De onderbouwing kan worden verbeterd door nader onderzoek te verrichten naar het historische referentiesysteem of referentiesystemen elders en naar de huidige situatie.

De doelvariabelenselectie

De doelvariabelenselectie waarmee referentiebeeld en huidige toestand zijn gekwantificeerd, geeft een brede vertegenwoordiging te zien van de in het ecosysteem aanwezige componenten. Wel dient nog nagegaan te worden of geen essentiële biotooptypen en organismengroepen in de selectie ontbreken.

Het verdient de voorkeur om niet afzonderlijke soorten maar vegetatietypen en soortengroepen als doelvariabelen te selecteren en te kwantificeren. De meest aansprekende soort in het type of de groep kan als mascotte fungeren om het type of de groep (haar

achterban) te benoemen. Tevens dienen de relaties van de doelvariabelen met de andere ecosysteemcomponenten goed te worden beschreven. Het formuleren van maatregelen zal er door worden vereenvoudigd.

Het is wenselijk om vervolgens referentiebeeldwaarde en huidige toestand van de doelvariabelen nieuwe stijl (mascottes plus achterban) te kwantificeren. Met name bij de vegetatietypen is kwantificering van het type eenvoudiger dan kwantificering van de afzonderlijke soorten. De doelvariabelen nieuwe stijl kunnen dan ook dienen als te monitoren eenheden in een ecologisch meetnet.

Kwantificering van ecologische doelstellingen

Bij de doelvariabelen is een voorlopige streefbeeldwaarde aangegeven (zie figuur). Hierbij is wel rekening gehouden met de 'harde' voorwaarden, maar niet met eventuele andere. In een aantal gevallen is de streefbeeldwaarde redelijk gemotiveerd. In de meeste gevallen is tamelijk arbitrair een waarde gekozen, meestal kleiner dan of gelijk aan de referentiebeeldwaarde. De waarde moet dan nog nader onderbouwd of eventueel bijgesteld worden.

Doelstellingen kunnen globaal voor het hele rivierengebied en meer gedetailleerd voor afzonderlijke beheersgebieden worden opgesteld. Naast het maximaal haalbare streefbeeld kunnen desgewenst streefbeelden c.q. ecologische normen op andere kwaliteitsniveaus worden geformuleerd (zie par. 4.1).

Van doelstellingen naar maatregelen

Om doelstellingen te vertalen in maatregelen moet kennis voorhanden zijn over de voorwaarden die de verschillende rivierbegeleidende organismen stellen ten aanzien van hun leefomgeving (biotoop of habitat). Indien hun tolerantiegrenzen t.o.v. allerlei abiotische factoren en hun eisen t.a.v. de ecologische infrastructuur bekend zijn, kunnen vervolgens inrichtings- en kwaliteits-eisen worden geformuleerd ten aanzien van de biotooptypen. Bij een groot aantal doelvariabelen is echter onvoldoende bekend over hun biotoopeisen.

Onderzoeksaanbevelingen

De onderzoeksaanbevelingen in hoofdstuk 5 moeten leiden tot maatregel-ecologisch effect-relaties en - vice versa - ecologische norm-benodigde maatregelen-relaties. De daartoe verworven kennis zou in modellen kunnen worden geïntegreerd en geoperationaliseerd.

Het onderzoek naar de biotoopeisen en naar de realisatie van de kwaliteits- en inrichtingseisen zal de grootste inspanning vergen. Het kan in eerste instantie concreet worden ingevuld door na te gaan welk onderzoek ten aanzien van de reeds geselecteerde doelvariabelen nog vereist is. In tabel 5.1 is samengevat naar welke facetten van de biotoop-eisen van de doelvariabelen nog studie verricht moet worden en welke onderwerpen voorrang hebben.

Presentatie in de vorm van amoebefiguren

De amoebefiguren lenen zich uitstekend voor een globale vergelijking van ecologische toestanden. Het oppervlak van de figuren hangt echter af van de volgorde waarin de doelvariabelen worden geplaatst, terwijl het oppervlak geen reële betekenis heeft. Verwarring in dit opzicht is te vermijden door dit expliciet te

SUMMARY

Introduction

Within the framework of the preparations for the third National Policy Document on Water Management, attempts have been made to formulate quantitative ecological objectives for the large rivers Rhine and Meuse, and to quantify the effects of measures. By means of quantitative ecological objectives, a concrete substance can be given to the concept of sustainable development, and to ecological rehabilitation as voiced in the Rhine Action Programme.

A method which lends itself to the quantification of ecological objectives is the AMOEBA-approach. 'AMOEBA' is the Dutch acronym for 'general method of ecosystem description and assessment' (see Ten Brink & Hosper, 1989; Ten Brink et al., 1990). As point of reference for sustainability (defined as sustainable production, species diversity and self-regulation) and ecological gauge, the reference ecosystem (nature at its best) is used. The reference system is quantified by means of target variables, i.e. organisms and other ecosystem components which are representative for the different parts of the ecosystem. Society establishes the ecological objective by deciding on the maximum acceptable distance from the reference point, expressed in verifiable quantities.

In this report the AMOEBA-approach is applied to the large rivers Rhine and Meuse. The results can be seen as a quantitative filling in of the chapter on 'The large rivers' in the report 'Nature: Fresh waters' (Rijkswaterstaat, 1990).

Method and results

Reference system, present-day ecosystem and objectives

In chapter 2, 27 plant and animal species and landscape components have been selected as target variables, by means of which the reference ecosystem and the present-day ecosystem have been quantified. As far as available, data from the entire region of the large rivers Rhine and Meuse and from the (former) fresh water tidal areas have been taken into account. In principle, the period 1840-1930 has been chosen as reference period for the target variables, a period in which nature in the large rivers had already been influenced by human interference (hydraulic works, agriculture), but had not yet been exposed to large-scale disturbance and down-levelling. The most recent data available were used to characterise the present-day situation.

To give the first impulse to the quantification of ecological objectives, a provisional target value is assigned to all target variables, which shows the value which a) appears to be the maximum value attainable within the limits set by unassailable societal interests, or b) is desirable from the ecological point of view.

Quantification of the effects of the measures

In chapter 3 an attempt has been made to estimate what would be the ecological effect of the measures which have been proposed in the policy analysis on behalf of the third National Policy Document on Water Management for the large rivers to solve the

bottle-necks in the present-day situation (Rijkswaterstaat, 1990). While quantifying the effects of the packages of measures, it appeared that little exact knowledge is available about 'dose-effect-relations'. Quantification is also made difficult due to the fact that the target variables mutually as well as the measures mutually influence one another. The semi-quantitative results of the prediction based upon expert judgement (see section 3.4) must therefore be considered with reservation, but they seem to be indicative enough to make a reasonably reliable, broad comparison of packages of measures possible.

Evaluation

In chapter 4 the results of the preceding chapters are critically judged on their merits. Gaps are noticed in the provisional quantitative ecological objectives as given in chapter 2, and in the knowledge necessary to translate the objectives into well-funded measures and - vice versa - to quantify the ecological effects of measures more precisely. Suggestions are made to fill these gaps.

Chapter 5 goes into the further elaboration of the ecological objectives, and recommendations are made for further examination.

Conclusions and recommendations

The present-day ecosystem

Comparing the present-day ecosystem with the reference ecosystem, it appears that the present-day river-system is ecologically incomplete and unbalanced in composition, and that many characteristic river- and river-accompanying organisms have disappeared or declined strongly (see figure, and section 2.4). Their biotopes have deteriorated or disappeared because of e.g. the levelling down of river-bed and floodplain morphology, environmental pollution, intensive farming and barriers that prevent migration and cut up biotopes.

Comparison of the effectiveness of the packages of measures

Comparing the estimates of the ecological effects in 2020 and 2070 of the packages of measures, it appears that the package with extensive biotope restoration measures but no contaminants reductions in the beginning clearly gives better results than the package exclusively comprising reduction of contaminants by 90%. However, in the long run many target variables which originally profited from the space (c.q. biotopes) created by the structure measures experience a repercussion because of the continuing pollution of water and environment.

The most extensive package of measures with 90% reduction of contaminants as well as structure measures, clearly gives the best results. The effect of this package (with attention for water quality as well as water quantity, river morphology, structure and use of river forelands) will, in view of the trend between 2020 and 2070, eventually become bigger than the sum of the effects that the packages with just structure measures or just contamination reducing measures would have when applied separately.

The most important, general conclusion therefore is that a sustainable ecosystem is best warranted by paying attention to environmental quality as well as to size and nature of the biotopes.

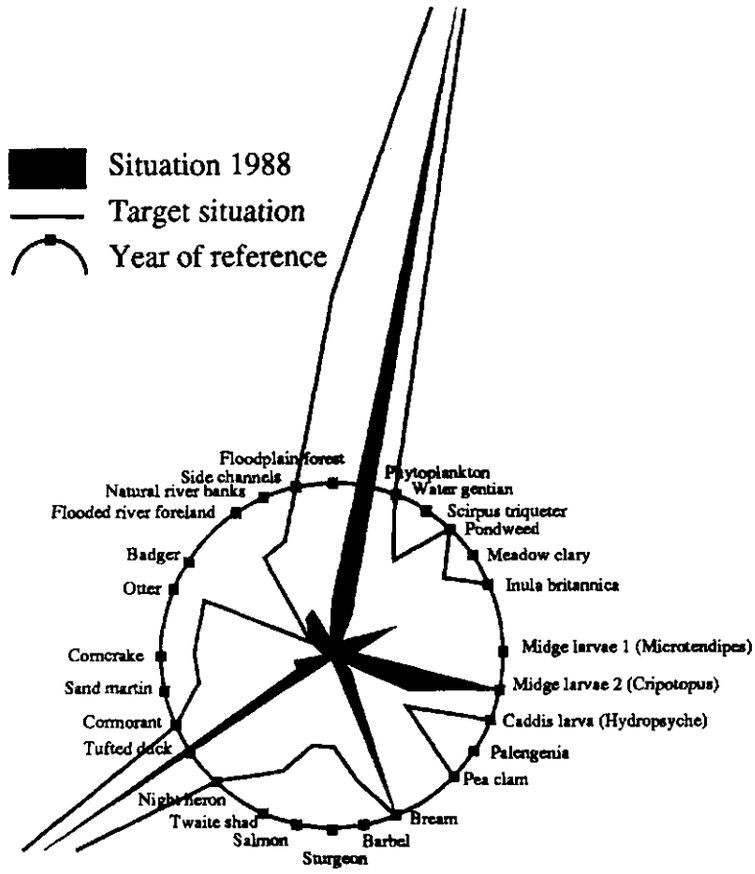


Figure The present-day ecological situation and the provisional target situation, expressed as a percentage of the reference system by means of the selected target variables (reference value = 100%).

Quantitative basis of the reference and present-day ecosystem

The reference value and the present-day value of the target variables are based on reliable data in most cases. With regard to some target variables, however, the reference value and/or the present-day value is partly or wholly based upon estimates. The quantification can be improved by closer examination of the historical reference ecosystem or ecosystems elsewhere, and of the present-day ecosystem.

Selection of target variables

The selection of the target variables with which the reference ecosystem and the present-day ecosystem have been quantified, shows a broad representation of the components present in the ecosystem. The selection is yet to be examined for the absence of essential biotopes and organisms.

Preferably not separate species should be selected as target variables, but vegetation types and species groups. The most appealing species in the type or group may then be used as a mascot to name the type or group (its supporters) after. Also the relations between the target variables and the other ecosystem components need to be described well. It will facilitate the formulation of measures.

Next it is desirable to quantify the reference value and the present-day value of the new style target variables (mascot and supporters). Especially in the case of vegetation types it is easier to quantify types than to quantify separate species. The new target variables can also be used as monitoring units in an ecological measuring-network.

Quantification of ecological objectives

A provisional target value has been assigned to each target variable (see figure). In doing so, the unassailable societal conditions have been taken into account, but attunement with conflicting interests has not taken place. In a number of cases the assigned target value is quite soundly based. In most cases, however, a value has been chosen rather arbitrarily, usually smaller than or equal to the reference value. These values should be based more solidly or, if necessary, adjusted.

Objectives can be formulated globally for the region of the large rivers as a whole, or in more detail for separate management regions. Apart from the maximally feasible target ecosystem, target ecosystems c.q. ecological standards can be formulated at other quality levels (see section 4.1).

From objectives to measures

To translate objectives into measures, knowledge must be available about the conditions that different river-accompanying organisms make in regard of their living environment (biotope or habitat). When their tolerance limits regarding all sorts of abiotic factors and their requirements regarding ecological infrastructure are known, structure and quality demands regarding the structure and quality of the different biotope types can be formulated. For many target variables, however, there is insufficient knowledge of their biotope requirements.

Recommendations for further research

The recommendations for further research in chapter 5 should lead to 'measure-ecological effect'-relations and - vice versa- 'ecological standard-necessary measures'-relations. The acquired knowledge could be integrated and made operational in models.

The greatest efforts will have to be paid to the investigation of the biotope requirements and of methods to realize quality and structure demands. In the first instance concrete research topics can be selected by finding out which knowledge gaps exist with respect to the selected target variables. Table 5.1 contains a summary of the elements of the biotope requirements of the target variables which still need examining, and of the subjects which have priority.

Presentation of the results in radar diagrams

The radar diagrams lend themselves excellently to come to a broad comparison of ecological situations. The area of the figures, however, depends on the order in which the target

variables are placed, while the area has no real meaning. Confusion about this can be avoided by mentioning this explicitly. This fault can also be eliminated by, for example, presenting the scores of the target variables in a series of histograms, with a circle instead of the usual straight line as the base.

The relation between the ecological objectives and the measures can be illustrated by presenting the objectives for condition-creating components (e.g. geomorphologic elements, landscape components, quality standards) in one or more radar diagrams next to the radar diagram containing the biological target variables.

Usefulness of AMOEBA-results

The critical evaluation of the AMOEBA-approach has resulted into a number of suggestions to adjust the method in some parts, and to fill in the gaps in the reference ecosystem, the present-day ecosystem and the ecological objective. These adjustments, however, constitute only a refinement and not a fundamental change of the AMOEBA. This means that the results gained by the altered AMOEBA will not fundamentally differ from the results gained in chapter 2. Despite the imperfections, these results give a useful impulse to come to an ecological gauge and objectives. They form a land-mark to set the course when drawing up ecosystem objectives and preparing measures. Realisation of all this will take so much time that there will be ample scope for the necessary adjustments and specification.

It must by the way be realised, that the AMOEBA-approach is a strategy to recover the (river)ecosystem. The target variables and objectives are aids, a guide to achieve that goal and they should not become a dogma. The target variables are not more important than the organisms and biotopes which have not been chosen as target variables.

1. INLEIDING

1.1. VAN GLOBALE UITGANGSPUNTEN NAAR ECOLOGISCHE DOELSTELLINGEN

Duurzame ontwikkeling en ecologisch herstel

In de derde Nota waterhuishouding (1989) wordt de hoofddoelstelling van het waterhuishoudkundig beleid samengevat als: 'het hebben en houden van een veilig en bewoonbaar land' en 'het ontwikkelen en instandhouden van gezonde waterhuishoudkundige systemen die een duurzaam gebruik garanderen'. Met deze doelstelling wordt voor het waterbeheer aangesloten bij de visie van de commissie Brundtland ten aanzien van duurzame ontwikkeling, een ontwikkeling die de mogelijkheden van toekomstige generaties niet in gevaar brengt.

Duurzaam gebruik en duurzame ontwikkeling zijn alleen mogelijk indien 'de aanslag op natuur en milieu' niet te groot is of, in de visie van Ten Brink & Hosper (1989), indien sprake is van ecosystemen met duurzame produktie, diversiteit en zelfregulering. Vervolgens rijst de vraag, welke aanslag nog acceptabel is, of anders geformuleerd: wanneer gaat het echt fout? Het lijkt vooralsnog niet mogelijk deze vraag te beantwoorden (Ten Brink & Hosper, 1989).

Wanneer men het probleem van de andere kant benadert, komt echter wel een oriënteringspunt in zicht. Het niet of nauwelijks door de mens beïnvloede ecosysteem garandeerde immers millennia lang duurzame produktie, diversiteit en zelfregulering. Zolang de menselijke ingrepen kleinschalig en duurzaam van karakter waren, hadden ze zelfs een diversiteitsvergrotende invloed.

Het (min of meer) natuurlijke systeem kan daarom dienen als referentie, als ijkpunt voor optimale duurzaamheid waaraan de ecologische toestand van een systeem kan worden afgemeten. Een kleinere afstand tot het referentiesysteem biedt een grotere garantie voor ecologische duurzaamheid. Ecologische doelstellingen zijn in deze benadering af te leiden uit het antwoord op de vraag welke afstand tot de referentie de samenleving aanvaardbaar vindt.

Ecologisch herstel is in deze optiek te zien als de manier waarop de samenleving tot een duurzamer ontwikkeling kan komen, met andere woorden dichter bij het referentiesysteem kan komen. Een voorbeeld van een programma tot ecologisch herstel is het eind 1986 door de ministers van de Rijn-oeverstaten opgestelde Rijnactieprogramma (RAP). Dit programma moet er toe leiden dat:

- het gebruik van Rijnwater voor de drinkwatervoorziening gewaarborgd wordt;
- het sediment zonder bezwaar hergebruikt kan worden;
- de aantasting van het Rijnsysteem door normalisering en kanalisatie alsmede de verontreiniging van de Rijn zover teruggedrongen worden, dat ook hogere diersoorten die van nature in het stroomgebied voorkwamen, daarin weer levensvatbare populaties kunnen opbouwen.

Het rivierecosysteem moet zoveel 'ruimte' terugkrijgen dat weer een min of meer compleet systeem ontstaat dat zich grotendeels zelf in stand houdt. Uit het referentiesysteem is af te leiden welke componenten en processen in zo'n compleet systeem aanwezig

zijn en een rol spelen. Het referentiesysteem fungeert in dit opzicht dus als richtingwijzer voor ecologisch herstel.

Referentiebeeld, doelvariabelen en stuurvariabelen

In allerlei opzichten (ijkpunt voor duurzaamheid, richtingwijzer voor ecologisch herstel) is dus een goed beeld van het referentiesysteem gewenst. Gegevens over het referentiesysteem kunnen onder andere worden ontleend aan de vroegere, ongestoorde situatie en aan vergelijkbare systemen elders. Na analyse van deze gegevens, aangevuld met algemene inzichten in het functioneren van ecosystemen, kan een **referentiebeeld** worden ge(re)construeerd (zie bijvoorbeeld Duel, 1988; Rijkswaterstaat, 1990). Een referentiebeeld geeft een beschrijving van:

1. de biotische en abiotische componenten van het referentiesysteem;
2. de relaties tussen deze componenten (bijvoorbeeld voedselketens, landschapsecologische relaties);
3. de processen in het referentiesysteem (bijvoorbeeld erosie en sedimentatie, inundatie, verlanding).

Bij het opstellen van het referentiebeeld wordt de positieve invloed van menselijke activiteiten op duurzame produktie, diversiteit en zelfregulering in het referentiebeeld meegenomen. De negatieve menselijke invloed wordt echter zo veel mogelijk buiten beschouwing gelaten. Daar de negatieve invloed gedeeltelijk onvermijdelijk is, wordt met het oog op de praktische waarde in het referentiebeeld wel rekening gehouden met de voorwaarden die door 'harde' maatschappelijke functies aan het ecosysteem worden opgelegd. Zo'n 'harde' voorwaarde in het rivierengebied is bijvoorbeeld de handhaving van de bandijken en van de afvoercapaciteit van het winterbed. Het referentiebeeld is dan het beeld van de natuur in optimale vorm binnen de 'harde' maatschappelijke voorwaarden.

Voor een gebied kunnen meerdere referentiebeelden gelden. In het Deltagebied gaat dit bijvoorbeeld op voor het Haringvliet. Het scenario 'open Haringvliet' kent een zoute referentie met maximale invloed van zee, het scenario 'gesloten Haringvliet' een zoete referentie met minimale invloed van zee.

Daar het onmogelijk is het volledige referentiesysteem met alle soorten te beoordelen, wordt voor het opstellen van het referentiebeeld uit het referentiesysteem een aantal doelvariabelen gekozen. **Doelvariabelen** zijn soorten (of andere ecosysteemcomponenten) die representatief zijn voor onderdelen van het systeem en die samen een goed beeld geven van de referentie (in paragraaf 2.1 wordt nader ingegaan op de criteria die bij de selectie van de doelvariabelen een rol spelen).

Het voorkomen en gedijen van een doelvariabele in het systeem is afhankelijk van allerlei (a)biotische systeemparameters. Het ecosysteem is geschikt voor een organisme, indien de waarden van deze parameters voldoen aan de eisen die het organisme stelt (biotoopeisen). Het voorkomen van de doelvariabele kan worden 'gestuurd' door **stuurvariabelen**, maatregelen die direct of indirect invloed hebben op de waarde die de systeemparameters aannemen.

De doelvariabelen als maatstaf

De doelvariabelen kunnen worden uitgedrukt in kwantitatieve grootheden als aantallen, verspreiding of gezondheid. Door de relevante gegevens te verzamelen kunnen het referentiebeeld en de huidige toestand kwantitatief worden ingevuld. De huidige toestand kan vervolgens afgemeten worden aan de referentie door de scores van de doelvariabelen in het referentiebeeld gelijk te stellen aan 100%. De doelvariabelen te zamen zijn de ecologische maatstaf.

Streefbeelden en toetsbare ecologische doelstellingen

Het referentiebeeld is in veel gevallen niet realiseerbaar omdat de samenleving onvermijdelijk 'ruimte' in het ecosysteem in beslag neemt. Door in verschillende mate rekening te houden met maatschappelijke belangen (in het rivierengebied bijvoorbeeld scheepvaart en landbouw) kunnen verschillende **streefbeelden** voor de natuur worden geformuleerd die op verschillende afstanden tot de referentie liggen.

Indien voldoende kennis over doelvariabelen, stuurvariabelen, ingreep-effect-relaties etcetera voorhanden is, kan 1) worden nagegaan welk maatregelenpakket nodig is om een bepaald streefbeeld te verwerkelijken, of omgekeerd, 2) worden aangegeven welk streefbeeld bij een bepaald maatregelenpakket te verwachten is.

Vervolgens is het aan de samenleving om na een kosten-baten- en beleidsanalyse te bepalen welk streefbeeld zij op welke termijn wil realiseren. De ecologische doelstelling is dan het maatschappelijk aanvaarde verschil met de referentie, uitgedrukt in toetsbare grootheden.

De AMOEBE-benadering

De hier geschetste referentie-benadering staat bekend als AMOEBE (Algemene Methode voor OEcosysteem-BEschrijving en -BEoordeling). Voor een uitgebreidere toelichting op deze methode zij verwezen naar Ten Brink & Hosper (1989) of Ten Brink et al. (1990).

1.2. DE OPZET VAN DIT RAPPORT

In het kader van de voorbereiding van de derde Nota waterhuishouding is de AMOEBE-benadering toegepast voor het rivierengebied. De resultaten vinden hun weerslag in dit rapport.

Aan de hand van geselecteerde doelvariabelen worden het referentiebeeld, de huidige toestand en een streefbeeld voor de natuur gekwantificeerd (hoofdstuk 2). Onderhavig rapport is derhalve te zien als een kwantitatieve invulling van het onderdeel 'De grote rivieren' in de nota 'Natuur: Zoete wateren' (Rijkswaterstaat, 1990). Op niet-kwantitatieve wijze zijn daar referentiebeelden geschetst voor een natuurlijk riviersysteem, een riviersysteem na bedijking en normalisatie en een riviersysteem na kanalisatie. Een vergelijking van de huidige situatie met de referentiebeelden leerde welke de knelpunten zijn in de huidige situatie en gaf daarmee een indruk van de benodigde maat-

regelen. In hoofdstuk 3 wordt een poging ondernomen te schatten wat de ecologische uitwerking zou zijn van de in die nota voorgestelde maatregelen.

In hoofdstuk 4 worden de resultaten van de voorgaande hoofdstukken kritisch op hun merites beoordeeld en worden suggesties gedaan om gesignaleerde lacunes op te vullen.

In hoofdstuk 5 wordt ingegaan op de verdere uitwerking van de ecologische doelstellingen en worden aanbevelingen gedaan voor nader onderzoek.

2. DE AMOEBE-BENADERING IN HET RIVIERENGEBIED

2.1. INLEIDING EN WERKWIJZE

2.1.1. Kwantificering van de doelvariabelen

Voor zover als de beschikbare gegevens het toelieten, is gestreefd naar een zo kwantitatief mogelijke karakterisering van referentiebeeld en huidige situatie.

Onderzoeksgebied. Bij het opstellen van de referentiebeelden voor de doelvariabelen en de beschrijving van de huidige stand van zaken zijn - voor zover mogelijk - gegevens uit het hele rivierengebied in beschouwing genomen. Waar mogelijk is ook het (voormalige) zoetwatergetijdegebied meegenomen.

Referentieperiode. In principe is voor de doelvariabelen de periode 1840-1930 als referentieperiode gekozen, een tijdvak waarin de natuur in het rivierengebied al wel door menselijk ingrijpen was beïnvloed (waterstaatkundige ingrepen, landbouw), maar nog niet aan grootschalige verstoring en nivellering was blootgesteld. Bij sommige doelvariabelen is het referentiebeeld ontleend aan een andere, meestal recentere, periode omdat weinig of geen bruikbare gegevens van rond de eeuwwisseling voorhanden waren.

Huidige periode. Voor karakterisering van de huidige situatie zijn zo recent mogelijke gegevens gebruikt.

Streefbeeldwaarde. Bij alle doelvariabelen wordt een streefbeeldwaarde gegeven. Deze waarde geeft aan welke waarde voor de doelvariabele a) maximaal haalbaar lijkt binnen de 'harde' maatschappelijke voorwaarden, of b) ecologisch gezien wenselijk is. Deze waarde is niet afgewogen tegen de andere maatschappelijke belangen. Het gaat hier dus om het maximaal haalbaar of wenselijk geachte (sectorale) streefbeeld voor de natuur:

- Waar de referentiebeeldwaarde van de doelvariabelen haalbaar lijkt, is de streefbeeldwaarde gelijk gesteld aan de referentiebeeldwaarde.
- Een streefbeeld waarde hoger dan de referentiebeeldwaarde is gekozen a) indien de referentiebeeldwaarde niet gecorrigeerd is voor menselijke ingrepen en een onderschatting geeft voor de referentie of, b) indien een overschrijding van de referentiebeeldwaarde ecologisch gezien geen problemen lijkt op te leveren.
- Waar verwerkelijking van het referentiebeeld zo veel voeten in aarde zou hebben en zodanige maatregelen zou vereisen, dat dit bij voorbaat al onhaalbaar of onwenselijk leek is een lagere streefbeeldwaarde vermeld.

In veel gevallen gaat het bij de streefbeeldwaarde om een arbitraire waarde omdat nog onduidelijk is:

- hoe c.q. of deze waarde te realiseren is;
- welke minimum-waarde noodzakelijk is (bijvoorbeeld minimum-populatieomvang);
- welke maximum-waarde ecologisch gezien acceptabel is.

2.1.2. Criteria voor de selectie van de doelvariabelen

Bij de keuze van de doelvariabelen hebben de volgende criteria een rol gespeeld (zie ook Ten Brink & Hosper, 1989):

- over de doelvariabele zijn voldoende gegevens en kennis beschikbaar;
- de doelvariabele is 'stuurbaar', zodat met maatregelen op het terrein van het (water)beheer invloed op de doelvariabele kan worden uitgeoefend;
- de doelvariabele is 'monitorbaar', zodat de toestand van het systeem en het effect van beleid kunnen worden gemeten;
- de doelvariabele is ook voor niet ingewijden herkenbaar of attractief, zodat gemakkelijker een breed draagvlak voor ecologische doelstellingen kan worden gevonden;
- de doelvariabele is meer of minder karakteristiek voor (delen van) het rivierengebied;
- de doelvariabele is kenmerkend voor een bepaald ecosysteemtype;
- in de uiteindelijke selectie dienen doelvariabelen van verschillende trofische niveaus (primaire producenten, consumenten, top-predatoren) vertegenwoordigd te zijn.
- in de uiteindelijke selectie dienen alle relevante biotooptypen door middel van een of meer doelvariabelen vertegenwoordigd te zijn.

Uit praktische overwegingen speelt natuurlijk op een gegeven tijdstip het eerst genoemde criterium de belangrijkste rol.

In de volgende paragraaf volgt een overzicht van de geselecteerde doelvariabelen. De doelvariabelen zijn ontleend aan het referentiebeeld voor de rivieren dat geschetst is in 'Natuur: Zoete wateren' (Rijkswaterstaat, 1990). Bij de doelvariabelen is kort gemotiveerd waarom ze gekozen zijn.

De doelvariabelenselectie wordt in paragraaf 4.1 kritisch geëvalueerd.

2.2. OVERZICHT VAN DE GESELECTEERDE DOELVARIABELEN

Landschapscomponenten

- Milieuvriendelijke oevers. De lengte onverdedigde of milieuvriendelijke oevers vormt een maat voor de aanwezigheid van (semi)natuurlijke overgangen tussen water en land en van de bijbehorende biotooptypen die levenskansen bieden aan organismen die op enigerlei wijze van de oeverzone afhankelijk zijn.
- Uiterwaarden met een natuurlijk overstromingsregime. Het oppervlakte vrij-overstromende uiterwaard geeft aan in hoeverre langs de rivieren de hydrologische rivierdynamiek en de bijbehorende processen erosie en sedimentatie vrij spel hebben in de overstromingsvlakte tussen de bandijken. Tevens is het een maat voor de uitwisseling tussen rivier en uiterwaard.
- Nevengeulen. De lengte van de aanwezige nevengeulen is te zien als een maat voor mogelijke verscheidenheid aan biotopen met stromend water buiten de hoofdgeul.
- Ooibos. Het oppervlakte ooibos is te zien als een maat voor de leefruimte van de organismen die van deze component van het rivierecosysteem afhankelijk zijn.

Fytoplankton

Het fytoplankton is in het watersysteem een belangrijke, zo niet de belangrijkste groep van primaire producenten. De hoeveelheid (en de samenstelling van) fytoplankton geeft een indruk van het trofieniveau c.q. het nutriëntengehalte van het watersysteem. Het fytoplanktongehalte is een van de factoren die het doorzicht (de troebelheid) van het water bepalen.

Hogere planten

- Rivierfonteinkruid, een ondergedoken waterplant die typisch is voor rivieren met helder stromend water, weinig golfslag en stabiel substraat.
- Watergentiaan, een waterplant met drijfbladeren die aangetroffen wordt in wielen, oude rivierarmen en kleiputten met kaal substraat, niet te extreme waterstandsfluctuaties tijdens het groeiseizoen en lage saliniteit.
- Driekantige bies, een oeverplant van jonge slik- en zandplaten op periodiek droogvallende plaatsen in het zoetwatergetijdegebied.
- Engelse alant, een stroomdalplant die vooral voorkomt op dynamische plaatsen waar zand wordt afgezet, en in beweide uiterwaarden die in de winter weken tot maanden lang onder water staan.
- Veldsalie, een typische vertegenwoordiger van de droge stroomdalflora die aangetroffen wordt op droge, zavelige, kalkrijke oeverwallen en kleiige dijkhellingen met zuidexpositie.

Macro-evertebraten

De macro-evertebraten die in de rivieren voorkomen kunnen op verschillende manieren worden ingedeeld:

- naar taxonomische groep;
- naar de functie binnen het ecosysteem (voedingswijze en substraat waarop ze voorkomen);
- naar talrijkheid van voorkomen en kenmerkendheid;
- naar indicatorwaarde voor milieuomstandigheden (waterkwaliteit en andere biotoopkenmerken).

Bij de selectie van de doelvariabelen is er naar gestreefd soorten of geslachten op te nemen die op grond van bovenstaande criteria in verschillende groepen vallen. Uit vier soortenrijke taxonomische groepen (dansmuggen, kokerjuffers, mollusken en haften) en vier functionele groepen zijn een of meer typische vertegenwoordigers gekozen:

- Deposit-feeders op hard substraat met als vertegenwoordigers de dansmuglarven van het geslacht Cricotopus.
- Deposit-feeders op zacht substraat met als vertegenwoordigers de dansmuglarven van het geslacht Microtendipes.
- Filter-feeders op zacht substraat met als vertegenwoordigers de erwtemosseltjes van het geslacht Pisidium en de larven van de haftesoort oeveraas.
- Filter-feeders op hard substraat met als vertegenwoordigers (de larven van) de kokerjuffers van het geslacht Hydropsyche.

Deze organismen kunnen alle massaal voorkomen en belangrijke secundaire producenten zijn.

In bijlage 2 wordt nader op de selectie van de macro-evertebraten in gegaan.

Vissen

- De zalm, een anadrome soort die paaide in beken in het stroomgebied van de Rijn en de Maas buiten Nederland;
- De fint, een anadrome soort die eertijds in het Benedenrivierengebied paaide;
- De steur, een anadrome soort die in Nederland paaide in diepe geulen en kuilen in moerasachtige gebieden;
- De barbeel, een standvis van de middenloop (de barbeelzone) van een rivier;
- De brasem, een standvis van de benedenloop (brasemzone) van een rivier.

Vogels

- De aalscholver als broedvogel van ooibos en viseter, die ook buiten het broedseizoen in Nederland verblijft (geselecteerd als 'indicator' voor broedhabitat, voedselkwaliteit en voedselkwantiteit).
- De kwartelkoning als broedvogel van vochtige, kruidenrijke, extensief beheerde graslanden (gekozen als kritische representant binnen dit broedhabitat, die ook andere typische

broedvogels van vochtige weidegebieden als grutto, tureluur en watersnip vertegenwoordigt).
- De kwak als broedvogel van zachthoutooibos die vooral vis eet (gekozen als 'indicator' voor broed- en voedsel-habitat).
- De oeverzwaluw als broedvogel van steile, vooral zandige onbegroeide wanden (gekozen op grond van de dynamiek van het broedhabitat).
- Kuifeend als wintergast van zoete en brakke open wateren, met macrofauna - met name driehoeksmossel - als belangrijkste voedselbron ('indicator' voor voedselkwantiteit en -kwaliteit in de winter).

Daar historische gegevens ontbreken, is geen typische herbivore watervogel zoals kolgans, rietgans, smient of wintertaling opgenomen, hoewel deze 'grazers' in de uiterwaarden belangrijk zijn als wintergasten of doortrekkers.

Zoogdieren

- De otter, een visetende toppredator, stelt hoge eisen aan de voedselkwaliteit en aan de omvang, de structuur en de bereikbaarheid van zijn biotoop (ecologische infrastructuur);
- De das als indicator voor voedselkwaliteit, biotoopdiversiteit en de bereikbaarheid van hoogwatervrije gronden.

2.3. KWANTITATIEVE ONDERBOUWING VAN DE DOELVARIABELEN

2.3.1. Inleiding

In de volgende paragrafen worden voor de doelvariabelen het **referentiebeeld** en de **huidige toestand** gekwantificeerd. Er is daarbij zo duidelijk mogelijk onderscheid gemaakt tussen 'harde cijfers' en 'schattingen'. Daarnaast wordt een sectoraal **streefbeeld** gegeven (zie paragraaf 2.1.1) en wordt ingegaan op de biotoopeisen van de doelvariabele of op de factoren die de doelvariabele in haar voorkomen beperken.

De resulterende waarden voor referentiebeeld, huidige toestand en streefbeeld worden steeds aan het eind van elk lemma samengevat. Tabel 2.3 en figuur 2.1 geven een overzicht.

2.3.2. Landschapscomponenten

MILIEUVRIENDELIJKE OEVERS

Referentiebeeld. In de referentieperiode waren alle oevers van de Rijntakken en de Maas onverdedigd, en dus milieuvriendelijke oevers. De verspreiding van water- en oeverplanten langs en op de toenmalige oevers werd in sterke mate bepaald door natuurlijke erosie- en sedimentatieprocessen. Waar steilranden voorkwamen, konden oeverzwaluwen nestgelegenheid vinden.

Huidige situatie. Tegenwoordig is een groot gedeelte van deze oevers verdedigd met stortsteen. In veel gevallen wordt door deze verdedigingswerken de functie van de oever als biotoop en ecosysteemcompartiment ingeperkt of tenietgedaan. In dat opzicht zijn deze oevers niet langer als milieuvriendelijke oevers te beschouwen, wat overigens niet betekent, dat in alle gevallen sprake is van milieuvijandige oevers. Kunstmatige oeververdedigingen met mogelijkheden voor zowel water- als oeverplanten worden ook tot de milieuvriendelijke oevers gerekend.

Tabel 2.1. Het percentage onverdedigde oevers van Maas en Rijntakken in Nederland

Rivier	Totale oeverlengte (km)	Onverdedigde oeverlengte (km)	Percentage onverdedigd
Bovenrijn-Waal	182	125	69
Nederrijn-Lek	234	42	18
IJssel	240	30	13
Grensmaas*	100	55	55
Overige Maas	336	52	15
Totaal	1092	304	28

* De Grensmaas is hier opgevat als de Maas van km 15 tot km 65; de overige Maas is het stuk van km 1 tot km 15 en van km 65 tot km 225.

Om de lengte van de onverdedigde oevers van de Rijn met zijtakken vast te stellen, is gebruik gemaakt van gegevens van de PMO-werkgroep Kosten Milieuvriendelijke Oevers (PMO, 1988). Bij de Maas is de lengte van de onverdedigde oevers gemeten op rivierkaarten van Rijkswaterstaat, schaal 1:10.000. De resultaten zijn weergegeven in tabel 2.1.

Streefbeeld. Het streefbeeld is tamelijk arbitrair gesteld op 75% van de referentiewaarde. Nader onderzoek zal moeten uitwijzen welk percentage van de rivieroevers milieuvriendelijk dient te zijn ingericht om waterecosystemen goede ontwikkelingsmogelijkheden te bieden.

Referentiebeeld: 1092 km onverdedigd (=totale oeverlengte).
Huidige toestand: 304 km onverdedigd (=milieuvriendelijk); = 28% (±2%) van de referentie.
Streefbeeld: 75% van de referentie.

UITERWAARDEN MET NATUURLIJK OVERSTROMINGSREGIME

Natuurlijke of vrije overstroming is hier gedefinieerd als de overstroming die plaatsvindt in (delen van) uiterwaarden die niet door een zomerkade worden beschermd. Ook het gebied tussen de riviergeul en de zomerkade wordt dus gerekend tot het gebied met een natuurlijk overstromingsregime.

Referentiebeeld. Ooit kende het totale uiterwaardenoppervlak een natuurlijk overstromingsregime. Op een kaart uit 1810 staat echter al een zomerkade ingetekend en op rivierkaarten uit 1830 (Goudriaan, 1830-1835) worden al veel zomerkades vermeld. In de referentieperiode kende dus vermoedelijk een tamelijk groot uiterwaardoppervlak reeds geen vrije overstroming meer. Exacte gegevens over de referentieperiode waren op het moment dat deze nota werd samengesteld, niet voorhanden. Daarom is de referentiebeeldwaarde voorlopig gebaseerd op de periode verder terug in het verleden, toen alle uiterwaarden nog vrij overstroomden.

Bij de berekening van het totale uiterwaardenoppervlak zijn de oppervlakten uiterwaard per provincie (Jongman, 1984) gebruikt. De resultaten zijn weergegeven in tabel 2.2.

Huidige toestand. De oppervlakte natuurlijk overstroomde uiterwaard in de huidige situatie is met behulp van een lineaal bepaald op de 'Uiterwaardenkaart van de grote rivieren' (schaal 1:50.000; De Soet, 1976) en, voor aanvullende informatie, op rivierkaarten van Rijkswaterstaat (schaal 1:10.000). De inventarisatie is uitgevoerd voor de Rijn, de Waal, de IJssel en de Maas afzonderlijk. Het meest benedenstroomse gedeelte van de rivieren is niet meegenomen in de berekening.

In sommige uiterwaarden is moeilijk te bepalen of sprake is van een vrij overstromingsregime, omdat er slechts over geringe afstand een zomerdijk aanwezig is. Als in zo'n geval de zomerdijk invloed heeft op een groot gedeelte van de achterliggende uiterwaard, is deze gehele uiterwaard niet natuurlijk overstroomd.

De resultaten zijn weergegeven in tabel 2.2. Het totaalpercentage van de uiterwaarden met natuurlijk overstromingsregime is in de huidige toestand nog steeds erg hoog. Dit komt vooral doordat er in de relatief hoog gelegen Maas-uiterwaarden geen zomerdijken voorkomen. Bij de Rijntakken echter kent momenteel slechts een kwart van de oppervlakte van de uiterwaarden een natuurlijk overstromingsregime.

Tabel 2.2. Het oppervlak natuurlijk overstroomde uiterwaard (d.w.z. zonder zomerkade) in de huidige situatie, het totale uiterwaardenoppervlak en het percentage uiterwaard met een natuurlijk overstromingsregime als percentage van het totale uiterwaardenoppervlak

Rivier	Traject km-raai	Opp. natuurlijk overstroomd (ha)	Totale opp. (ha)	Percentage nat.overstr.
Rijn (1)	858- 970	1203	8440 (2)	14
Waal	868- 953	2440	9197	27
IJssel	879-1003	3265	10290	32
Rijntakken samen		6908	27927	25
Maas	140- 230	11404	11412	100 (3)
Totaal		18312	39339	47

1 Boven-Rijn, Pannerdensch kanaal, Neder-Rijn en Lek.
2 Omdat slechts gegevens beschikbaar zijn tot km 970 wordt slechts een gedeelte van het totale Rijnuiterwaardenoppervlak van Zuid-Holland in beschouwing genomen, namelijk het gedeelte dat op de linkeroever 'tegenover' Utrecht ligt (km-raai 943-970). Dit oppervlak is bij benadering gelijk aan 27/65 maal de Utrechtse oppervlakte (km-raai 905-970). De totale oppervlakte = 1781 (Utr.) + 27/65*1781 (Z-H) + 5920 (Geld).
3 Verder benedenstrooms komen wel enige zomerdijken voor.

Streefbeeld. Als streefbeeld voor de Rijntakken is gekozen voor 20.000 ha natuurlijk overstroomde uiterwaard (circa 70% van het oppervlak van de hier genomen referentiebeeldwaarde). Immers, herstel van het natuurlijk overstromingsregime is in lang niet alle uiterwaarden gewenst. Zeker in gebieden waar de huidige natuurwaarden groot zijn, zou (her)introductie van de oorspronkelijke rivierdynamiek (met name in het bovenriviergebied van de Waal) deze waarden ernstig aan kunnen tasten.

In de uiterwaarden die momenteel als natuurgebied weinig waardevol zijn, is echter herstel van het natuurlijk overstromingsregime één van de ingrediënten die tot interessante biotopen kunnen leiden (vloedbos, drassig grasland, moerasvegetaties en open water met karakteristieke flora en fauna).

Referentiebeeld: (voorlopige aanname) in totaal 39.339 ha natuurlijk overstroomd (Rijntakken 27.927 ha).
Huidige toestand: in totaal 18.312 ha natuurlijk overstroomd (Rijntakken 6908 ha; percentages van referenties: totaal 47% (±10%), Maas 100%, Rijntakken 25%).
Streefbeeld: Rijntakken ca. 20.000 ha (= ca. 71% van referentietoestand Rijntakken).

NEVENGEULEN

Referentiebeeld. Voordat de normalisatie van de Nederlandse rivieren plaatsvond (±1860-1900), kwamen er eilanden voor in het zomerbed van de rivier. Dit was met name het geval in de Waal. Dit betekende dat de rivier op deze plaatsen in tweeën gesplitst

werd en er sprake was van hoofdgeulen en rustige nevengeulen. Volgens een topografische kaart van de provincie Gelderland uit de vorige eeuw (Kuyk, 1843) waren er 45 eilanden aanwezig in het Gelderse deel van Neder-Rijn, Boven-Rijn, Waal en Maas, op een totale rivierlengte van 280 km. Van de 45 eilanden lagen er 40 in Boven-Rijn en Waal en 5 in de Maas. Op de plaatsen waar eilanden lagen is de lengte van de nevengeul gemeten. De totale nevengeullengte in de Waal bedroeg 12 km.

Huidige situatie. In de huidige situatie komen er - op slechts één eiland in de Grensmaas na - geen eilanden, dus ook geen nevengeulen meer in de rivieren voor. Wel telt de Grensmaas nog talloze grindbanken en schiereilanden.

Nevengeulen zijn een verrijkende factor in het rivierengebied:

- Het water stroomt er langzamer (veelal 0,3-0,5 m/s);
- De geul heeft flauwe taluds;
- De golf- en zuiginvloed van de scheepvaart ontbreekt er ten dele of geheel;
- Er treden andere erosie- en sedimentatiepatronen op, waardoor substraattypen beschikbaar komen, die in de hoofdgeul ontbreken (zoals lemig zand);
- Als gevolg van de hier geschetste abiotische condities ontstaan in de nevengeul voor planten en dieren biotopen die in de hoofdgeul ontbreken.

Referentiebeeld: rond ca. 1840 15 km nevengeul.
Huidige toestand: 0,5 km nevengeul (= 3% van de referentie).
Streefbeeld: 100% van de referentie.

OOIBOS

In een ver verleden bedekte rivierbegeleidend ooibos grote delen van de oeverwallen en uiterwaarden. Op de hoge delen van de oeverwallen, slechts incidenteel bereikbaar voor het zomerhoogwater, stond hardhoutooibos, waarin eik, linde en es de dominante boomsoorten waren. Op de lage oeverwaldelen, op plaatsen waar langdurige zomeroverstromingen optraden, groeide het zachthoutooibos. Naast wilgen was de zwarte populier een belangrijke component van dit rivierbegeleidende vloedbos. Zwarte populier is een windbestuiver die wordt aangetroffen in bossen, aan de duinkant en langs de rivieren (Heukels & Van der Meijden, 1983). Voor een succesvolle geslachtelijke voortplanting zijn bij deze tweehuizige boom exemplaren van beiderlei kunne in elkaars nabijheid een vereiste. Het zaad ontkiemt op zand- en kleibanken en rivierstranden of ander kaal substraat.

Voor een aantal uiterwaarden is de oppervlakte houtopstanden vanaf 1850 tot 1980 bekend (Jongman & Leemans, 1982). Deze gegevens zijn verkregen door kaartanalyse. De totale oppervlakte ooibos in de uiterwaarden van een bepaalde riviertak is berekend door de gegevens van dit vegetatieonderzoek te extrapoleren. Vervolgens zijn de oppervlaktes ooibos van alle takken opgeteld.

Referentiebeeld. Het referentiebeeld (ca. 1850-1900) voor ooibos ziet er als volgt uit. De mens had in die periode reeds alle uiterwaarden in gebruik genomen, zodat het oorspronkelijke ooibos al grotendeels verdwenen was. Op kaarten van rond 1880 komen langs de Waal nog flinke stukken 'beboste' oeverwal en uiterwaard voor, maar een deel van deze 'houtopstanden' was

waarschijnlijk in gebruik als griend. De oppervlakte bedroeg ca. 3650 ha, dit is bijna 10% van de totale oppervlakte.

Ontwikkeling. De zwarte populier kwam vermoedelijk rond 1900 al praktisch niet meer als een zich zelf voortplantende boom in Nederland voor, maar werd daarna nog wel 'gepoot'. Een bijkomend probleem voor de zwarte populier vormde de import van Amerikaanse populiersoorten (midden 18e eeuw) waarmee hij bastaardeert. De hybriden zijn echter onvruchtbaar.

De achteruitgang van de 'ooibossen' zette door tot in de jaren vijftig. Een aantal oorzaken voor de achteruitgang van ooibos en zwarte populier:

a) Als gevolg van riviernormalisatie en -kanalisatie verdwenen eilandjes, werden bijwateren afgesloten en oevers verdedigd, waardoor: i) uiterwaarden beter toegankelijk werden; ii) de begrazingsdruk toenam; iii) de kiemplaatsen van wilgen en zwarte populier verdwenen;
b) Door de exploitatie van grienden en het knotten van bomen kwamen de populieren niet in bloei.

Alleen op moeilijk begaanbare plaatsen langs de rivieroever (met wisselende waterstand) konden ooibosjes zich handhaven. In 1930 stonden langs de IJssel her en der nog ooibosjes.

Na 1950 zakte de griendprijs ineen en werd er minder geknot. Meidoorn en wilg waren de eerste soorten die in de uiterwaarden weer 'boven het maaiveld' uitkwamen. De laatste decennia herstelt zich 'het ooibos' langzamerhand.

Huidige situatie. In het Rijngebied komen momenteel een paar honderd volwassen zwarte populieren voor. Op het traject Zaltbommel-Nijmegen worden zaailingen gevonden op het Waalstrand en langs kleiputten. Langs de Maas ontbreekt deze soort. Om dit herstel van nature te versnellen worden groepjes van minimaal 25 genetisch verschillende individuen (uit de genenbank van de Dorskamp) van beiderlei kunne in het rivierengebied uitgeplant (De Bruin et al., 1987; pers. med. W. Overmars).

Momenteel wordt in de uiterwaarden nog 960 ha 'ooibos' aangetroffen (Jongman & Leemans, 1982).

Streefbeeld. Als streefbeeld voor het oppervlakte ooibos kan een tweevoud van de referentiebeeldwaarde aangehouden worden: 7300 ha. De resterende uiterwaard omvat in het streefbeeld grazige terreinen, moerassen en open water. Op bepaalde plaatsen is bos ontoelaatbaar vanwege het hoogwaterbeheer.

Referentiebeeld: ca. 3650 ha in de periode 1850-1900 (ca. 10% van het uiterwaardenoppervlak).
Huidige toestand: 960 ha ooibos (= 26% van de referentie; ca. 3% van het uiterwaardenoppervlak).
Streefbeeld: 2 keer de oppervlakte uit de referentieperiode, d.w.z. 7300 ha ooibos (= 200% van de referentie; ca. 20% van het uiterwaardenoppervlak).

<u>Geraadpleegde literatuur</u>: Zie voor referenties hoofdstuk 6.

<u>Geraadpleegde personen</u>: W. Overmars (Staatsbosbeheer)

2.3.3. Fytoplankton

De hoeveelheid fytoplankton in een riviersysteem wordt in principe bepaald door licht, verblijftijd en nutriënten en daarnaast door consumptie door 'grazers'. Een maat voor de hoeveelheid fytoplankton is de concentratie chlorofyl-a per liter.

Referentiebeeld: Uit de referentieperiode zijn geen chlorofyl-cijfers bekend. Gezien de aantallen planktische diatomeeën in paleo-ecologische monsters liggen de chlorofyl-a-concentraties minstens een factor 10 lager dan momenteel het geval is.

Huidige toestand: Het chlorofyl-a-gehalte bedraagt in de zomer gemiddeld 50-80 µg/l. In de huidige situatie is de concentratie nutriënten zodanig dat deze niet verondersteld wordt een beperkende factor te zijn. Of dit vroeger wel het geval was, is niet bekend. De hoeveelheid fytoplankton in meren in het Rijnstroomgebied is duidelijk toegenomen en de verblijftijd is vergroot door regulatiewerkzaamheden, met name in de zijrivieren. Beide factoren kunnen bijdragen aan een toename van de gemeten hoeveelheid fytoplankton in de Rijn.

Het plankton wordt gedomineerd door diatomeeën of groenwieren. Het effect van een grotere hoeveelheid plankton op zuurstofhuishouding en secundaire produktie is complex, maar is niet per definitie negatief. 'Filter-feeding' door zoöplankton of macro-evertebraten kan invloed hebben op de hoeveelheden.

Morfologische aanpassingen zouden, wanneer deze een grotere verblijftijd met zich meebrengen, kunnen leiden tot vergroting van de hoeveelheid fytoplankton. De balans tussen produktie en consumptie speelt daarbij echter ook een rol.

Streefbeeld. Vermindering van de nutriëntenbelasting zal voorshands niet leiden tot (een substantiële) vermindering van de fytoplanktonhoeveelheid in de Rijn, maar is evenwel voor de Noordzee en de meren van groot belang. Hier is in het streefbeeld gekozen voor een halvering van de huidige planktongehaltes. Nader onderzoek zal moeten uitwijzen welk planktongehalte in de rivier vanuit ecologisch oogpunt gewenst is.

Referentiebeeld: chlorofyl-a-concentraties minstens een factor 10 lager dan momenteel het geval is.
Huidige toestand: 's zomers gemiddeld 50-80 µg chlorofyl-a per liter (= 1000% van de referentie).
Streefbeeld: 500% van de referentie.

2.3.4. Hogere planten

RIVIERFONTEINKRUID (Potamogeton nodosus)

Rivierfonteinkruid is een ondergedoken waterplant die aangetroffen wordt in zoet, langzaam of sterk stromend, vrij diep, voedselrijk maar helder water op zand- en kleigrond (Duel, 1988). De soort is niet bestand tegen veel golfslag (pers. med. J. Leemans) en tegen grote waterstandsfluctuaties en hoge saliniteiten (Maenen, 1989). Rivierfonteinkruid heeft een stabiel substraat nodig, bijvoorbeeld in de vorm van kleibanken, stenige of anderszins verstevigde oevers (pers. med. H. v.d. Steeg, J. Leemans).

Rivierfonteinkruid stelt duidelijk strengere eisen aan het milieu dan bijvoorbeeld schedefonteinkruid (P. pectinatus) dat wel bij hoge waterstandsfluctuaties en saliniteiten voorkomt en zich sterk vegetatief kan uitbreiden, met name in dynamische milieus. Schedefonteinkruid is in het zomerbed van de grote rivieren en in het Noordelijk Deltabekken de meest algemene waterplant. Vaak is schedefonteinkruid zelfs de enige waterplant die het in de rivier zelf kan bolwerken, mits de golfslag niet tot te sterke erosie leidt (Duel et al, 1988; Smit & Coops, 1988; Maenen, 1989).

Allerlei plantedelen van fonteinkruiden worden gegeten door herbi- en omnivore watervogels (o.a. knobbelzwaan, grauwe gans).

Referentiebeeld. In 1900-1949 werd rivierfonteinkruid in 8 uurhokken aangetroffen. In de IJsselmonding (die 10 uurhokken groot is) kwam deze soort in 1950-1980 voor in 5 uurhokken. Vroeger werd rivierfonteinkruid langs de Waal bij Nijmegen aangetroffen (Duel et al., 1988).

Rivierfonteinkruid werd vroeger verward met andere soorten (Duel et al., 1988). Het is daarom aannemelijk dat rivierfonteinkruid in de referentieperiode een grotere verspreiding had dan uit de beschikbare uurhokcijfers blijkt.

Huidige toestand. In 1950-1975 werd rivierfonteinkruid in 10 uurhokken aangetroffen. In de IJsselmonding kwam deze soort in 1985 voor in 7 uurhokken, met binnen de uurhokken een groter aantal vindplaatsen dan in de periode 1950-1980. Langs de Waal is rivierfonteinkruid verdwenen, wat waarschijnlijk te wijten is aan een samenspel van factoren als: a) verontreiniging; b) grotere golfwerking en zuiging als gevolg van de intensievere scheepvaart; c) sterkere stroming (Duel et al., 1988). Sterkere waterbeweging leidt tot grotere erosie en substraatinstabiliteit.

Rivierfonteinkruid komt in het rivierengebied momenteel voor in de IJsseldelta bij Kampen en in het grindgatengebied bij Roermond (Duel et al., 1988; Maenen, 1989).

Gezien de uurhokcijfers lijkt het alsof rivierfonteinkruid zich heeft uitgebreid. In de IJsselmonding is dat misschien ook het geval, maar voor de rest van de IJssel en de Waal is dat onwaarschijnlijk. Langs deze rivieren resteert mogelijk slechts 5% van het vroegere areaal (pers. med. J. Leemans). Daar de uurhokcijfers waarschijnlijk een vertekend beeld geven, is de verhouding tussen huidige toestand en referentiebeeld gebaseerd op deze schatting.

Streefbeeld. De streefbeeldwaarde bedraagt 100% van de referentie.

Referentiebeeld en huidige toestand: het huidige areaal wordt geschat op ongeveer 5% van het areaal in de referentieperiode.
Streefbeeld: 100% van de referentieperiode.

WATERGENTIAAN (Nymphoides peltata)

Watergentiaan is een waterplant met drijvende bladeren van wielen, kanalen en sloten die de voorkeur geeft aan kleibodems en zoutmijdend is (Heukels & Van der Meijden, 1983). Met name in de vestigingsfase lijkt watergentiaan kaal substraat (zonder sapropeliumlaag) nodig te hebben. De soort is gevoelig voor sterke waterstandsfluctuaties gedurende het groeiseizoen en wordt in het zomerbed van de grote rivieren bij lage saliniteiten aangetroffen. In het zelfde watertype komt onder andere gele plomp (Nuphar lutea) voor. Gele plomp komt in het algemeen in ionenarmere wateren voor dan watergentiaan (Bloemendaal & Roelofs, 1988), maar in het zomerbed lijkt gele plomp een hogere saliniteit te tolereren dan watergentiaan (Maenen, 1989).

Referentiebeeld. Watergentiaan kwam vroeger in het rivierengebied algemeen voor in oude rivierarmen. In 1954 werd deze soort in 81% en 100% van de onderzochte oude rivierarmen in respectievelijk winter- en zomerbed aangetroffen (Van der Voo & Westhoff, 1961; Maenen, 1989).

Huidige toestand. Tegenwoordig komt watergentiaan veel minder in het rivierengebied voor, en is hij voornamelijk beperkt tot oude rivierarmen langs Rijn, Waal en IJssel. In 1988 werd watergentiaan in 43% respectievelijk 17% van de onderzochte strangen in respectievelijk winter- en zomerbed aangetroffen. De presentie van deze soort in het rivierengebied is dus sterk (38-83%) afgenomen, wat overigens ook geldt voor gele plomp (Maenen, 1989). Volgens H. van der Steeg (pers. med.) resteert nog ca. 70% van de watergentiaanpopulatie.

Gele plomp wordt langs de Beneden-IJssel en de Lek ook in kribvakken aangetroffen en langs de Maas komt deze soort voor op besteende oevers (mond. med. J. Leemans).

De achteruitgang van deze nymphaeïden in het rivierengebied is eerder een gevolg van de extreme zomerhoogwaters in het afgelopen decennium dan van waterkwaliteitsverslechtering. Het is onduidelijk of verbetering van de waterkwaliteit een toename van watergentiaan te zien zal geven (pers. med. G. van der Velde, F. van den Brink).

Streefbeeld. De streefbeeldwaarde bedraagt 100% van de referentie.

Referentiebeeld: rond 1954 was watergentiaan present in gemiddeld 90% van de onderzochte strangen.
Huidige toestand: watergentiaan present in gemiddeld 30% van de onderzochte strangen (= ca. 35% van het percentage in het referentiebeeld).
Streefbeeld: 100% van de referentie.

DRIEKANTIGE BIES (Scirpus triqueter)

Driekantige bies is een pioniersoort die groeit op jonge zand- en slikplaten en langs zwak glooiende oevers, in stromend water op periodiek droogvallende plaatsen in het zoetwatergetijdegebied (Duel et al., 1988). Het is een plant van extreme standplaatsen, waar andere biezen het niet uithouden. Deze oeverplant wordt aangetroffen op uiteenlopende substraten (klei, zand, stenen met slik ertussen) en bij verschillende exposities (van luwte tot geëxponeerd), maar hij staat nooit dieper dan 150 cm -MHW. Door de relatief kleine afmetingen wordt de driekantige bies snel verdrongen door andere (biezen-)soorten (Coops, 1987; pers. med. J. Leemans).

De veel algemenere mattenbies (S. lacustris) wordt in alle riviersystemen laag-frequent aangetroffen, met name in oude rivierarmen langs Maas en Rijn. Langs de Maas, de IJssel en de Lek wordt mattenbies ook op de rivieroevers aangetroffen (Maenen, 1989; mond. med. J. Leemans). Mattenbies groeit op plaatsen waar de stroomsnelheid en de erosie niet te groot zijn (Coops, 1987; Duel et al., 1988) en lijkt gevoelig voor sterke waterstandsfluctuaties en hoge saliniteit (Maenen, 1989). Mattenbies is slecht bestand tegen vraat. Begrazing door vogels is een belangrijke factor in de ecologie van biezen. Biezen zijn een belangrijke voedselbron voor bijvoorbeeld grauwe ganzen en eenden (Coops, 1987).

Referentiebeeld. Het areaal van de driekantige bies in Nederland was en is nagenoeg beperkt tot het (voormalige) zoetwatergetijdegebied.

In de referentieperiode (ca. 1900) was er zoetwatergetijdegebied aanwezig in het mondingsgebied van Rijn, Waal, Maas, IJssel en IJ, met in totaal een oppervlakte van 130 km^2. In de huidige toestand is - door afsluiting van de Zuiderzee en door de Deltawerken - het areaal zoetwatergetijdegebied beperkt tot de Nieuwe en Oude Maas, met een totale oppervlakte van ongeveer 30 km^2, waarvan 26 km^2 in urbaan gebied, waar mogelijkheden voor de natuur vrijwel ontbreken (Nieuwe Maas). Rest 4 km^2 waar de natuur nog vrij spel heeft, wat neerkomt op 3% (±2%) van de vroegere situatie (zie o.a. Baptist et al., 1988).

Driekantige bies werd vóór (en na) 1950 in 43 uurhokken aangetroffen (Mennema et al., 1985). Op sommige plaatsen kwam de soort massaal in dat zoetwatergetijdegebied voor, overigens was en is het een zeldzame soort. Na de afsluiting van de Zuiderzee is de soort uit de IJ- en IJsseldelta verdwenen. Door de afsluiting van het Haringvliet in 1970 is de driekant ook in het Benedenrivierengebied sterk achteruitgegaan (Coops, 1987; Duel et al., 1988).

De sluiting van het Haringvliet had overigens ook enorme gevolgen voor andere biezensoorten. Vóór 1970 kwam in het Noordelijk Deltabekken minstens 170 ha biezenvegetatie (zee-, matten- en driekantige bies) voor. In 1987 was daarvan nog zo'n 31 ha over, waarvan 28 ha mattenbies (voornamelijk in de Oude Maas). Door en na de sluiting van het Haringvliet: a) verdween de getijdebeweging (grotendeels); b) werd het brakwatergradiëntmilieu vervangen door een zoetwatermilieu; c) kwam er een ander waterregime dat successie van oevervegetaties, een veranderde slibhuishouding, oevererosie langs de vlakke oevers, toegenomen predatie door vogels en veranderd beheer van oeverkanten met zich mee bracht; d) namen scheepvaart en waterrecreatie toe waardoor

de oevererosie toenam; e) werd na 1970 de biezenteelt in grote delen beëindigd (alleen langs de Oude Maas vindt nog exploitatie en onderhoud van biezencultures plaats); f) verslechterde de water- en slibkwaliteit (Rijkswaterstaat, 1988).

Huidige toestand. In 1987 trof men de driekantige bies nog maar op zeven vindplaatsen (in vier km-hokken) langs de oevers van de Oude Maas aan, waar nog sterke getijdebeweging aanwezig is en zoutinvloed ontbreekt (Rijkswaterstaat, 1988). Maenen (1989) vond de soort op twee lokaties verder stroomopwaarts langs de Maas (bij Raamsdonksveer en Heusden). Leemans (mond. med.) vermeldt de soort voor lokaties (met getij-invloed) langs de Beneden-Lek bij Schoonhoven. De uurhokfrequentieklasse is van 1900 tot 1980 van vrij zeldzaam tot zeldzaam afgenomen (Duel et al., 1988). Hoewel exacte cijfers ontbreken, is waarschijnlijk het aantal uurhokken waarin de driekantige bies voorkomt na 1970 dus sterk geslonken. In combinatie met de sterk afgenomen abundantie rechtvaardigt dit de conclusie dat slechts 1-3% van de totale populatie driekantige bies behouden is. Deze reductie is van dezelfde orde van grootte als de inkrimping van het oppervlak zoetwatergetijdegebied.

Streefbeeld. Perspectieven voor biezen zijn aanwezig bij de inrichting van ondiepe en droogvallende zones in het Noordelijk Deltabekken en in de aanleg van milieuvriendelijke oeverbeschermingen. Door de golfdempende werking die uitgaat van de sterke lange stengels en door de uitgebreide wortelstelsels zijn biezen geschikt om oevers op een milieuvriendelijke manier tegen erosie te beschermen (Coops, 1987).

Bij een eventueel herstel van het getijderegime door gebruik van de Haringvlietsluizen als stormvloedkering is een aanmerkelijk herstel van de driekantige bies te verwachten. De streefbeeldwaarde bedraagt in dat geval 60% van de referentie.

Referentiebeeld: Deze soort kwam plaatselijk massaal voor in het zoetwatergetijdegebied dat een oppervlak had van ca. 130 km^2.
Huidige toestand: Driekantige bies komt nu nog sporadisch voor, met name in de ca. 4 km^2 resterend zoetwatergetijdegebied. Vergeleken met de referentieperiode resteert naar schatting maximaal 3% van de totale populatie.
Streefbeeld: 60% van de referentiepopulatie (bij 'open Haringvliet').

ENGELSE ALANT (Inula britannica)

Engelse alant is een vaste plant die overwintert met wortelknoppen, waarmee deze soort zich sterk vegetatief kan uitbreiden. Men kan deze composiet op uiteenlopend substraat aantreffen: op zandige plaatsen vlak langs of bij het zomerbed; tussen basaltkeien en asfalt van oeververdedigingswerken; op kleiige oevers van kolken en strangen. Verder was deze stroomdalplant ook karakteristiek voor beweid grasland in de uiterwaarden van grote rivieren op plaatsen met een sterk wisselende grondwaterstand die in de winter weken tot maanden lang onder water staan (Duel et al., 1988). Inundaties tijdens het groeiseizoen hebben op deze soort een negatieve uitwerking (pers. med. H. v.d. Steeg). Bij sterke bemesting wordt Engelse alant verdrongen door grassen, met name bij hooilandbeheer; bij beweiding ontstaan

door tred secundaire open plekken waar de soort zich eventueel opnieuw kan vestigen. Het is een vrij zeldzame plant van het Fluviatiel district, die vooral langs Waal, Maas, Overijsselse Vecht en Neder-Rijn voorkomt. In het IJsseldal ontbreekt de soort op veel plaatsen (Duel et al., 1988).

Referentiebeeld. Vóór 1950 werd Engelse alant gevonden in 153 uurhokken. Door de grote cultuurdruk in de uiterwaarden en de veranderingen in de waterafvoer ging deze soort echter sterk achteruit. Veranderingen in de peilregulatie en de overstromingsfrequenties hadden zowel negatieve als positieve gevolgen voor deze soort (Duel et al., 1988):

1) de stuwen in de Overijsselse Vecht en de Maas hadden tot gevolg dat er 's zomers minder kale oevers en zandbanken droogvallen en Engelse alant achteruit ging;
2) de kanalisatie van de Overijsselse Vecht in de jaren twintig leidde er toe dat groeiplaatsen langs afgesneden meanders niet meer overstroomd werden en Engelse alant afnam;
3) langs Waal en Neder-Rijn kon deze soort zich uitbreiden dankzij de frequentere overstromingen.

Huidige toestand. Na 1950 wordt Engelse alant nog in 93 uurhokken aangetroffen, dat wil zeggen in 61% van het aantal uurhokken uit de periode vóór 1950. De sterkste afname vond plaats langs de Maas (Duel et al., 1988). Afhankelijk van 't jaar waarin gekeken wordt, resteert nog zo'n 70% van de referentieperiodepopulatie (pers. med. H. v.d. Steeg). Waarschijnlijk resteert nog slechts 5-10% van het oorspronkelijke biotoop van deze soort (pers. med. J. Leemans).

Streefbeeld. De streefbeeldwaarde bedraagt 100% van de referentie.

Referentiebeeld en huidige toestand: Door bovengenoemde gegevens omtrent het voorkomen in uurhokken, de populatieomvang en de areaalomvang in beschouwing te nemen kan geschat worden dat in de huidige toestand slechts ongeveer 40% van de referentiesituatie resteert.
Streefbeeld: 100% van het referentiebeeld.

VELDSALIE (*Salvia pratensis*)

Veldsalie is een vaste plant die overwintert met behulp van wortelknoppen. De wortels reiken erg diep waardoor deze soort op droge grond kan gedijen. Tegenwoordig komt deze stroomdalplant van met name droge, zandige, kalkrijke oeverwallen en (kleiige) dijkhellingen met zuidexpositie vooral langs de rivieren IJssel, Waal, Neder-Rijn/Lek en Maas voor. Veldsalie is slecht bestand tegen bemesting, omdat deze dan weggeconcurreerd wordt door grassen, maar is goed bestand tegen maaien en (niet te intensieve) begrazing. Veldsalie groeit op plekken die niet of weinig overstromen (in het algemeen niet meer dan twee keer per jaar). Vergeleken met andere planten die op oeverwallen voorkomen, is veldsalie overigens relatief inundatietolerant. Het verwijderen van zomerkades zal tot meer en langdurigere overstromingen van uiterwaarden leiden, wat ongunstig is voor populaties van deze

soort die voorkomen op 'plaatsvervangende hoogte' achter zomerkades (Duel et al, 1988).

Referentiebeeld. Vóór 1950 werd veldsalie aangetroffen in 92 uurhokken (Duel et al., 1988). Langs de IJssel bijvoorbeeld was veldsalie in 1933 een algemene soort (Gerritsen et al., 1987).

Het aantal groeiplaatsen verminderde sterk door de winning van oppervlaktedelfstoffen sinds het begin van de jaren '50 (ontgrondingen in de uiterwaarden), dijkverzwaring en intensivering van de landbouw (Duel et al., 1988). Niet alleen veldsalie, maar de hele stroomdalgraslandflora werd daarvan de dupe.

Huidige toestand. Na 1950 is veldsalie aangetroffen in 78 uurhokken, dat wil zeggen in 85% van het aantal uurhokken uit de periode vóór 1950 (Duel et al., 1988).

Bij vergelijking van de vegetatie uit de jaren 1956/57 met die uit 1980 blijkt dat langs de Maas de stroomdalgraslandflora sterk verarmd is; de meeste soorten zijn er zowel qua presentie als abundantie op achteruit gegaan (Van Dijk et al., 1984). De soortenrijkdom van de IJsseldijkbegroeiingen bleek in '68 en '85 ten opzichte van 1957 respectievelijk 33-41% en 46-82% achteruitgegaan te zijn. In 1980 is veldsalie langs de IJssel vrij zeldzaam (Gerritsen et al., 1987).

Van de 50 lokaties waar Neijenhuijs in 1968 nog goed ontwikkelde stroomdalgraslanden aantrof, was in 1985 op 28 plaatsen de stroomdalflora zeer sterk achteruitgegaan of zelfs helemaal verdwenen, wat neerkomt op een achteruitgang van 56% in 17 jaar (Sykora & Liebrand, 1987). Waarschijnlijk is slechts 1% van het vroegere stroomdalflora-areaal gespaard gebleven (pers. med. J. Leemans).

Indien de omvang van de populaties wordt verdisconteerd, is ongeveer 10% van het vroegere veldsalie-bestand over (pers. med. H. v.d. Steeg).

Streefbeeld. De streefbeeldwaarde bedraagt 100% van de referentie.

Referentiebeeld en huidige toestand: Gezien de bovengenoemde gegevens omtrent het voorkomen van veldsalie in uurhokken, de ontwikkeling en het areaal van de stroomdalflora en de schatting van de veldsaliepopulatieomvang kan geschat worden dat in de huidige situatie slechts ongeveer 10% van de referentietoestand resteert.

Streefbeeld: 80% van het referentiebeeld.

Geraadpleegde literatuur: Zie voor referenties hoofdstuk 6.

Geraadpleegde personen: J. Leemans (Stichting Toegepaste Landschapsecologie, Nijmegen), R. van der Meijden (Rijksherbarium, Leiden), H. van der Steeg (Afdeling Experimentele Plantenoecologie, K.U. Nijmegen), G. van der Velde, F. van den Brink (Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, K.U. Nijmegen)

2.3.5. Macrofauna

DANSMUGLARVEN VAN HET GESLACHT CRICOTOPUS

De larven van het geslacht Cricotopus (familie Chironomiden) behoren tot de groep van de deposit-feeders op hard substraat. Ze leven tussen aangroei (voornamelijk draadalgen) op planten of stenen. Op het zelfde type substraat komen ook andere Chironomiden voor (Glyptotendipes, Endochironomus) en bijvoorbeeld wormen uit de familie Naïdidae (Oligochaeta) en vlokreeften (Gammarussoorten). In bijlage 2 wordt nader op deze materie ingegaan.

Referentiebeeld. In de natuurlijke situatie kunnen tot 20.000 exemplaren per vierkante meter geschikt substraat voorkomen. De dichtheid wordt bepaald door de hoeveelheid van de aangroei of sedimentatie (dus indirect door de stroomsnelheid), en door competitie om ruimte (20.000 ex./m^2 betekent 2 exemplaren per cm^2, een hoge dichtheid voor dieren die ca. 1 cm groot zijn).

Huidige toestand. In de huidige situatie zijn de dichtheden vergelijkbaar met die in het referentiebeeld. Stenen zijn momenteel het belangrijkste substraat. Vergelijkbaar hoge dichtheden kunnen ook bereikt worden op bladeren van gele plomp en andere waterplanten. In de Rijn komen grote aantallen Cricotopus pas voor sinds ca. 1980. In de jaren zeventig waren de aantallen (als gevolg van waterverontreiniging) veel lager. Hetzelfde geldt voor andere groepen.

Streefbeeld. Indien er meer substraat in de vorm van waterplanten beschikbaar komt, zou de totale biomassa (niet de dichtheid per m^2 substraat) kunnen toenemen en daarmee de beschikbaarheid van voedsel voor predatoren (vissen, libellelarven, vogels) groter kunnen worden.

Referentiebeeld: tot 20.000 ex./m^2 substraat.
Huidige situatie: idem (=100% van de referentietoestand).
Streefbeeld: 100% van de referentie.

DANSMUGLARVEN VAN HET GESLACHT MICROTENDIPES

De larven van het geslacht Microtendipes (familie Chironomiden) behoren tot de groep van de deposit-feeders op zacht substraat en leven in het sediment. Datzelfde geldt voor vele andere soorten, waarbij iedere soort een voorkeur vertoont voor een bepaald type sediment (zand: Stictochironomus, Lipiniella; slib: Cryptochironomus, Tripodura, Microchironomus, Cladopelma, Chironomus). In zandhabitats in Nederlandse oppervlaktewateren buiten de grote rivieren en in het Noordelijk Deltabekken komen Lipiniella en/of Stictochironomus algemeen voor. Datzelfde geldt voor Chironomus in slibhabitats. Microtendipes stelt specifieke habitateisen, namelijk een dunne laag slib op zand. In bijlage 2 wordt nader ingegaan op organismen die in vergelijkbare of aanverwante biotopen voorkomen.

Referentiebeeld. De dichtheid op geschikt substraat kan in de ongestoorde situatie tot 1000 exemplaren per vierkante meter bedragen. Details van de verspreiding in het referentiebeeld zijn niet bekend; via paleo-ecologische analyses kunnen meer gegevens verkregen worden.

Huidige toestand. Voor alle genoemde geslachten geldt dat de aantallen sterk zijn achteruitgegaan (gebaseerd op paleo-ecologische gegevens) of, voor zover ze nog aanwezig zijn, storingen in de ontwikkeling vertonen. De dichtheid bedraagt momenteel minder dan 100 ex./m^2. De achteruitgang van Microtendipes lijkt zowel aan verontreiniging als aan veranderingen in rivier-morfologie te wijten. Waarschijnlijk is de hoeveelheid geschikt substraat en daardoor ook de totale biomassa van dit geslacht in het riviersysteem sterk afgenomen. Getallen daaromtrent ontbreken echter.

Streefbeeld. Bij waterkwaliteitsverbetering is op geschikt substraat eventueel ontwikkeling tot referentie-aantallen mogelijk (= 100% van streefbeeld). Door morfologische aanpassingen zou ook de hoeveelheid geschikt substraat toe kunnen nemen.

Referentiebeeld: tot 1000 ex./m^2 (op geschikt substraat).
Huidige situatie: minder dan 100 ex./m^2 op geschikt substraat (= maximaal 10% van referentietoestand; de reductie van de hoeveelheid geschikt substraat is hierin dus niet verdisconteerd).
Streefbeeld: ontwikkeling tot referentie-aantallen (= 100% van streefbeeld).

ERWTEMOSSELTJES VAN HET GESLACHT PISIDIUM

Erwtemosseltjes van het geslacht Pisidium zijn filter-feeders in zacht substraat. Ze leven ingegraven in verschillende typen sediment. Iedere soort heeft zijn eigen substraatvoorkeur. Qua levenswijze komen ze sterk overeen met de grotere Sphaerium-soorten (S. solidum, S. rivicola, S. corneum) die tot de zelfde familie behoren (Pisidiidae) en in rivieren een substraat bewonen van respectievelijk zand, zand met slib en slib. Verwant zijn ook de veel grotere zoetwatermosselen van de familie Unionidae. Deze filteren echter niet het interstitiële water maar het langsstromende water. In bijlage 2 wordt nader ingegaan op organismen die qua levenswijze en biotoopeisen als achterban van Pisidium in aanmerking komen.

Referentiebeeld. In het referentiebeeld kan de dichtheid van Pisidium-soorten oplopen tot ca. 5000 exemplaren per vierkante meter. Deze dichtheidsschatting is gebaseerd op dichtheden die Pisidium-soorten in zeer uiteenlopende habitats bereiken.

Huidige toestand. Momenteel bedraagt de dichtheid van dit geslacht maximaal 500 ex./m^2. Dit aantal is gebaseerd op bodemfaunaonderzoek in de IJssel en de Waal. In de IJssel zijn de aantallen Pisidium in de jaren '80 groter dan in de jaren '70. Aangezien qua morfologie niets is gewijzigd, lijkt het waarschijnlijk dat de verbeterde waterkwaliteit een rol speelt bij de toename.

De dichtheden zijn nu dus lager dan in het referentiebeeld. Bovendien komen Pisidium-soorten maar zeer lokaal voor, wat ook geldt voor Sphaerium-soorten en Unionidae, die vooral buiten de hoofdgeul voorkomen. Dit geeft aan dat morfologische aanpassingen het bestand zouden kunnen vergroten.

Streefbeeld. Door waterkwaliteitsverbetering moet op geschikt substraat de dichtheid uit het referentiebeeld benaderd kunnen worden. Door morfologische aanpassingen dient het oppervlak

geschikt substraat te worden vergroot, zodat ook de verspreiding van dit geslacht in het systeem toe kan nemen.

Referentiebeeld: tot ca. 5000 ex./m^2.
Huidige situatie: tot ca. 500 ex./m^2 (= 10% van het referentiebeeld).
Streefbeeld: ontwikkeling tot referentie-aantallen (= 100% van streefbeeld).

KOKERJUFFERLARVEN VAN HET GESLACHT HYDROPSYCHE

De kokerjuffers van het geslacht Hydropsyche behoren tot de filter-feeders op hard substraat. In de huidige situatie zijn stenen van kribben en oeververdedigingswerken dicht bezet met deposit-feeders (voornamelijk Cricotopus) en een aantal soorten filter-feeders, organismen die hun voedsel verzamelen door het rivierwater te filteren. Andere filter-feeders zijn bijvoorbeeld de driehoeksmossel (Dreissena polymorpha) en muggelarven van het geslacht Rheotanytarsus. Dreissena en Rheotanytarsus zijn allochtoon, ze komen van nature niet in de rivier voor. Hun voorkomen wordt waarschijnlijk mede door de hoge temperaturen begunstigd. Daarnaast speelt de toename van de hoeveelheid fytoplankton een rol. De genoemde kokerjuffers zijn autochtone rivierbewoners die uitsluitend in stromend water voorkomen. In bijlage 2 wordt nader ingegaan op organismen die als achterban van Hydropsyche in aanmerking komen.

Referentiebeeld. In de referentieperiode waren de gemiddelde aantallen groter dan nu. De dichtheden bedroegen naar schatting 200-400 ex./m^2. Vroeger was er bovendien een grotere diversiteit. Er werden meerdere soorten Hydropsyche en daarnaast kokerjuffers uit de familie Polycentropidae aangetroffen.

Huidige toestand. Als gevolg van de waterkwaliteitsverbetering in de afgelopen 10 jaar is Hydropsyche in de Rijn teruggekeerd. Op stenen bedraagt de dichtheid momenteel gemiddeld 100-200 ex./m^2, terwijl maxima van meer dan 2000 ex./m^2 voorkomen. Tegenwoordig komt echter alleen Hydropsyche contubernalis in grote aantallen voor (en in de benedenloop Ecnomus tenellus).

Streefbeeld. Verbetering van waterkwaliteit en aanwezigheid van vegetatie kan leiden tot een grotere diversiteit. De grootte-orde van de dichtheid zal waarschijnlijk niet veranderen.

Referentiebeeld: naar schatting gemiddeld 200-400 ex./m^2.
Huidige situatie: op stenen gemiddeld 100-200 ex./m^2. (= 50% van het referentiebeeld).
Streefbeeld: dichtheden nagenoeg gelijk aan de huidige; meer soorten (= 100% van referentiebeeld).

OEVERAAS (Palingenia longicauda)

De larven van oeveraas of groot haft stellen zeer specifieke biotoopeisen. Ze houden zich op in zandig-lemige of kleiige oevers, waarin ze gangen graven. Waarschijnlijk behoren ze wat hun voedingswijze betreft tot de filter-feeders. Oeveraas komt alleen voor in stromend water, wat ook geldt voor andere haften

(Ephoron virgo, Ephemera vulgata, Potamanthus lutea) die eveneens uit de Nederlandse rivieren verdwenen zijn. Deze andere haften stellen mogelijk minder stringente biotoopeisen dan oeveraas en zouden kunnen fungeren als achterban (zie bijlage 2).

Referentiebeeld. Oeveraas, die behoort tot de eendagsvliegen oftewel haften, kwam vroeger massaal voor langs Maas en Rijn. De dichtheid waarin oeveraas voorkwam is onbekend. De soort vloog massaal uit binnen een zeer kort tijdsbestek, en werd bij die gelegenheden door de boeren als mest gebruikt. Uit die grote zwermen (onder andere beschreven door Lauterborn in 1918) valt af te leiden dat de dichtheden - in ieder geval plaatselijk - zeer hoog waren.

Huidige toestand. Ten gevolge van morfologische veranderingen (normalisatie) en verslechtering van de waterkwaliteit is deze soort uit Nederland verdwenen. Er leven nog populaties van oeveraas in o.a. de Donau.

Streefbeeld. Het is onduidelijk in hoeverre herintroductie- na verbetering van de waterkwaliteit en bij aanwezigheid van geschikt biotoop - kans van slagen heeft. Arbitrair is het streefbeeld op 50% van de waarde in de referentie gesteld.

Referentiebeeld: dichtheden onbekend, maar (plaatselijk) zeer groot.
Huidige situatie: Oeveraas is in Nederland uitgestorven (= 0% van de referentie).
Streefbeeld: 50% van het referentiebeeld (?).

<u>Geraadpleegde literatuur</u>: o.a. Van Dessel (1990); Klink & Moller Pillot (1982); Van Urk (1978); Van Urk (1981); Van Urk (1984). Zie voor referenties hoofdstuk 6.

2.3.6. Vissen

ZALM (Salmo salar)

Referentiebeeld. In de periode 1880-1919 werden in het Nederlandse deel van de Rijn per jaar tussen de 14.000 en 116.500 zalmen gevangen (Cazemier, 1988; De Groot, 1989a). Het betrof dieren die vanuit zee de rivier op zwommen om te gaan paaien. Als referentiewaarde wordt 30.000 gevangen exemplaren aangehouden. Rond dit aantal schommelden de jaarlijkse vangsten rond 1900.

Huidige situatie. In het stroomgebied van de Rijn en de Maas is de zalm uitgestorven.

Hoewel de zalmstand in de rivieren voor 1900 al duidelijk aan het teruggelopen was, mag worden verondersteld dat de bevissingsdruk zeker niet de belangrijkste oorzaak was van de verdere achteruitgang. Voor het verdwijnen van de zalm uit het stroomgebied van Rijn en Maas worden een aantal factoren verantwoordelijk geacht. Als belangrijkste kunnen worden genoemd:

1. het verdwijnen van paaiplaatsen en opgroeigebieden als gevolg van normalisatie van zijbeken, zijrivieren en de hoofdstromen;
2. het onbereikbaar worden van paaigebieden door de aanleg van stuwen in de hoofdstroom en de zijrivieren van Rijn en Maas;
3. de verslechtering van de waterkwaliteit;
4. toename van het slibgehalte in het rivierwater als gevolg van diverse ingrepen in de stroomgebieden van beide rivieren;
5. zand- en grindwinning.

Streefbeeld. Het streefbeeld voor de zalm is arbitrair op 50% van de referentie gesteld. Nadere studie zal moeten uitwijzen welke de minimum-populatie-omvang is van een zichzelf handhavende zalm-populatie.

Om een zich op natuurlijke wijze in stand houdende populatie in het Rijn- en Maasstroomgebied terug te krijgen dienen niet alleen in Nederland, maar ook buiten de landsgrenzen beheersmaatregelen te worden genomen. Effecten zijn alleen te verwachten door gecombineerde acties van de verschillende Rijn- en Maasoeverstaten en door het tegelijkertijd nemen van verschillende maatregelen (Bij de Vaate, 1989; De Groot, 1989a) zoals:

a. Opbouw van een zalmstand. Daar de zalmpopulatie van het typische "Rijnras" uitgestorven is, zal deze door middel van natuurlijke selectie geheel opnieuw moeten worden opgebouwd. Ervaringen met het Thamesproject hebben inmiddels geleerd dat dit vele jaren in beslag zal nemen. Dit houdt in dat gedurende een groot aantal jaren uitzettingen in de paai- en opgroeigebieden (dus buiten Nederland) zullen moeten plaatsvinden.
b. Passage van de barrières in de trekroutes mogelijk maken. Vanaf de riviermondingen tot ver in het stroomgebied zijn barrières in de vorm van dammen en stuwen opgeworpen die trek verder onmogelijk maken. Het passeerbaar maken van deze obstakels is noodzakelijk als het paaiareaal moet worden vergroot om een populatie van een zodanige omvang te krijgen dat deze zich zelf in stand kan houden.
c. Verbetering van de waterkwaliteit. De mate waarin de waterkwaliteit invloed heeft op het voorkomen van zalm in de rivier wordt bepaald door de aard en hoeveelheid van de stoffen die worden geloosd. Belangrijk is tevens welke stadia van de zalm

ermee in aanraking komen. Vooral jonge stadia zijn erg gevoelig voor waterverontreiniging.
In hoeverre de waterkwaliteit thans nog een belemmering vormt voor de intrek (oriënteringsvermogen) is niet duidelijk.

d. Herstel van paai- en opgroeigebieden. Paai- en opgroeigebieden, die alle buiten Nederland liggen, zijn verloren gegaan omdat ze onbereikbaar werden door de aanleg van stuwen of verstoord werden door ingrepen zoals beeknormalisatie. Andere ingrepen hebben bovendien geleid tot een verhoging van de sliblast in het water, hetgeen direct van invloed is op het reproduktiesucces.
e. Morfologische aanpassingen in zowel de hoofdstroom als de zijrivieren. Door normalisatie, kanalisatie en bochtafsnijding in het winterbed van de hoofdstroom en een aantal belangrijke zijrivieren zijn verschillende elementen die van belang zijn voor de trek, zoals zand- en grindbanken (ondieptes), nevengeulen e.d., verdwenen.
Deze elementen zijn noodzakelijk voor de optrekkende vis omdat ze luwte bieden tegen de heersende stroomsnelheden waardoor ze kunnen worden beschouwd als rustplaatsen op de route naar de paaigebieden.
f. De visserij op de zalm het gehele jaar door verbieden.

Referentiebeeld: ca. 30.000 zalmen per jaar gevangen in het Nederlandse deel van de Rijn.
Huidige toestand: uitgestorven (= 0%).
Streefbeeld: 50%(?) van de referentie.

FINT (Alosa fallax)

De fint is een soort die in scholen de rivier op trekt. De belangrijke paaigebieden lagen in het benedenrivierengebied.

Referentiebeeld. Omstreeks 1900 bedroeg de vangst ca. 100.000 exemplaren per jaar. Door de afname van de zalmvangsten werd de visserij op fint steeds belangrijker. Omstreeks 1935 was de vangst toegenomen tot 300.000 à 400.000 exemplaren per jaar. In 1938 werden zelfs meer dan 'n miljoen finten gevangen (De Groot, 1989b).

De vangst van een dergelijk groot aantal vissen werd niet gezien als schadelijk voor de stand. Kennelijk ontsnapten nog genoeg scholen aan de visserijinspanning om de stand op peil te houden.

Ontwikkeling. Na 1940 neemt het aantal gevangen exemplaren echter sterk af. Wel paaiden er in 1968 nog finten in de Biesbosch. Net als de zalm kon ook de fintstand zich op de rivieren niet handhaven. Belangrijke negatieve factoren waren:

a. de afsluiting van de zeegaten (Zuiderzee en Haringvliet);
b. verslechtering van de waterkwaliteit;

Door de afsluiting van de zeegaten verdween de getijdewerking op de paaiplaatsen. De getijdewerking op zich wordt gezien als een belangrijke component van het paaihabitat.

Huidige situatie. Het aantal finten dat jaarlijks op de rivieren wordt gevangen bedraagt minder dan 10.

Op zee leeft de fint in scholen langs de kust in de bovenste waterlaag. Verwacht mag worden dat de zeevisserij daarom ook in de toekomst nauwelijks invloed zal hebben op de omvang van de populatie(s) (De Groot, 1989b; O.V.B., 1986).

Streefbeeld. Als streefbeeld wordt 75% van het referentiebeeld haalbaar geacht indien tot een 'open Haringvliet' wordt besloten.

Referentiebeeld: rond 1900 100.000 exemplaren per jaar gevangen.
Huidige toestand: minder dan 10 finten gevangen per jaar (= <1% van het referentiebeeld).
Streefbeeld: 75% van het referentiebeeld (bij 'open Haringvliet')

STEUR (Acipenser sturio)

Referentiebeeld. Al sinds de middeleeuwen neemt het aantal gevangen steuren sterk af. Uit omstreeks 1600 zijn er meldingen van ca. 9000 in Nederland gevangen exemplaren, uit de eerste helft van de 19e eeuw van ca. 3000 exemplaren. Deze daling zet vervolgens versneld door. Omstreeks de eeuwwisseling worden nog ca. 1000 steuren per jaar gevangen, in 1930 nog slechts enkele exemplaren. De laatste Nederlandse steur werd gevangen in de jaren vijftig (zie Cazemier, 1988; Bergman et al., 1989).

Volgens Kinzelbach (1987) werden rond 1900 in het totale stroomgebied van de Rijn nog zo'n 400 steuren gevangen.

Als referentiebeeldwaarde voor de steur worden hier vangsten in de orde van 500-1500 exemplaren per jaar aangenomen.

Ontwikkelingen. Het verdwijnen van paaigebieden wordt gezien als de belangrijkste oorzaak van de achteruitgang van de steurstand. De steur paait in diepe kuilen en geulen in moerasachtige gebieden. Door het bedijken van de rivieren en door de riviernormalisaties zijn geen paaigebieden van voldoende omvang overgebleven. Daarnaast heeft (over)bevissing mogelijk een rol gespeeld.

Wellicht heeft de verslechtering van de waterkwaliteit eveneens een negatieve invloed gehad op het voorkomen van de steur. Op het moment echter, dat de waterkwaliteit wezenlijk slechter werd en invloed had op het voorkomen van andere riviervissen, kwam er al nauwelijks meer steur in de rivieren voor.

Huidige situatie. De steur is in ons land uitgestorven.

Streefbeeld. Het streefbeeld is arbitrair gesteld op 50% van de referentie.

Referentiebeeld: ca. 500-1500 gevangen steuren per jaar.
Huidige toestand: 0%
Streefbeeld: 50% (?)

BARBEEL (Barbus barbus)

Referentiebeeld. De barbeel was vroeger een bekende riviervis. Vangstgegevens geven echter geen duidelijk beeld van de aanwezigheid van barbeel in de rivieren omdat deze vissoort nauwelijks commerciële betekenis heeft gehad. Door de afnemende

zalmvangsten is in het begin van deze eeuw de vangst op barbeel gedurende een korte periode van enige betekenis geweest.

In de vorige eeuw werd in Duitsland in de Main over een afstand van 18 km 15.000 kg barbeel per jaar gevangen, maar door de aanleg van stuwen liep dit terug tot 750-1000 kg. In de Ourthe (stroomgebied van de Maas in de Ardennen) bedroeg de totale barbeelstock vóór 1970 40 ton en in de periode 1970-1979 30 ton. Uitgedrukt in kg/ha variëren de waarden voor deze barbeelzone-rivier tussen de 54 en 188 (De Groot, 1989c).

De vangst van barbeel in Maas en Rijntakken wordt voor de periode rond 1900 geschat op circa 20 tot 30 ton per jaar.

Ontwikkeling. In de loop van deze eeuw is de barbeelstand in ons land sterk achteruit gegaan. De volgende factoren moeten daarbij een rol hebben gespeeld:

a. de aanleg van stuwen in de Maas waardoor het gedeelte van de rivier met een middenloopkarakter sterk in omvang afnam.
b. verslechtering van de waterkwaliteit;
c. kanalisatie en normalisatie waardoor paai- en opgroeigebieden verdwenen;
d. zand- en grindwinning in het zomerbed van de rivieren eveneens met als gevolg afname van het paai-areaal;

Huidige situatie. Op grond van diverse waarnemingen lijkt het er op dat de barbeelstand zich de laatste jaren langzaam begint te herstellen. Geschat wordt dat de barbeelstand echter tenminste nog een factor 30 lager is in vergelijking met de toestand rond 1900.

Omdat de barbeel een standvis is van de middenloop van een rivier, is vooral de Maas in Zuid- en Midden-Limburg belangrijk voor het voorkomen van deze vis in Nederland. Dat deel van de Maas in Nederland - de Grensmaas - kan namelijk tot de middenloop van deze rivier worden gerekend, de zogenaamde barbeelzone die (in ongerepte staat) wordt gekenmerkt door een matig verval, schone bodem met zand en grind en matige tot krachtige stroming. Veel minder algemeen was en is de barbeel in Neder-Rijn/Lek, Waal en IJssel (De Groot, 1989c).

Streefbeeld. Het streefbeeld is arbitrair gesteld op 75% van de referentie.

Referentiebeeld: 20 tot 30 ton gevangen barbeel per jaar.
Huidige toestand: barbeelstand 'n factor 30 lager dan in referentieperiode (= 3% van de referentie).
Streefbeeld: 75%(?)

BRASEM (Abramis brama)

Referentiebeeld. De brasem is een standvis van de benedenloop van een rivier, de zogenaamde brasemzone. In Nederland is deze soort voor de beroepsvisserij nauwelijks van enige commerciële betekenis geweest en deze komt daarom ook niet voor in de visserijstatistieken.

Ontwikkelingen. Zoals alle vissoorten heeft ook de brasem te lijden gehad van de verslechtering van de waterkwaliteit. Met de verbetering van de waterkwaliteit is ook de brasemstand weer verbeterd.

Huidige situatie. Op grond van diverse waarnemingen kan worden aangenomen dat de huidige brasemstand nauwelijks afwijkt van die in het begin van deze eeuw.

Streefbeeld. De streefbeeldwaarde is gelijk aan de referentiebeeldwaarde.

Referentiebeeld: stand onbekend.
Huidige toestand: vermoedelijk stand gelijk (=100%) aan de referentie.
Streefbeeld: 100%

Geraadpleegde literatuur: Zie voor referenties hoofdstuk 6.

Geraadpleegde personen: W.G. Cazemier (RIVO)

2.3.7. Vogels

AALSCHOLVER (Phalacrocorax carbo)

Referentiebeeld. Begin twintigste eeuw bevonden zich slechts enkele aalscholverkolonies langs vooral de benedenrivieren (Tielerwaard, Lekkerkerk, omgeving Vught, broedpoging Millingen). In ieder geval ontbraken kolonies langs de IJssel en het Limburgse deel van de Maas. Het broedhabitat was ook toen al niet (meer) algemeen, maar globaal vergelijkbaar met de huidige situatie aanwezig. De menselijke invloed op deze soort was groot door verstoring en vervolging in verband met vermeende concurrentie met vissers. Ter illustratie: in de omgeving van het Kattendiep (IJsseldelta) werden door twee jagers in april 1943 (begin broedtijd) 1500-2000 vogels geschoten. Het dagtotaal van een jager bedroeg soms honderd exemplaren.

Het aantal broedparen langs de rivieren of in de omgeving (die de rivier als voedselhabitat hadden) bedroeg niet meer dan 1000. Rekening houdend met de grote vervolgingsdruk is gekozen voor een referentie van 2000-3000 broedparen langs de rivieren.

Voedsel was geen beperkende factor gezien o.a. de vele honderden aalscholvers die zich buiten het broedseizoen bij de monding van de IJssel ophielden. Ook in de winter kwam de aalscholver niet voor langs de Maas. In de rest van het rivierengebied overwinterden slechts kleine aantallen. De winterpopulatie was vooral uit het buitenland (Denemarken/Oost-Duitsland) afkomstig; ook daar werd deze soort sterk door de mens vervolgd.

Ontwikkeling. Ofschoon de soort was opgenomen in de Vogelwet (1936) ging de menselijke verstoring door. Door de Visserijinspectie werden bovengrenzen gesteld aan grote bestaande kolonies. Pas vanaf 1963 is de aalscholver volledig beschermd. De aalscholverpopulatie maakte met name in de periode 1978-1985 een snelle groei door van 3000 naar ruim 10.000 broedparen in geheel Nederland. Aanvankelijk vond deze groei vooral plaats in enkele zeer grote kolonies buiten het rivierengebied, maar recentelijk ook door het ontstaan en de groei van kolonies langs de rivieren. Verlandende ondiepe kleiafgravingen vormen, indien de ontwikkelingen niet verstoord worden, een nieuw potentieel broedhabitat.

De bescherming in het buitenland heeft er toe bijgedragen dat ook buiten het broedseizoen steeds meer aalscholvers langs alle Nederlandse rivieren verblijven.

De vele ontklei/zand/grindingen deden het oppervlak voedselhabitat toenemen. Langs de Maas in Limburg ontstonden zo o.a. 2500 ha open water.

Grootheden. Mogelijke grootheden om deze soort te kwantificeren zijn: a) aantal broedparen langs alle Nederlandse rivieren; b) gemiddeld aantal eieren en uitgevlogen jongen per paar; c) aantallen vogels op de slaapplaatsen in winter; d) passief volgen van broedvogelaantallen in de rest van Nederland en het overige deel van het continentale verspreidingsgebied. Gekozen is voor grootheid a.

Huidige toestand. Het totaal aantal broedparen in Nederland in de periode 1984-1988 bedroeg 10.000-11.000. Langs de rivieren kwamen in deze jaren respectievelijk 67, 176, 277, 315 en 463 paar tot broeden. Het aantal broedlokaties in Nederland bedroeg in 1988 vijftien (in 1984: 9), waarvan zes langs de rivieren (IJssel 3; Maas 0; Boven-, Neder-Rijn en Waal 2; Benedenrivieren

1). Gezien het grote aantal overwinteraars langs de Maas bij Roermond en de aanwezigheid van potentiële broedplaatsen bij Grote Heg (Wessem), Osen (Linne) en Mechel-Velp lijkt het broeden van aalscholvers langs de Maas slechts een kwestie van tijd.

Het gemiddeld aantal eieren per paar bedraagt voor kolonies langs rivieren 2,8 tot 3,6. Het aantal uitvliegende jongen per paar is relatief laag langs de rivieren in vergelijking met grote referentie-kolonies in andere delen van het land (0,6-1,7 versus 1,8-2,3). Met name in de Dordtse Biesbosch vliegen per paar weinig jongen uit (0,6). Circa 60% van de eieren komt niet uit. Daarnaast sterft nog een deel van jongen, waarvan 80% in eerste week.

Gemiddeld bevinden zich minimaal 4000 aalscholvers op de slaapplaatsen langs de rivieren in de winter. Belangrijke zijn gelegen bij Roermond (700), Wijhe (250), Millingen (1200-1400), Appeltern (500-600), Voorst (200) en Hurwenen (1200-1300).

Streefbeeld. Toename van het aantal broedparen tot de referentiebeeldwaarde wordt mogelijk geacht bij voldoende aanbod van broed- en foerageerbiotoop en van voedsel van goede kwaliteit.

Referentiebeeld: 2000-3000 broedparen langs de rivieren.
Huidige toestand: ca. 500 broedparen langs de rivieren (= 25% van de referentie)
Streefbeeld: 100% van de referentie.

KWARTELKONING (Crex crex)

Referentiebeeld. De kwartelkoning is in de referentieperiode een talrijke broedvogel in delen van de uiterwaarden met extensief gebruikte, kruidenrijke (hooi)graslanden met regelmatig optredende inundaties tot in mei, die daarna nog lang vochtig blijven (cf. landbouwkundig gebruik uiterwaarden begin 20^{e} eeuw). De dichtheden bedragen in dit geschikte habitat minimaal 1-2 territoria per 10 ha. Deze soort komt rond 1920 nog talrijk voor op de uiterwaarden langs alle rivieren (ook de Maas).

Geschatte aantallen rond 1900: IJssel 200, Maas 50-100, Benedenrivieren 250, Boven-, Neder-Rijn en Waal 1000 (deze getallen zijn eventueel aan te scherpen op basis van de oppervlakten grasland, die geïnundeerd werden).

Ontwikkeling. Ondanks sterk wisselende aantallen in opeenvolgende jaren (factor 2-3, soms 5) als gevolg van inundatieverschillen, is er vanaf het begin van de 20^{e} eeuw sprake van een continue afname, niet alleen in Nederland, maar ook internationaal. Begin jaren zestig zijn er echter nog riviertrajecten (niet langs de Limburgse Maas en de IJssel) waar in goede jaren honderden territoria worden vastgesteld. Het verdwijnen van grienden (en omzetting in grasland) deden in het Benedenrivierengebied het broedhabitat tijdelijk toenemen.

Als belangrijkste oorzaak voor de afname wordt de intensivering van de graslanden genoemd. Belangrijke factoren hierin zijn met name het vroeger en vaker maaien en daarnaast het (toenemend) gebruik van meststoffen, de hoge veebezetting en het gebruik van maaimachines. Ofschoon ook de inundatieduur en -frequentie voor een aantal uiterwaarden mogelijk is teruggelopen, heeft met name de sterk verbeterde ontwatering na de inundaties in het late

voorjaar een negatief effect op het aantal broedparen. De (slechte) kwaliteit van het inunderende water heeft een negatieve invloed op de vegetatie-samenstelling die deze soort verkiest.

Afgravingen hebben het oppervlak potentieel broedhabitat doen afnemen. Een toename van het areaal uiterwaarden met opgaande houtige vegetatie kent eenzelfde gevolg.

Grootheid: Aantallen roepende mannetjes (territoria) in juni.

Huidige toestand. In geheel Nederland werden in de periode 1978-1986 200 tot maximaal 600 territoria vastgesteld. Er vallen vier belangrijke broedhabitats te onderscheiden:

a. hooilanden in uiterwaarden van de grote rivieren (50-200);
b. het grootschalige akkergebied in NO-Groningen (100-230);
c. de veenweide-gebieden in Friesland;
d. de stroomdalen in Drenthe en Overijssel (c+d: 50-150).

Het verschil tussen a. en d. is slechts een schaalverschil.

Voor de grote rivieren geldt dat een groot deel van de kwartelkoningen zich bevindt in natuurreservaten, waar vaak het maaibeheer afgestemd is op deze soort (met name langs de IJssel), of in laaggelegen, sterk door de rivier beïnvloede graslanden. De verdeling over de verschillende rivieren is als volgt: Maas (in Limburg) 0; IJssel 10-40, maximaal 50; Benedenrivieren nauwelijks nog aanwezig; Boven-, Neder-Rijn en Waal 40-150.

Streefbeeld. Arbitrair is de streefbeeldwaarde gesteld op 80% van de referentie.

Referentiebeeld: ca. 1500 roepende mannetjes langs de rivieren.
Huidige toestand: ca. 150 roepende mannetjes (= 10% van de referentie).
Streefbeeld: 80%(?) van de referentie.

KWAK (Nycticorax nycticorax)

Referentiebeeld. Voor het midden van de vorige eeuw kwamen in Nederland enkele duizenden paren kwakken voor, verspreid over met name enkele grote kolonies in moerasgebieden. Uit de periode 1880-1930 zijn geen broedgevallen in Nederland bekend. Mogelijk zijn er incidenteel wel solitaire broedgevallen geweest, die over het hoofd zijn gezien (als gevolg van de verborgen levenswijze van deze reigerachtige).

Pas in 1934 is de kwak weer bekend als broedvogel (in de Biesbosch).

Als men rekening houdt met het aanwezige areaal geschikt broedhabitat anno 1900 en corrigeert voor de sterke vervolgingsdruk, mag men het aantal broedparen rond 1900 op circa 100 schatten.

Ontwikkeling. Vanaf de jaren dertig jaren tot 1983 was er in de Brabantsche Biesbosch een kleine kolonie aanwezig van aanvankelijk 20 broedparen (1946), die later slonk tot 8-12 (1950-1960) en 5-8 (1960-1970); vanaf 1985 zijn er geen broedgevallen meer met zekerheid vastgesteld.

Langs de grote rivieren vinden in de periode 1957-1976 incidenteel (12x) (mogelijke) broedgevallen plaats (16-18 paar in totaal).

Juni-waarnemingen in de periode 1978-1988 wijzen op incidentele broedgevallen langs de rivieren. Het totaal aantal broedparen overschreed echter nooit het getal 10.

Oorzaken van de algehele achteruitgang zijn geweest: het vernietigen van broed- en voedselhabitat, de directe verstoring (aanvankelijk opzettelijk door vissers, later door recreatie) en indirecte vervolging (wanneer de kwak samen broedt met andere reigerachtigen of aalscholver). Terugkeer c.q. vestiging wordt bemoeilijkt doordat Nederland aan de noordgrens ligt van het sterk versnipperde broedareaal. Door toeval moeten kwakken uit de Afrikaanse winterkwartieren (volwassen) of na de broedperiode (juveniel) in Nederland terechtkomen. Pas nadat een of meer grotere kolonies zijn ontstaan, zullen in een sneller tempo satelietkolonies (cf. aalscholver) bezet worden.

Grootheid: Het aantal broedparen langs de grote rivieren en in heel Nederland.

Huidige situatie. Het aantal broedparen schommelt de laatste jaren tussen de 10 en 20, waarvan ongeveer een derde deel langs de rivieren broedt.

Streefbeeld. Bij aanbod van voldoende geschikt broed- en foerageerhabitat is toename van het aantal broedparen tot de referentieaantallen mogelijk.

Referentiebeeld: ca. 100 broedparen langs de grote rivieren.
Huidige toestand: ca. 5 broedparen langs de grote rivieren (= ca. 5% van de referentie).
Streefbeeld: 100% van de referentie.

KUIFEEND (Aythya fuligula)

Referentiebeeld. Rond 1900 is de kuifeend in Nederland een zeldzame broedvogel. Informatie over de kuifeend als overwinteraar is schaars. Op grond van het feit dat rond 1940-1960, toen de soort in Nederland nog pas een kleine broedpopulatie kende, er in de IJsseldelta, langs de Waal en op de Nieuwe Merwede al enkele tienduizenden kuifeenden konden verblijven, mag aangenomen worden dat de soort talrijk was. Gezien ook het feit dat de gehele Noordwest- en Midden-Europese populatie nog sterk groeiende was, leek het rivierengebied relatief belangrijker binnen Nederland dan in later jaren het geval was. Op grond hiervan is een referentiewaarde van maximaal 10.000 overwinterende vogels gekozen.

Ontwikkeling. In de periode 1900-1940 is de kuifeend zeldzaam als broedvogel. Daarna volgde een uitbreiding, die vanaf 1955 versneld doorzet. Eind jaren zeventig waren er 6000, anno 1985 7500-11.000 broedparen in Nederland. De soort is vanuit Azië Europa binnengedrongen als gevolg van een combinatie van klimatologische veranderingen (droogte), het verdwijnen van habitat door menselijk ingrijpen en een verbeterde voedselsituatie in o.a. Nederland (driehoeksmossel).

Als broedvogel wordt de kuifeend in het rivierengebied vooral langs Waal en Rijn aangetroffen. Maas en IJssel bleven en blijven achter bij het landelijke beeld.

Rond 1963-1968 kwamen grote aantallen voor op met name de Waal in de winter, tot soms meer dan 30.000 exemplaren. Langs de Maas werden voor 1960-1970 zelden aantallen van meer dan 100 waargeno-

men. In deze periode (1965-1970) is waarschijnlijk het maximum aantal kuifeenden aanwezig geweest dat tot op heden voor de grote rivieren is geteld. Daarna treedt gemiddeld een afname op met een dieptepunt rond 1978 (3000), gevolgd door een geleidelijke, continue toename tot ca. 10.000 rond 1985.

In strenge winters verblijven meer vogels op de rivieren dan in zachte winters. In periode 1975-85 waren Maas, Rijn/Lek, IJssel en Waal ongeveer van gelijke betekenis wat de aantallen in de winter betreft.

De aantalsveranderingen buiten het broedseizoen houden in zoete watersystemen sterk verband met de aanwezige hoeveelheden driehoeksmosselen. In deze tekst is aangenomen dat ook in de grote rivieren dit organisme de belangrijkste prooisoort is. De positieve relatie tussen het voorkomen van driehoeksmosselen in de IJssel en de aantallen kuifeenden in deze rivier over de afgelopen decennia steunen deze aanname.

Grootheid: Het maximum aantal aanwezig in de winter langs de rivieren.

Huidige toestand. In 1987 bedroeg het wintermaximum bijna 20.000 vogels (Maas 8600, Waal 3500, Rijn 3500 en IJssel 4000).

Streefbeeld. Gezien de aantallen in de jaren zestig en de blijvend toegenomen populatie, ligt het totaal aantal vogels dat op de rivieren kan voorkomen in de winter nog een factor 2 hoger dan momenteel het geval is (mits voldoende driehoeksmosselen aanwezig zijn). Ecologisch gezien lijkt dat ook geen problemen op te leveren.

Referentiebeeld: 10.000 overwinteraars langs de rivieren.
Huidige toestand: 20.000 overwinteraars langs de rivieren (= 200% van de referentie).
Streefbeeld: 400% van de referentie.

OEVERZWALUW (Riparia riparia)

Referentiebeeld. Rond 1900 was de oeverzwaluw in Nederland een algemene soort. Langs de rivieren was het een algemene broedvogel in kolonies die sterk in grootte konden variëren (van enkele broedparen tot meer dan 500, afhankelijk van het oppervlak steile wand). Echter, in het begin van de 20e eeuw maakt men al melding van een afname van de aantallen in afkalvende oevers als gevolg van kanalisatie, en ontstaan er grote kolonies in de wanden van zandafgravingen. Integrale tellingen rond 1960 geven een aantal van 20.000-25.000 paar en dat aantal zal ook minimaal in vroeger jaren aanwezig zijn geweest.

Het aandeel dat langs de rivieren broedde wordt op 10.000 paar geschat.

Ook kleine steilranden (10-30 m^2) kunnen broedkolonies tot ca. 25 paar bevatten.

Indien naar het totaal aantal broedvogels binnen Nederland wordt gekeken, blijken altijd minimaal twee keer zoveel vogels in zandoevers als in klei- of leem-oevers te broeden (vandaar de Engelse naam: sand martin).

Ontwikkeling. Vanaf 1964 is de ontwikkeling goed bekend en daalt het aantal broedparen; de laatste jaren stygt het echter weer. Voor heel Nederland zijn er de volgende cijfers: in 1964

20.000-25.000, in 1970-1971 18-20.000, in 1973 10.000-15.000, in 1975-78 5000-8000 en in 1985-1986 4000 broedparen.

Behalve verandering in aantal trad er ook een verschuiving in broedhabitat op. Rond 1970 waren nog 30-50% van de kolonies in natuurlijke oevers gevestigd. (Ter illustratie: tussen Nijmegen en Maastricht werden 5000 paren in de oevers van de Maas gevonden.) In 1986 bevond zich in heel Nederland nog slechts 10% van de kolonies in natuurlijk afkalvende oevers, ruim 50% in afgravingen en bijna 40% in depots. Gemiddeld worden de laatste jaren de kolonies ook kleiner.

De plotselinge daling in aantallen broedparen in geheel Europa doet sterk vermoeden dat de belangrijkste oorzaak in de winterkwartieren ten zuiden van de Sahel moet liggen. Er lijkt een goede correlatie te bestaan tussen de hoeveelheid neerslag in de Sahel tijdens de overwintering en het aantal broedparen dat het erop volgende jaar als broedvogel in Nederland opduikt.

Nu de aantallen afgravingen teruglopen en afgravingen verlanden of voor "milieu" en recreatie vriendelijker afgewerkt worden (schuine taluds en beschoeiingen) neemt het areaal vervangend potentieel broedhabitat af. Het is onduidelijk of broedhabitat op dit moment een "bottle-neck" is; op sommige plaatsen langs de rivieren lijkt dit echter wel het geval te zijn. De toename in Nederland van de oeverzwaluw in 1987 en 1988 vond namelijk praktisch uitsluitend plaats in depots, en niet in afgravingen. Het absolute aantal in natuurlijk afkalvende oevers liep zelfs terug.

Heden ten dage worden ook kunstmatige wanden aangelegd. Deze worden echter meestal pas na enige tijd gekoloniseerd, want de oeverzwaluw kent een grote mate van kolonietrouw. Kolonisatie van nieuwe wanden vindt pas plaats als bestaande kolonies in de buurt overbezet zijn of op de een of andere manier worden verstoord of verwoest.

Huidige toestand. In 1987 hebben ongeveer 5800 paar en in 1988 circa 7700 paar in Nederland gebroed. In 1987 broedde ongeveer 8%, in 1988 ongeveer 5% van de kolonies in natuurlijke oevers van kanalen, rivieren en beken. Van de ongeveer 2450 broedparen langs de rivieren in 1988 broedde dan ook het overgrote deel in afgravingen en depots.

Streefbeeld. De streefbeeldwaarde is enigszins arbitrair gesteld op 80% van de referentie.

Referentiebeeld: minimaal 10.000 broedparen langs de rivieren.
Huidige toestand: ca. 2450 broedparen langs de rivieren (= 24% van de referentie).
Streefbeeld: 80% (?) van de referentie.

<u>Geraadpleegde literatuur</u>: Bauer et al. (1969); van den Bergh et al. (1979); Brouwer et al. (1985); Cramp (1988); Cramp & Simmons (1977); Cramp & Simmons (1980); Ganzevles et al. (1985); Gerritsen & Lok (1986); Gerritsen et al. (1987); Glutz von Blotzheim et al. (1973); Lebret (1979); Leys (1987); Saris & Siertsema (1987); de Soet (1976); SOVON (1987).

<u>Geraadpleegde personen</u>: Ron Mes en Theo Boudewijn (Ecoland), Gerrit Gerritsen (Prov. Overijssel), Frans Schepers (Prov. Limburg), Leo van den Bergh en Herman Leys (RIN).

2.3.8. Zoogdieren

OTTER (Lutra lutra)

Referentiebeeld. Hoewel exacte cijfers ontbreken, moeten er in het rivierengebied oorspronkelijk ongeveer 50 otters hebben geleefd. Een kampioen-ottervanger ving in heel z'n leven een honderdtal otters, wat een indruk geeft van de omvang van de toenmalige otterpopulatie in Nederland (pers. med. S. Broekhuizen).

Huidige toestand. De otter is langs de rivieren thans verdwenen. Mogelijk dat de otter nog voorkomt in de Biesbosch.

De otter stelt de volgende biotoop-eisen:

- Een goede waterkwaliteit (met name de verontreiniging met PCB's is nog te ernstig voor het voortbestaan van een zichzelf in stand houdende otterpopulatie).
- Geïsoleerde, rustige gebieden voor nestgelegenheid, met zowel water als terrein-gedeelten boven hoogwater; bij hoogwater moet binnendijks gebied met wateren (bijv. kleiputten) toegankelijk zijn.
- Een infrastructuur van natte zones met voldoende dekking en goede toegankelijkheid (de huidige uiterwaarden zijn nu te open).

Streefbeeld. Goede waterkwaliteit, geschikt biotoop en een goede ecologische infrastructuur zijn vereisten, wil herintroductie van de otter kans van slagen hebben. Een streefbeeld van 80% van de referentiebeeldwaarde lijkt in dat geval in de toekomst haalbaar. Deze waarde kan nog aangescherpt worden aan de hand van de minimum-populatiegrootte.

Referentiebeeld: ca. 50 otters in het rivierengebied.
Huidige toestand: Langs de rivieren verdwenen (= 0% van de referentie).
Streefbeeld: 80% van de referentie.

DAS (Meles meles)

De das is het grootste in Nederland levende landroofdier. Deze holbewonende marterachtige leeft bij voorkeur in een kleinschalig landschap met afwisselende natuur- en cultuurelementen. Vooral het voorkomen van niveauverschillen (steilranden, dijken, rivierduinen) en veel lijnelementen (heggen, houtwallen) maken een gebied aantrekkelijk voor de das. Het is een mobiel dier, dat op zijn - overwegend nachtelijke - voedseltochten vaak grote afstanden aflegt. Zijn looproutes volgen in veel gevallen de genoemde, beschutting biedende lijnelementen.

De das foerageert vooral op voedselrijke, vochtige graslanden. Regenwormen kunnen tot 75% van het voedselpakket van deze omnivoor uitmaken. Het foerageergebied kan meer dan 100 ha rondom een dasseburcht beslaan.

De zelfgegraven burcht waarin de das woont, bevindt zich op hogere, droge gronden, bij voorkeur op een helling met voldoende dekking.

In Nederland was (en is) het biotoop van de das, dat wil zeggen de combinatie reliëf, droog en vochtig, met name in rivier- en beekdalen aan te treffen. Daarom zijn de hogere pleistocene gronden langs de uiterwaarden altijd al een belangrijk leefgebied voor de das in Nederland geweest. Met name komen dassen veel voor langs de Maas in oostelijk Noord-Brabant en noord Limburg en daarnaast op de overgang van de Veluwe naar de Neder-Rijn en IJssel.

Referentiebeeld. Sinds 1900 is de das in Nederland sterk achteruit gegaan. Rond de eeuwwisseling kwamen er in Nederland naar schatting (gebaseerd op het aantal burchten) enige tienduizenden dassen voor, waarvan de helft tot drie kwart langs rivieren en in beekdalen. In 1960 werd het aantal dassen geschat op 2200 exemplaren (900 belopen burchten), waarvan ongeveer 1000 stuks was aangewezen op de uiterwaarden als foerageergebied (pers. med. J. Dirkmaat).

Huidige toestand. In 1980 was het aantal dassen teruggelopen tot 1400 exemplaren (560 belopen burchten), waarvan zo'n 700 in het rivierengebied. Momenteel komen in Nederland nog ongeveer 1200 dassen voor, waarvan circa 500 langs de rivieren (NMF, 1987; pers. med. J. Dirkmaat).

De achteruitgang van de das is te wijten aan de volgende bedreigingen:

- Verontreiniging van de uiterwaarden (slechts 10% van de wijfjes reproduceert succesvol, wat waarschijnlijk te wijten is aan de hoge cadmium- en PCB-belasting die de dassen met 't voedsel (met name via de regenwormen) binnen krijgen).
- Biotoopverlies (ontgronding, ruilverkaveling, verdwijnen heggen-landschap, wegaanleg).
- Intensivering van de landbouw (bemesting, maïsteelt, bestrijdingsmiddelen).
- Versnippering (door wegen, kanalen, scheiden van populaties zodat gevaar voor inteelt dreigt).
- Verkeer (aanrijding).
- Verstoring (recreatie).

Streefbeeld. Tussen 1900 en 1960 is er op infrastructureel gebied in en om de uiterwaarden het nodige veranderd (men denke bijvoorbeeld aan nieuwbouwwijken, aan de andere inrichting van de uiterwaarden ten bate van de landbouw en aan de uitbreiding van het wegennet). Daarom is voor de das de populatieomvang in het rivierengebied rond 1960 (ca. 1000 exemplaren) als streefbeeld gekozen.

Om de verdere teruggang of zelfs het uitsterven van de das in het rivierengebied te voorkomen is allereerst verbetering van water- en (uiterwaard)bodemkwaliteit noodzakelijk en dient het huidige biotoop ook anderszins niet verder aangetast te worden.

Indien daarnaast in en om de uiterwaarden het biotoop wordt uitgebreid (beschutte, sappige weilanden; hoge, droge gronden die ook bij hoogwater droog blijven; hagen of ruige randen) en een goede ecologische infrastructuur gecreëerd wordt die migratie mogelijk maakt, is op lange termijn zeker een verdubbeling van de huidige populatieomvang tot het streefbeeld te verwachten. Wel zal op bepaalde plaatsen waar de das nu verdwenen is, herintroductie moeten plaatsvinden (pers. med. J. Dirkmaat).

Referentiebeeld: ca. 5000 dassen in het rivierengebied.
Huidige toestand: ca. 500 dassen in het rivierengebied (= 10% van de referentie).
Streefbeeld: ca. 1000 dassen in het rivierengebied (= 20% van de referentie).

Geraadpleegde literatuur: NMF (1987). Zie voor referenties hoofdstuk 6.

Geraadpleegde personen: Sim Broekhuizen (RIN); Jaap Dirkmaat (Vereniging Das en Boom).

2.4. HUIDIGE ECOLOGISCHE TOESTAND VERSUS REFERENTIEBEELD

Vergelijkt men de huidige waarden van de doelvariabelen met de referentiebeeldwaarden (zie tabel 2.3 en figuur 2.1), dan blijkt overduidelijk dat het ecosysteem in het rivierengebied ernstig is verstoord. Momenteel resteert slechts ca. 20% van de waarden van de doelvariabelen in het referentiebeeld (= 100%). De menselijke activiteit sinds de eeuwwisseling heeft geleid tot een geweldige verarming van flora, fauna en landschapscomponenten. Veel biotooptypen zijn dusdanig aangetast, gereduceerd en/of versnipperd dat de doelvariabelen die aan die biotopen zijn gebonden, niet of nauwelijks meer voorkomen. Met name geldt dit voor:

- riviertrekvissen (zalm, steur, fint) en echte riviervissen (barbeel);
- macrofaunasoorten (oeveraas, Microtendipes, erwtemossel) en waterplanten (rivierfonteinkruid) die typisch zijn voor rivieren;
- organismen die gebonden zijn aan vochtige, frequent geïnundeerde uiterwaarden met grasland (kwartelkoning, Engelse alant) of ooibos (aalscholver, kwak);
- soorten van het zoetwatergetijdegebied (driekantige bies);
- flora van droge stroomdalgraslanden (veldsalie);
- (top)predatoren (otter, das, kwak, aalscholver).

Slechts twee doelvariabelen zijn sterk toegenomen (fytoplankton en kuifeend). Van plagen lijkt daarbij echter geen sprake. De toename van het fytoplanktongehalte moet wel gezien worden als een indicatie dat met name de nutriëntengehalten hoger zijn dan gewenst. In stagnante wateren en in zee vormen algen onder omstandigheden wel een plaag.

Als belangrijkste oorzaken voor de verarming en verstoring zijn aan te merken:

- regulatie, kanalisatie, normalisatie en bochtafsnijding hebben geleid tot een 'gestroomlijnd' stroombed met eenvormig substraat, sterke stroming en tamelijk uniforme diepte;
- grotere scheepvaartinvloed (o.a. golfaanval);
- slechte water- en slibkwaliteit (toxische stoffen, hoog zoutgehalte (Rijn), (te) veel voedingsstoffen, organische belasting);
- intensivering van de landbouw (grootschaliger, ander overstromingsregime uiterwaarden, uniformering landinrichting, meer bemesting, bestrijdingsmiddelen, hoge veebezetting, ontwatering);
- milieuonvriendelijke dijkverzwaring;
- barrières en versnippering (stuwen, wegen etc.).

Realisatie van het (voorlopige) sectorale streefbeeld zou leiden tot een herstel tot op ca. 80% van de referentiebeeldwaarde.

Tabel 2.3. De scores van de doelvariabelen in het referentiebeeld, de huidige toestand en het sectorale streefbeeld

Doelvariabele	Referentiebeeld	Huidige situatie %	Streefbeeld(1) %
Nat. geïnund. uiterw. Rijn	27.927 ha	25	70**
Milieuvr. oevers	1092 km	28	75*
Nevengeul	15 km	3	100
Ooibos	3650 ha	26	200**
Rivierfonteinkruid	20X huidige areaal	5	100
Driekantige bies	130 km^2 zoetwat. get. geb.	3	60*
Watergentiaan	Presentie 90%	35	100
Veldsalie	10X huidige populatie	10	80*
Engelse alant	2,5X huidige populatie	40	100
Fytoplankton	5-8 µg chlorofyl-a/l	1000	500*
Microtendipes	1000 ex./m^2 gesch. substr.	10	100
Hydropsyche	200-400 ex./m^2 ,, ,,	50	100
Cricotopus	20.000 ex./m^2 ,, ,,	100	100
Oeveraas	(plaatselijk) zeer groot(2)	0	50?
Erwtemossel	5000 ex./m^2 ,, ,,	10	100
Brasem	? (3)	100	100
Barbeel	20-30 ton/jaar	3	75*
Steur	500-1500 gevangen ex.	0	50?
Zalm	30.000 stuks	0	50?
Fint	100.000 stuks	1	75*
Kwak	100 broedparen	5	100
Kuifeend	10.000 overwinteraars	200	400**
Aalscholver	> 2000 broedparen	25	100
Oeverzwaluw	10.000 broedparen	24	80*
Kwartelkoning	1500 roepende mannetjes	10	80*
Otter	50 stuks	0	80*
Das	5000 stuks	10	20**
Gesommeerd resultaat (4) t.o.v. referentie (=2700%)		23	83

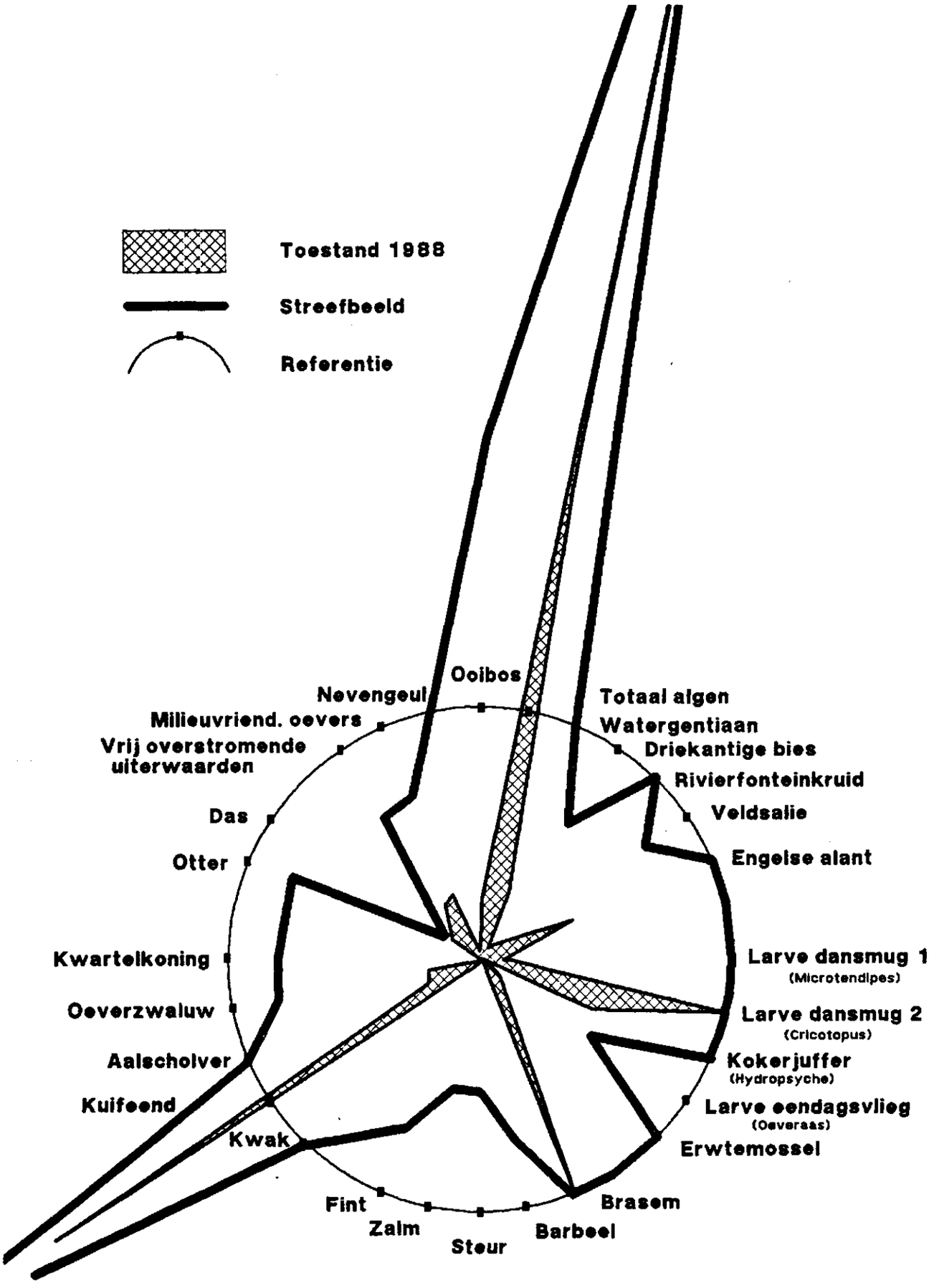
(1) Code bij streefbeeld-percentage: Geen code: streefbeeld wijkt niet van referentie af; **: streefbeeld wijkt af, maar is redelijk tot goed onderbouwd; *: streefbeeld moet beter onderbouwd worden; ?: streefbeeld arbitrair, d.w.z. het is vooralsnog onduidelijk of de voorwaarden voor terugkeer kunnen worden geschapen.

(2) Dichtheid in referentieperiode onbekend, maar moet (plaatselijk) groot geweest zijn.

(3) Dichtheid in referentieperiode zowel als huidige situatie onbekend.

(4) Som scores afzonderlijke doelvariabelen, gedeeld door 27. 'Berekening' score doelvariabele:

1. Als % ≤ 100%, dan score = %;
2. Als 100% < % ≤ 200%, dan score = 200 - %;
3. Als % > 200% dan score = 0, tenzij streefbeeld > referentiebeeld, in welk geval:
   a) als 100% < % ≤ streefbeeld%, dan score = 100;
   b) als streefbeeld% < % ≤ (streefbeeld% + 100%), dan score = 100% - (% - streefbeeld%);
   c) als % > (streefbeeld% + 100%), dan score = 0.



Figuur 2.1. Huidige ecologische toestand en voorlopig streefbeeld als percentage van de referentiebeeldwaarde (referentie = 100% = cirkel)

3. SCHATTING VAN ECOLOGISCHE EFFECTEN VAN MAATREGELEN

3.1. INLEIDING

In 'Deel 1: De grote rivieren' van de nota 'Natuur: Zoete wateren' (Rijkswaterstaat, 1990) zijn na een knelpuntenanalyse van de huidige ecologische toestand emissiereductie- en inrichtingsmaatregelen geformuleerd voor het rivierengebied. Deze zijn opgenomen in bijlage 1. Er is onderscheid gemaakt in maatregelen die op korte termijn (1995) en op lange termijn (2015) kunnen worden getroffen. De maatregelen zijn zoveel mogelijk uitgedrukt in kwantitatieve grootheden. Hierdoor is het vervolgens mogelijk het effect van de maatregelen kwantitatief tot uiting te laten komen door te schatten welk effect zij hebben op de doelvariabelen. Daartoe wordt in dit hoofdstuk een poging ondernomen.

Benadrukt moet worden dat het hier gaat om een eerste vingeroefening. De schattingen zijn semi-kwantitatief van aard en veelal gebaseerd op het oordeel van de samenstellers van de nota en een beperkt aantal deskundigen.

In paragraaf 3.2.1 worden de maatregelen tot 4 maatregelenpakketten ('scenario's') gebundeld. In paragraaf 3.2.2 wordt nader op de schattingsmethodiek ingegaan. In paragraaf 3.3 worden de resultaten van de schatting van de effecten van de maatregelenpakketten op de doelvariabelen voor zover als mogelijk gemotiveerd. In paragraaf 3.4 worden de resultaten die de pakketten naar schatting opleveren met elkaar vergeleken.

3.2. WERKWIJZE

3.2.1. Samenstelling van de maatregelenpakketten

De maatregelen zijn tot vier maatregelenpakketten gebundeld:

- pakket KORTE TERMIJN (KT): alle maatregelen voor de KORTE TERMIJN (1995) zoals die in bijlage 1 zijn geformuleerd (d.w.z. 50% emissie-reductie plus een beperkt pakket inrichtingsmaatregelen, ongeveer overeenkomend met de concrete maatregelen die in de derde Nota waterhuishouding worden genoemd).

- pakket LANGE TERMIJN (LT): alle maatregelen voor de KORTE (1995) en LANGE TERMIJN (2015) zoals geformuleerd in bijlage 1 (d.w.z. 90% emissie-reductie plus een uitgebreid pakket inrichtingsmaatregelen).

- pakket WATERKWALITEIT (WK): alléén de waterkwaliteitsmaatregelen zoals die in bijlage 1 punt 9 onder LANGE TERMIJN zijn geformuleerd (d.w.z. 90% emissie-reductie).

- pakket INRICHTING (INR): alle maatregelen zoals die in bijlage 1 voor de KORTE en LANGE TERMIJN zijn geformuleerd, behalve de maatregelen op het gebied van de waterkwaliteit (d.w.z. een uitgebreid pakket inrichtingsmaatregelen zonder emissiereductie).

Tabel 3.1 geeft een beknopte samenvatting van de maatregelen, de pakketten en de bijbehorende kwantiteiten.

Tabel 3.1. Samenvatting van de maatregelen en omvang van de maatregelenpakketten voor de korte termijn (1995; **KT**) en de uitbreiding daarvan op de lange termijn (2015; **LT**). Pakket **WK** is gelijk aan maatregel nr. 9 in pakket **LT**; pakket **INR** is gelijk aan pakket **LT** zonder maatregel nr. 9.

Nr.	Maatregel	Omvang pakket **KT**	Omvang pakket **LT** = pakket **KT** plus
1	Nevengeulaanleg	2 km proefgeul	15 km
2	Milieuvriendelijke oevers	5 km milieuvr. verdedigen; op meer plaatsen erosie toestaan	20 km onvriendelijk door vriendelijk vervangen
3	Rivierduinontwikkeling	Overal toestaan	Overal toestaan
4	Stuwbeheer Grensmaas	Aanpassen	
5	Stuwbeheer Nederrijn	Debiet van 25 naar 50 m^3/s	
6	Wateronttrekkingen	Geen toename	Beperken onttrekkingen met 20%
7	Nat. geïnund. uiterw.	2600 ha extra (proefgebieden)	10.000 ha extra
8	Open Haringvliet	Plan	Realisatie
9	Waterkwaliteit	50% emissiereductie	90% emissiereductie
10	Vispassages	Zie Bijlage 1	Alles passeerbaar
11	Bosontwikkeling	1400 ha extra	Ca. 5000 ha extra (totaal 7300 ha)
12	Ontgrondingen	10 'gaten' aanpassen	Rest aanpassen
13	Versnippering autoweg.	Nieuwe voorkomen	Dassen- en paddentunnels waar nodig
14	Extensivering landbouw	1500 ha extensivering (inclusief Maas, exclusief proefgebieden maatregel 7)	30.000 ha: extensivering van alle landbouwgronden
15	Extensivering recreatie	Geen uitbreiding buitendijks	Verplaatsen naar binnendijks
16	Milieuvriendelijk dijkonderhoud	Overal	Overal

3.2.2. Schatting van de respons van de doelvariabelen

In het simpele geval dat sprake is van één maatregel (MR1) en één doelvariabele (DVa) is de maatregel-ecologisch-effect-relatie als volgt te formaliseren:

Ecologisch effect (MR1,DVa)

= Respons (DVa,MR1)

= responscoëfficiënt (a,1) * omvang maatregel(1)

De coëfficiënt geeft aan of de maatregel per eenheid van omvang een grote/kleine positieve/negatieve invloed heeft op de doelvariabele.

In tabel 3.2 zijn voor de maatregel-doelvariabele-paren de schattingen van deze coëfficiënten weergegeven. Er is rekening gehouden met mogelijke indirecte effecten van de maatregelen. Bijvoorbeeld 'bosontwikkeling' zal ter compensatie van de verhoogde stromingsweerstand gepaard dienen te gaan van ontgrondingen. 'Bosontwikkeling' heeft daardoor ook positieve invloed op (bepaalde) aquatische organismen.

Tabel 3.2. Invloed van de afzonderlijke maatregelen op de doelvariabelen (zie paragraaf 3.2 voor nadere uitleg). Voor de maatregelnummers zij verwezen naar tabel 3.1.

0: geen relatie of niet van toepassing; ?: effect niet te overzien; *: effect rechtstreeks afleidbaar; **: idem, maar belangrijker; **: rechtstreeks verband (100%) tussen maatregel en effect; -: negatief effect; +: (indirect) positief effect; ++: positief tot zeer positief effect; +++: uiterst positief effect; +++: wezenlijke of essentiële bijdrage (sleutelfactor); +/- en 0/-: uitwerking positief of nihil dan wel negatief, afhankelijk van o.a. lokatie, mate van toepassing, combinatie met andere maatregelen.

	Maatregelen															
Doelvariabele	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Nat. geïnund. uiterw.	*	0	0	0	+?	++	**	?	0	0	0	0	0	*	0	0
Milieuvr. oevers	**	**	**	+	0?	+	**	?	++	0	?	+	0	+++	+++	0
Nevengeul	**	0	0	+	++	+	*	?	0	0	?	0	0	0	+/0	0
Ooibos	+	+++	+++	+	+	++	+++	?	++	0	**	+	++	+++	0/+	0
Rivierfonteinkruid	+++	+++	0	+	+	+++	+	?	+++	0	0/+	+++	0	+	+	0
Driekantige bies	0	+++	0	0	0	0	0	+++	+++	0	0	0	0	+	+	0
Watergentiaan	+++	+++	0	+	+	++	+/-	?	+++	0	+/-	+++	0	+++	+	0
Veldsalie	+/-	+	+++	0	0/-	0	0/-	?	0/+	0	+/-	+++	0	+++	+	+++
Engelse alant	+++	+++	+++	0	+	+++	+++	?	+	0	+/-	+++	0	+++	+	+
Fytoplankton	+/-	+	0	+	+++	+++	-	?	+++	0	+	+	0	+++	0	0
Microtendipes	+++	+++	0	+++	+++	+++	+	?	+++	+	0/+	0/+	0	+	+	0
Hydropsyche	+++	+++	0	+++	+++	+++	+	?	+++	+	0/+	0/+	0	+	+	0
Cricotopus	+++	+++	0	+++	+++	+++	+	?	+++	+	0/+	0/+	0	+	+	0
Oeveraas	+++	+++	0	++	+++	+++	+	?	+++	+	0/+	0	0	+	+	0
Erwtemossel	+++	+++	0	+++	+++	+++	+	?	+++	+	0/+	0/+	0	+	+	0
Brasem	+	+	0	+	+++	+	+	?	+++	+	+++	+++	0	+	+	0
Barbeel	+++	+++	0	+++	+++	+++	+	?	+++	+++	0/+	0/+	0	+	+	0
Steur	+++	+++	0	+	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	0	+	+	0
Zalm	+++	+++	0	+++	+++	+++	+	+++	+++	+++	0/+	0/+	0	+	+	0
Fint	+++	+++	0	+	+++	+++	+	+++	+++	+++	0/+	0/+	0	+	+	0
Kwak	+++	+++	+	0	+	+	+	?	+++	++	+++	+++	+	+++	+++	+
Kuifeend	+++	++	0	0	+	+	0	?	+++	0	+/-	++	+	+++	+++	0
Aalscholver	+++	+++	+	0	+	+	+	?	+++	++	+++	+++	+	+++	+++	+
Oeverzwaluw	+++	+++	+++	+	0	+	0	?	+	0	+++	+++	+	+++	+++	+
Kwartelkoning	+	+	0	0	+	+	+/-	?	+++	0	+/-	++	+	+++	+++	+
Otter	+++	+++	+++	0	+	++	+/-	?	+++	+	+/-	+++	+++	+++	+++	+++
Das	0	0	+++	0	0	++	+/-	?	+++	0	+/-	+++	+++	+++	+++	+++

De motivering voor de maatregel-respons-relaties is in veel gevallen terug te vinden in paragraaf 2.3.

De kwalitatieve relaties in tabel 3.2 zijn in paragraaf 3.3 gebruikt als hulpmiddel bij het schatten van de respons van de doelvariabelen op de maatregelenpakketten die in paragraaf 3.2.1 zijn beschreven. Uitgaande van de huidige toestand (in % van de

referentie) is geschat welk percentage de doelvariabelen na uitvoering van de maatregelenpakketten zullen hebben bereikt in een tijdsbestek van enige decennia (2020) en drie-kwart eeuw (2070). Bij de schatting is o.a. het volgende aangenomen:

1. Indien een maatregel(en)pakket een beperkende factor elimineert, neemt de desbetreffende doelvariabele toe, totdat een volgende factor limiterend wordt.
2. De juiste maatregelen worden genomen op de juiste plaats, zodat deze de diversiteit bevorderen. De maatregel ooibos-ontwikkeling bijvoorbeeld is dus niet geïnterpreteerd als 'de uiterwaarden vol zetten met bomen', maar als het creëren van (de randvoorwaarden voor de ontwikkeling van) een divers uiterwaardlandschap met bos, ruigtes, grazige stukken, moerasachtige zones, poelen, hoge droge delen enz..
3. Het uitblijven van emissie-reducties brengt - zeker op den duur (na 2020) - een verdergaande vergiftiging van het milieu met zich mee ('autonome ontwikkeling').
   Het uitblijven van inrichtingsmaatregelen betekent in een aantal gevallen dat de ruimte die de natuur ter beschikking staat, afneemt ('autonome ontwikkeling').

De schattingen zijn gebaseerd op het oordeel van een (beperkt) aantal deskundigen die aan deze nota hebben meegewerkt. De resultaten zijn in paragraaf 3.4 weergegeven in tabel 3.3 en (gedeeltelijk) in de amoebefiguren 3.1-3.5.

De **tendenties** (toe- of afname) kunnen in de meeste gevallen worden gemotiveerd, de 'exacte' percentages niet. **De percentages in tabel 3.3 dienen dan ook als indicatieve waarden te worden beschouwd.**

3.3. RESPONS VAN DE DOELVARIABELEN OP DE MAATREGELENPAKKETTEN

3.3.1. Landschapscomponenten

MILIEUVRIENDELIJKE OEVERS

Bij realisatie van pakket **KT** zal het percentage onverdedigde oevers nog afnemen als gevolg van de 'autonome ontwikkeling'. Daar echter 5 km milieuvriendelijk verdedigd wordt, zal het percentage milieuvriendelijke oever niet afnemen. Het zal eerder toenemen doordat enige (experimentele) nevengeulen gegraven of strangen aangesloten worden (2 km lang, d.w.z. 4 km oever extra: (304+4+5)/1092= ca. 30%).

Bij uitvoering van pakketten **LT** en **INR** neemt het percentage milieuvriendelijk oevers toe omdat:

1. circa 20 km onvriendelijke verdedigingen door milieuvriendelijke wordt vervangen (bijvoorbeeld weghalen van stortsteen, aanpassen van kribben);
2. nevengeulen gegraven worden (15 km, d.w.z. 30 km oever);
3. op meer plaatsen, waar nu milieuonvriendelijk is verdedigd, erosie en rivierduinontwikkeling wordt getolereerd (geschat op ca. 30-40 km);
4. in de loop van de tijd 'oeververvangende habitats' ontstaan in extensief beheerde uiterwaarden, vooral die zonder zomerkade en waar ontgrondingen plaatsvinden (geschat op 25-40 km).

In totaal (304+4+5+20+30(40)+25(40)/1092= ca. 35% in 2020 en ca. 40% in 2070.

Bij pakket **WK** zal, omdat milieuONvriendelijk verdedigd wordt, de lengte milieuvriendelijke oever afnemen (afname geschat op 35 km in de eerste 10 jaar, d.w.z. een afname t.o.v. de referentie van ca. 3% in 2020; in 2070 is nog 20-0% van de referentie over).

UITERWAARDEN MET NATUURLIJK OVERSTROMINGSREGIME

Het effect van de maatregelen volgt rechtstreeks uit de pakketten:

KT = (6908+2600)/20.000= ca. 48%
LT en **INR** = (6908+2600+10.000)/20.000= ca. 100%

NEVENGEULEN

Het effect van de maatregelen volgt rechtstreeks uit de pakketten:

KT = (0,5+2)/15= ca. 20%
LT en **INR** = (0,5+2+15)= ca. 100%

OOIBOS

Het effect van de pakketten volgt rechtstreeks uit de waarden die bij de pakketten vermeld zijn:

KT = (960+1400)/7300= ca. 31%
LT en **INR** = (960+1400+5000)/7300= ca. 100%

3.3.2. Fytoplankton

Indien riviermorfologische aanpassingen tot een grotere verblijftijd van het water in het systeem leiden, kunnen deze een grotere hoeveelheid fytoplankton met zich meebrengen. De balans tussen produktie en consumptie speelt daarbij echter ook een rol, zodat onduidelijk is wat het netto-resultaat zal zijn.

Waterkwaliteitsverbetering zal een afname van de fytoplankton hoeveelheid tot gevolg hebben 1) indien de concentraties van nutriënten (met name stikstof en fosfaat) zodanig zijn afgenomen, dat deze de beperkende factor worden, en/of 2) indien door lagere gehaltes van toxische stoffen de zoöplankton- en macro-evertebratendichtheden toenemen en daardoor meer fytoplankton wordt geconsumeerd.

KT: als gevolg van de korte-termijn-maatregelen zal de fytoplanktonhoeveelheid niet afnemen.

LT en **WK**: de hoeveelheid fytoplankton zal op de lange termijn afnemen als gevolg van de waterkwaliteitsverbetering, direct als gevolg van een lager nutriëntengehalte en indirect doordat de betere waterkwaliteit een grotere dichtheid van zoöplankton, macro-evertebraten en vis tot gevolg heeft, waardoor meer fytoplankton wordt geconsumeerd. Tevens zal de diversiteit toenemen.

INR: bij dit maatregelenpakket blijft de fytoplanktonhoeveelheid waarschijnlijk van de zelfde orde van grootte als de huidige.

3.3.3. Hogere planten

RIVIERFONTEINKRUID

Deze soort zal toenemen:

- bij waterkwaliteitsverbetering (helderder water, lager zoutgehalte);
- als door milieuvriendelijke oeververdediging en riviermorfologische verbeteringen (nevengeulen) het areaal geschikt biotoop groter wordt.

Maatregelenpakket **LT** leidt tot de beste resultaten, waarbij naar verwachting de morfologische en waterkwantiteits-componenten (**INR**) de belangrijkste zijn (bescherming tegen scheepvaartgolven; geschikt, stabiel substraat). Verslechtering van de waterkwaliteit bij pakket **INR** op lange termijn ('autonome ontwikkeling') doet de aanvankelijk geboekte winst teloorgaan.

WATERGENTIAAN

De invloed die aanpassingen in de inrichting (bij **INR**, **KT** en **LT**) op deze soort hebben, zal afhangen van met name twee factoren.

1) Ter compensatie van ooibosontwikkeling worden (ondiepe) ontgrondingen gepleegd, waardoor watergentiaan meer biotoop ter beschikking krijgt.
2) De grotere invloed van de rivierdynamiek die de uiterwaarden als gevolg van het doorsteken van zomerkades ondervinden. Afhankelijk van de grootte van de toename zijn twee tegenstrijdige gevolgen mogelijk:

a) Wanneer door de genomen maatregelen de rivierdynamiek te grote invloed krijgt, verdwijnt op die plaatsen deze soort.
b) Wanneer de dynamiek enigszins toeneemt, waardoor wateren in de uiterwaard (in het winterseizoen) 'schoon' gespoeld worden (minder organisch materiaal op de bodem; verlanding gestremd), dan heeft dat een positieve uitwerking.

Indien de juiste maatregelen op de juiste plaats genomen worden, zal de balans zeker ten gunste van watergentiaan doorslaan, en is een toename van deze soort te verwachten.

Waterkwaliteitsverbetering alleen (**WK**) zal naar verwachting niet tot uitbreiding van deze soort leiden. In combinatie met de juiste inrichtingsmaatregelen (**LT**) zal betere waterkwaliteit het positieve effect daarvan op den duur versterken.

DRIEKANTIGE BIES

Alleen herstel van het zoetwatergetijdegebied ('open Haringvliet' in pakketten **INR** en **LT**) zal de driekantige biezenpopulatie aldaar op den duur doen toenemen tot een omvang van dezelfde grootte-orde als in de referentieperiode. Water en slib van goede kwaliteit (in **LT**) bevorderen dit proces. Bij pakket **INR** gaat als gevolg van de verslechterende water- en slibkwaliteit de aanvankelijk geboekte toename van deze soort teloor.

Verbetering van alleen de water- en slibkwaliteit (**WK**) zou (in combinatie met juist beheer) de huidige populatieomvang handhaven of iets doen toenemen.

ENGELSE ALANT

Waterkwaliteitsverbetering alleen (**WK**) heeft op deze soort geen invloed.

Nevengeulaanleg, rivierduinontwikkeling, herstel van het natuurlijke overstromingsregime (inundaties buiten het groeiseizoen) en extensivering van de landbouw (minder vee) hebben op korte termijn (**KT**), maar zeker op lange termijn (pakketten **LT** en **INR**) tot gevolg dat Engelse alant zich flink uitbreidt.

VELDSALIE

Waterkwaliteitsverbetering alleen (**WK**) heeft op deze soort geen invloed.

Met name extensivering van de landbouw, milieuvriendelijk dijkonderhoud en uitbreiding van hoogwatervrije terreinen (in combinatie met het juiste graslandbeheer) zullen de aanzet geven tot uitbreiding van veldsalie (pakketten **KT**, **LT** en **INR**).

3.3.4. Macrofauna

DANSMUGLARVEN VAN HET GESLACHT CRICOTOPUS

Riviermorfologische aanpassingen (pakketten **KT**, **LT** en **INR**) zouden er toe kunnen leiden dat meer substraat in de vorm van waterplanten beschikbaar komt. Dit zou de totale biomassa (niet de dichtheid per m^2 substraat) kunnen vergroten en daarmee de

beschikbaarheid van voedsel voor predatoren (vissen, libellelarven, vogels).

Verdere waterkwaliteitsverbetering op zich (**WK**) zal waarschijnlijk geen verdere toename van de dichtheden tot gevolg hebben. Bij pakket **INR** zal de waterkwaliteit verslechteren wegens het uitblijven van emissie-reducties, wat op den duur zal leiden tot een afname van de dichtheden.

DANSMUGLARVEN VAN HET GESLACHT MICROTENDIPES

Waterkwaliteitsverbetering alleen (**WK**) zal op de plaatsen met geschikt substraat leiden tot grotere biomassa c.q. dichtheid.

Riviermorfologische maatregelen (**INR**) die meer geschikt biotoop c.q. substraat opleveren, zullen de totale biomassa in het rivierensysteem alleen aanvankelijk doen toenemen.

Een combinatie van betere waterkwaliteit en aangepaste morfologie (pakketten **KT** en **LT**) zal bij Microtendipes zowel grotere dichtheden als een grotere biomassa in 't hele rivierensysteem te zien geven.

ERWTEMOSSELTJES VAN HET GESLACHT PISIDIUM

Bij erwtemosselen geldt het zelfde als bij Microtendipes. Met name riviermorfologische aanpassingen in combinatie met waterkwaliteitsverbetering (in pakket **LT**) zorgen voor een verbetering.

KOKERJUFFERLARVEN VAN HET GESLACHT HYDROPSYCHE

Verbetering van alleen waterkwaliteit (**WK**) heeft waarschijnlijk iets grotere dichtheden tot gevolg.

Morfologische aanpassingen (**INR**) die de waterplantengroei bevorderen, hebben waarschijnlijk een grotere diversiteit (d.w.z. meer soorten) tot gevolg. Door het grotere oppervlak beschikbaar substraat kan ook de totale biomassa in het systeem toenemen. Indien emissie-reducties uitblijven zal echter op den duur de waterkwaliteit verslechteren en de aanvankelijke toename van deze groep weer teniet worden gedaan.

De combinatie van waterkwaliteitsverbetering en vegetatie bevorderende morfologische maatregelen (**KT**, maar vooral **LT**) zal de beste resultaten opleveren.

De grootte-orde van de dichtheid zal waarschijnlijk niet toenemen.

OEVERAAS

Het valt niet te verwachten dat deze haft(elarve) in de nabije toekomst in de Nederlandse rivieren terugkeert. Deze soort heeft als biotoop een eroderende leemoever c.q. een zich actief verplaatsende geul nodig. Zelfs indien wel geschikt biotoop beschikbaar komt, zouden waarschijnlijk actieve rekolonisatiemaatregelen genomen dienen te worden om deze soort weer inheems te maken. Op de lange termijn biedt pakket **LT** mogelijk vooruitzichten.

3.3.5. Vissen

ZALM

De maatregelen die genomen moeten worden om de zalm terug te krijgen in de stroomgebieden van Rijn en Maas zijn beschreven in paragraaf 2.3.6. Gezien alle obstakels zijn er nog veel onzekerheden met betrekking tot de terugkeer van zichzelfhandhavende zalmpopulaties. Voor een belangrijk deel hangt die af van wat in het buitenland aan inspanning wordt gepleegd met betrekking tot herstel van paaiplaatsen en migratieroutes.

Een aantal maatregelen die in de stroomgebieden werden genomen ten dienste van verschillende toegekende functies (scheepvaart, afvoerregulatie), is bijkans onherroepelijk van karakter. Veel van de noodzakelijk geachte herstelmaatregelen ten behoeve van de terugkeer van de zalm behelzen infrastructurele ingrepen. Bij de Rijn is daarom de verwachting momenteel dat zich in een klein deel van het Rijnstroomgebied een zalmpopulatie zal kunnen vestigen. Daarbij geldt als voorwaarde dat de herstelmaatregelen consequent worden doorgevoerd.

Het is onduidelijk wanneer deze zichzelf instandhoudende zalmpopulatie (dus zonder aanvullende uitzettingen) een feit zal zijn, maar waarschijnlijk is dat pas na 2000 het geval. Hier is (pessimistisch?) geschat dat deze kleine zalmpopulatie pas na 2020 te verwachten is (bij uitvoering van pakket **LT**, aangevuld met de in par. 2.3.6 genoemde maatregelen).

FINT

Herstel van de fintstand is te verwachten indien het Haringvliet 'geopend' wordt, zodat er weer paaibiotoop beschikbaar komt (intergetijdegebied) en de waterkwaliteit is verbeterd (bij uitvoering van maatregelenpakket **LT**).

Waterkwaliteitsverbetering alleen (**WK**) levert geen resultaat op. Het openen van het Haringvliet zonder waterkwaliteitsverbetering (**INR**) geeft waarschijnlijk wel een lichte verbetering van de fintstand te zien, maar een gelijktijdige waterkwaliteitsverbetering (zoals in **LT**) zou dit proces ten sterkste bevorderen.

Als aan deze voorwaarden is voldaan, valt relatief snel resultaat te verwachten, omdat voor de kust nog fint aanwezig is.

STEUR

Voor een terugkeer van de steur zou aan de volgende voorwaarden moeten zijn voldaan:

- betere waterkwaliteit;
- Haringvliet open;
- geschikt paaibiotoop is aanwezig (moerasgebieden van voldoende omvang in verbinding met de rivier, met diepe geulen en kuilen met geschikt eiafzetsubstraat);
- uitzetten;
- overbevissing op zee wordt tegengegaan.

Hoewel maatregelenpakket **LT** een deel van de genoemde voorwaarden realiseert, wordt ook in dat geval terugkeer pas na 2020 verwacht.

BARBEEL

Herstel van de barbeelstand in de Maas wordt bevorderd door:

- waterkwaliteitsverbetering in de Maas;
- het creëren van paai- en opgroeigebieden (rustig stromend water met een grindbodem, luwtes onder water in de Grensmaas);
- de stuwen in de Maas passeerbaar te maken.

Vergelijkbare maatregelen in de Rijntakken (mutatis mutandis) zorgen ook daar voor een betere barbeelstand.

Pakket **LT** biedt de beste perspectieven. Bij **KT** en **WK** blijven het paaibiotoop en de passeerbaarheid van de stuwen, bij **INR** de waterkwaliteit de beperkende factor.

BRASEM

Deze vis zal enerzijds bevoordeeld worden, en dus toenemen, als gevolg van waterkwaliteitsverbetering. Door de waterkwaliteitsverbetering gaat echter het ecosysteem als geheel beter functioneren, waardoor anderzijds de predatiedruk toeneemt en de brasemstand naar verwachting op het huidige peil blijft of afneemt.

3.3.6. Vogels

AALSCHOLVER

De aalscholver zal maximaal toenemen indien:

- de waterkwaliteit verbetert;
- er meer vis beschikbaar komt;
- de hoeveelheid ooibos toeneemt;
- er grote oppervlakten open water voorhanden zijn/komen (ontgrondingen, nevengeulen);
- de soort volledig beschermd blijft.

Bij **INR** blijft de waterkwaliteit beperkend, bij **WK** het broed- en voedselhabitat, zodat in beide gevallen het streefbeeld niet haalbaar is. Een combinatie van waterkwaliteitsmaatregelen en morfologische maatregelen zoals voorzien in pakket **LT** zal mede door het grotere visaanbod het aantal broedparen wel tot het referentieniveau opkrikken.

KWARTELKONING

De kwartelkoning wordt talrijker indien:

- het oppervlak vochtige, kruidenrijke uiterwaardgraslanden toeneemt door bijvoorbeeld inundatie in het voorjaar (buiten het broedseizoen!) en minder ontwatering;
- de(ze) uiterwaarden extensiever beheerd worden (minder vee, minder vaak maaien, minder bemesten).

Alleen maatregelen uit pakketten **INR** en **LT** (met name plaatselijk herstel natuurlijk overstromingsregime en extensivering landbouw) bieden in dit opzicht uitzicht op enige verbetering.

KWAK

Toename van het aantal in Nederland broedende kwakken is te verwachten indien:

wordt uitgebreid (ooibosontwik-
moerasgebieden);
le voedselkwaliteit beter wordt.

meeste kans op succes. Bij **INR**
rkend, bij **WK** het broed- en

1:

(met name driehoeksmosselen).

T, **LT**, **WK** en **INR**) zal de huidige
ntal overwinterende kuifeenden
toename het grootst, omdat dit
ef beste voedselaanbod en -areaal
or rustigere rivierdelen (neven-
creatie rustigere en veiligere
ts creëert.

nden (langs de rivieren) onbezet
rek aan afkalvende oevers (d.w.z.
w een beperkende factor worden.
iteitsverbetering) biedt in dat
rdat de aantallen natuurlijke
men, zal het areaal broedhabitat

wordt op meer plaatsen oevererosie steilranden in stand houdt en
vert). In het kader van pakketten
le uiterwaarden ook compenserende
deze op bepaalde plaatsen met
, zal het broedhabitat zich uit-
wen toenemen.

t P.C.B.-gehalte in water en vis
gskansen van (uitgezette) otters
pakketten die een in dat opzicht
kwaliteitsverbetering met zich
meebrengen (LT en WK) bieden op den duur uitkomst.

Om echter een zichzelf in stand houdende otterpopulatie in het rivierengebied kans van slagen te geven, dient daarnaast ook geschikt biotoop beschikbaar te komen. Pakket **LT** biedt wat dat betreft de beste vooruitzichten (ooibos en ruigte voor dekking;

ondiep open water met begroeide oevers; oeverwallen en andere delen die bij hoogwater droog blijven; een goede ecologische infrastructuur, ook met binnendijks gebied).

DAS

Dassen die nu op de uiterwaarden als foerageergebied zijn aangewezen, worden vermoedelijk ernstig bedreigd door de (te) hoge P.C.B.- en cadmium-belasting. Verbetering van de water- en bodemkwaliteit heeft dus de eerste prioriteit. Pakketten **INR** en **KT** schieten in dat opzicht meer of minder te kort, waardoor de dassenpopulatie verder terugloopt.

Pakket **WK** (alleen rigoreuze waterkwaliteitsverbetering, en daardoor op den duur bodemkwaliteitsverbetering) heeft tot gevolg dat de dassen die op de uiterwaarden als voedselgebied zijn aangewezen, niet uitsterven.

Om een uitbreiding van de dassenstand in het rivierengebied tot streefbeeldniveau te bewerkstelligen, dient echter het biotoopareaal uitgebreid en de ecologische infrastructuur verbeterd te worden. Pakket **LT** biedt daartoe de beste mogelijkheden, mits bij de uitvoering van een aantal daarin opgenomen maatregelen (ooibosontwikkeling; herstel natuurlijk overstromingsregime) rekening wordt gehouden met de biotoopeisen van de das (hoge, droge delen boven hoog water, o.a. voor burchten; sappige wei- en graslanden; heggen of ruigte-zomen).

3.4. VERGELIJKING ECOLOGISCH RENDEMENT PAKKETTEN

De schattingen van de effecten in 2020 en 2070 van de maatregelenpakketten zijn weergegeven in tabel 3.3 en deels ook in de amoebefiguren 3.1-3.5. In tabel 3.3 zijn tevens 'totaal-scores' voor de pakketten opgenomen.

Maatregelenpakket **LT** levert duidelijk betere resultaten op dan pakket **KT**, wat niet verwonderlijk is gezien de veel grotere omvang en reikwijdte van zowel de emissie-reductie- als de inrichtingsmaatregelen in pakket **LT**.

Het omvangrijke maatregelenpakket **INR** (zonder emissie-reducties) levert in den beginne (2020) duidelijk betere resultaten op dan het veel beperktere pakket **WK** met alleen waterkwaliteitsverbeterende maatregelen. Dit is niet verwonderlijk. Pakket **WK** levert alleen verbetering op voor de doelvariabelen die momenteel in eerste instantie worden beperkt door slechte water- en slibkwaliteit. Pakket **INR** heeft ruimtelijk gezien een veel grotere reikwijdte, en heeft in veel gevallen een positieve uitwerking op doelvariabelen waarbij momenteel waterkwaliteit geen of niet de belangrijkste beperkende factor is. Bovendien levert pakket **INR** impliciet ook een bijdrage aan een betere milieukwaliteit. Een vèrgaande extensivering van de landbouw in de uiterwaarden zorgt immers voor een sterke reductie van de belasting met meststoffen en bestrijdingsmiddelen. Op de langere termijn (2070) echter ondervinden veel doelvariabelen die aanvankelijk profiteren van de ruimte (c.q. biotopen) die dankzij pakket **INR** beschikbaar komt, de weerslag van de voortschrijdende water- en milieuverontreiniging ('autonome ontwikkeling').

Het meest uitgebreide pakket **LT** levert uiteraard de beste resultaten op. Het effect van dit pakket, een combinatie van pakketten **WK** en **INR** (met aandacht voor zowel waterkwaliteit als waterkwantiteit, riviermorfologie, inrichting en gebruik van uiterwaarden) zal, gezien de trend tussen 2020 en 2070, op den duur ook groter worden dan de som van die pakketten afzonderlijk. Aandacht voor zowel milieukwaliteit als omvang en inrichting van de biotopen lijkt de beste garantie voor een duurzaam ecosysteem.

Tabel 3.3. De scores van de doelvariabelen in het referentiebeeld, de huidige toestand en het sectorale streefbeeld (als in tabel 2.3) en de geschatte scores in 2020 en 2070 na uitvoering van de maatregelenpakketten. De tendenties (toe- of afname) kunnen in de meeste gevallen worden gemotiveerd, de 'exacte' percentages niet. **De percentages in deze tabel dienen dan ook als semi-kwantitatieve indicaties te worden beschouwd.**

Pakket **KT**: 50% emissiereductie en beperkte inrichting; Pakket **LT**: 90% emissiereductie en uitgebreid inrichtingspakket; Pakket **WK**: 90% emissiereductie zonder inrichting; Pakket **INR**: uitgebreid inrichtingspakket zonder emissiereductie; zie par. 3.2.1 voor een nadere beschrijving van de pakketten.

				Pakket KT		Pakket LT		Pakket WK		Pakket INR	
		Huidige situatie	Streef-beeld(1)	2020	2070	2020	2070	2020	2070	2020	2070
Doelvariabele	Referentiebeeld	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
Nat. geïnund. uiterw. Rijn	27.927 ha	25	70**	34	34	70	70	25	25	70	70
Milieuvr. oevers	1092 km	28	75*	30	30	35	40	25	20	35	40
Nevengeul	15 km	3	100	20	20	100	100	3	3	100	100
Ooibos	3650 ha	26	200**	65	70	200	200	26	26	200	200
Rivierfonteinkruid	20X huidige areaal	5	100	10	15	50	70	10	10	30	20
Driekantige bies	130 km^2 zoetwat. get. geb.	3	60*	3	5	50	50	5	5	50	30
Watergentiaan	Presentie 90%	35	100	35	40	50	90	35	32	45	45
Veldsalie	10X huidige populatie	10	80*	15	20	25	60	10	8	25	60
Engelse alant	2,5X huidige populatie	40	100	50	60	70	90	40	35	70	80
Fytoplankton	5-8 µg chlorofyl-a/l	1000	500*	1000	1000	600	500	600	550	1000	1000
Microtendipes	1000 ex./m^2 gesch. substr.	10	100	25	25	50	70	25	30	30	10
Hydropsyche	200-400 ex./m^2 ,, ,,	50	100	60	60	100	100	65	70	70	55
Cricotopus	20.000 ex./m^2 ,, ,,	100	100	100	100	100	100	100	100	100	80
Oeveraas	(plaatselijk) zeer groot(2)	0	50?	0	0	0	10?	0	0	0	0
Erwtemossel	5000 ex./m^2 ,, ,,	10	100	25	25	50	70	20	25	40	15
Brasem	? (3)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	80
Barbeel	20-30 ton/jaar	3	75*	10	10	20	40	10	15	15	5
Steur	500-1500 gevangen ex.	0	50?	0	0	0	5?	0	0	0	0
Zalm	30.000 stuks	0	50?	0	0	0	5?	0	0	0	0
Fint	100.000 stuks	1	75*	1	1	20	40	1	5	15	10
Kwak	100 broedparen	5	100	10	10	50	60	20	25	30	10
Kuifeend	10.000 overwinteraars	200	400**	250	270	400	400	350	350	300	150
Aalscholver	> 2000 broedparen	25	100	50	50	100	100	75	75	50	30
Oeverzwaluw	10.000 broedparen	24	80*	24	28	35	50	24	24	35	40
Kwartelkoning	1500 roepende mannetjes	10	80*	10	13	20	40	10	10	20	15
Otter	50 stuks	0	80*	0	0	30	50	10	12	0	0
Das	5000 stuks	10	20**	9	8	16	18	10	12	2	1
Gesommeerd resultaat (4) t.o.v. referentie (=2700%)		23	83	29	31	50	64	28	30	42	37

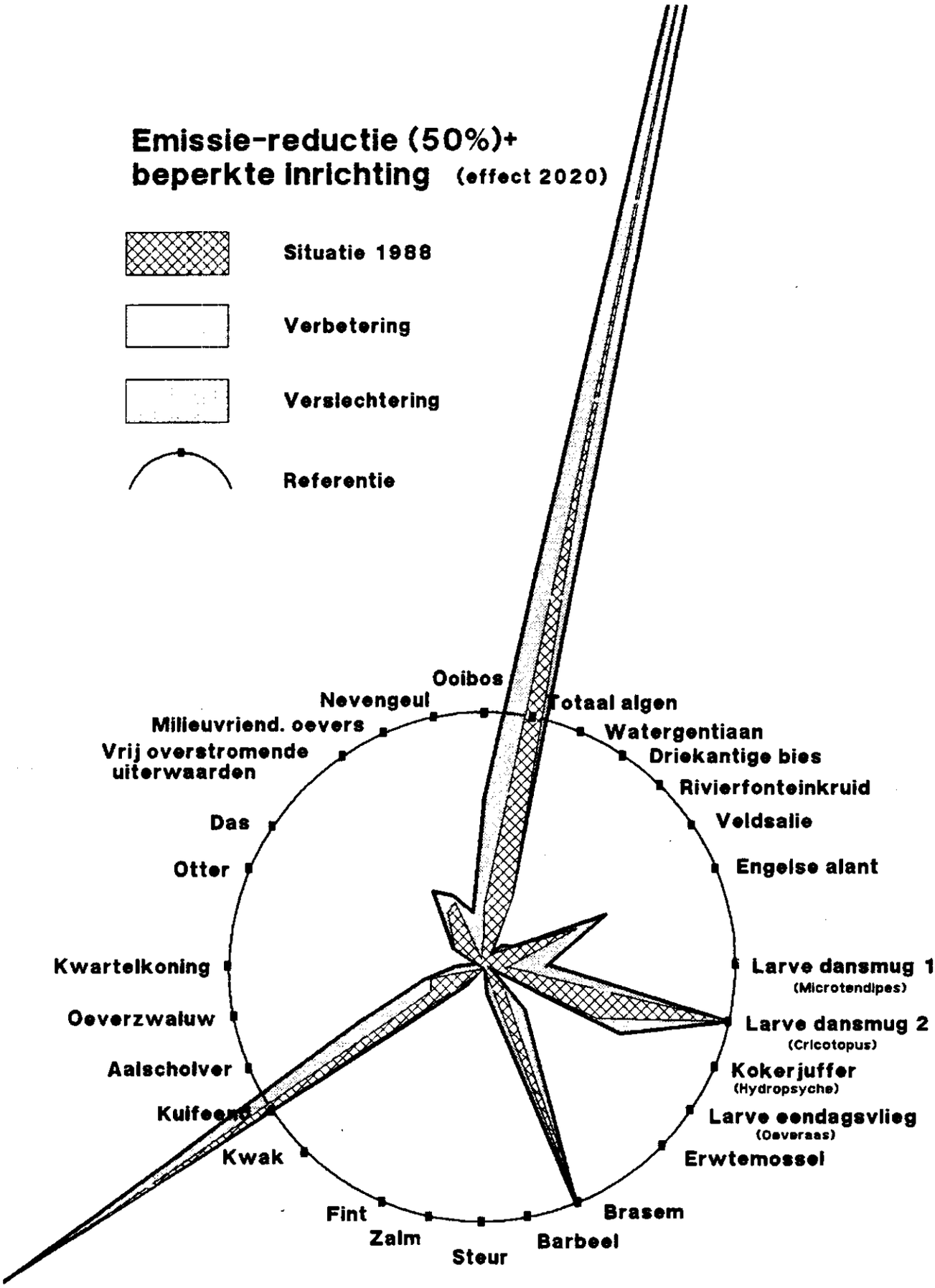
(1) Code bij streefbeeld-percentage: Geen code: streefbeeld wijkt niet van referentie af; **: streefbeeld wijkt af, maar is redelijk tot goed onderbouwd; *: streefbeeld moet beter onderbouwd worden; ?: streefbeeld arbitrair, d.w.z. het is vooralsnog onduidelijk of de voorwaarden voor terugkeer kunnen worden geschapen.

(2) Dichtheid in referentieperiode onbekend, maar moet (plaatselijk) groot geweest zijn.

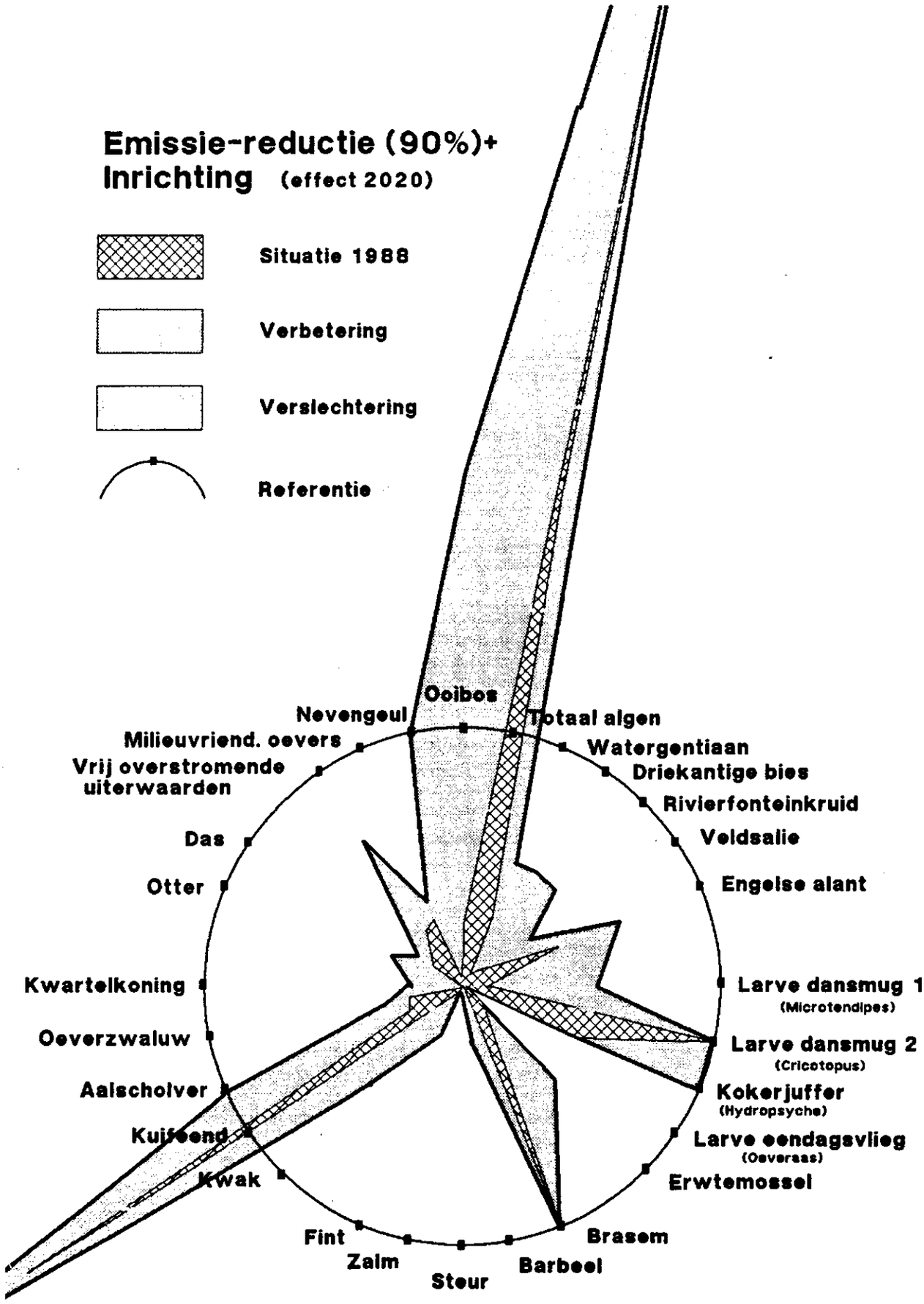
(3) Dichtheid in referentieperiode zowel als huidige situatie onbekend.

(4) Som scores afzonderlijke doelvariabelen, gedeeld door 27. 'Berekening' score doelvariabele:

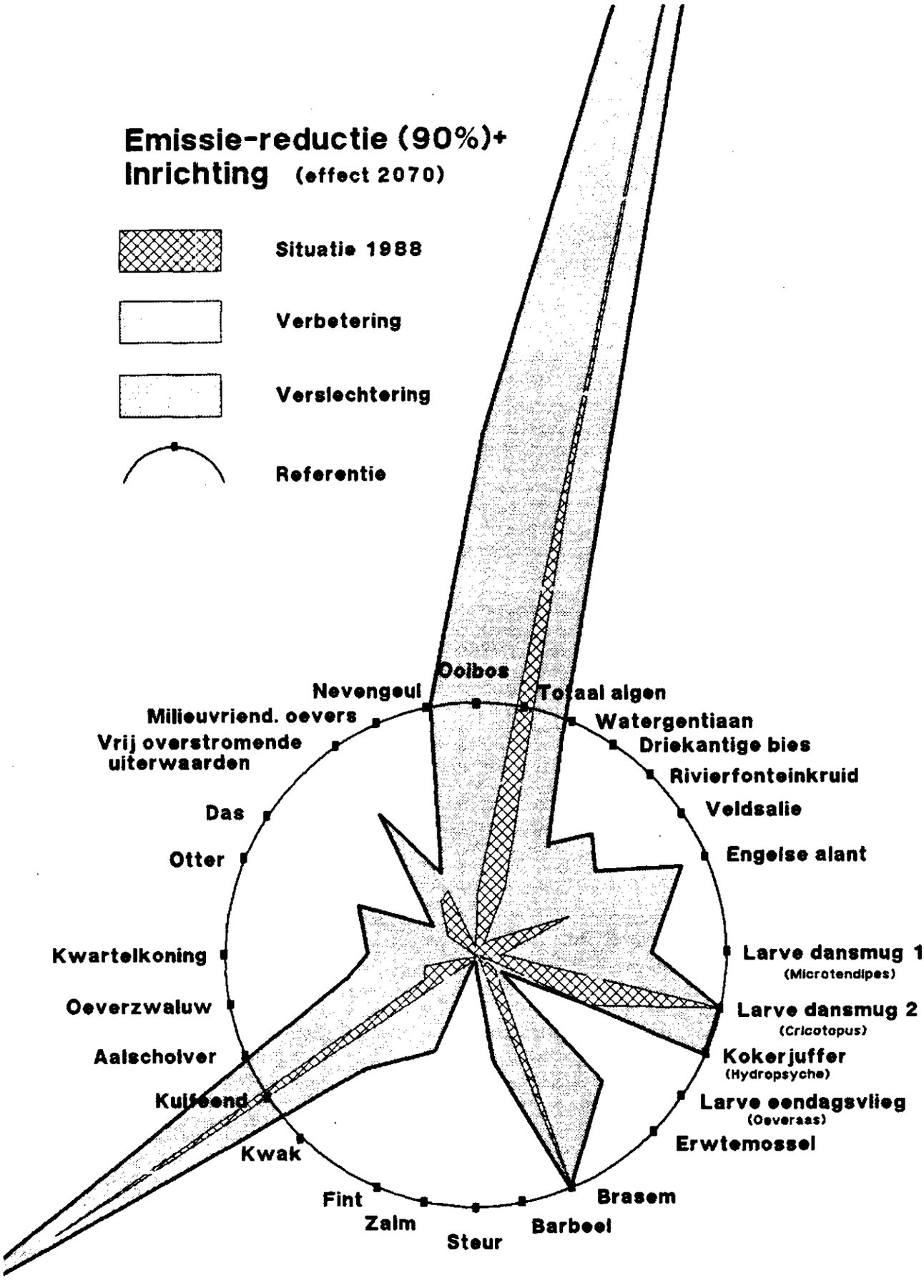
1. Als % ≤ 100%, dan score = %;
2. Als 100% < % ≤ 200%, dan score = 200 - %;
3. Als % > 200% dan score = 0, tenzij streefbeeld > referentiebeeld, in welk geval:
   a) als 100% < % ≤ streefbeeld%, dan score = 100;
   b) als streefbeeld% < % ≤ (streefbeeld% + 100%), dan score = 100% - (% - streefbeeld%);
   c) als % > (streefbeeld% + 100%), dan score = 0.



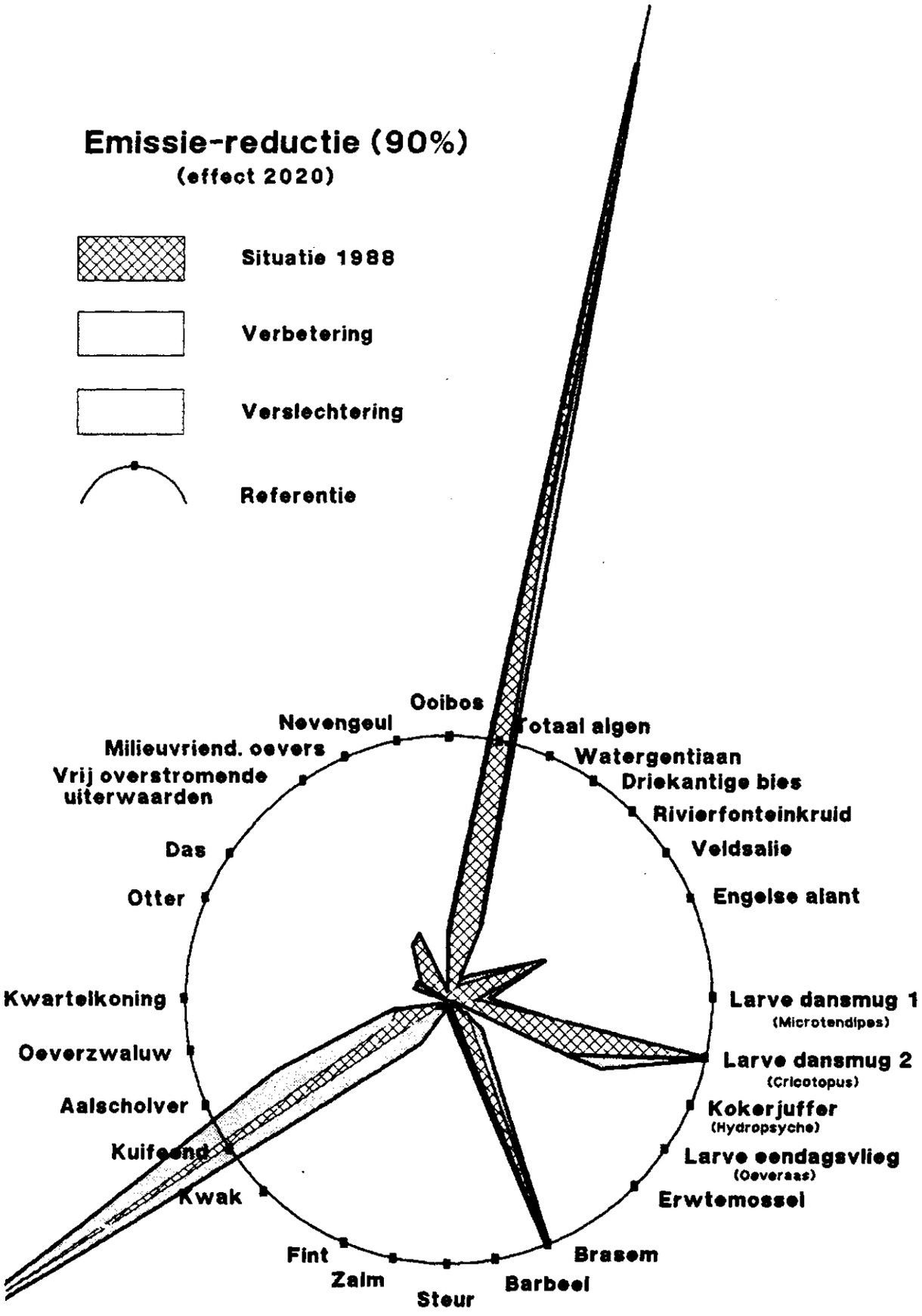
Figuur 3.1. Huidige ecologische toestand en geschatte score van de doelvariabelen in 2020 na uitvoering van maatregelenpakket KT (zie par. 3.2.1 voor het pakket) (referentie = 100% = cirkel)



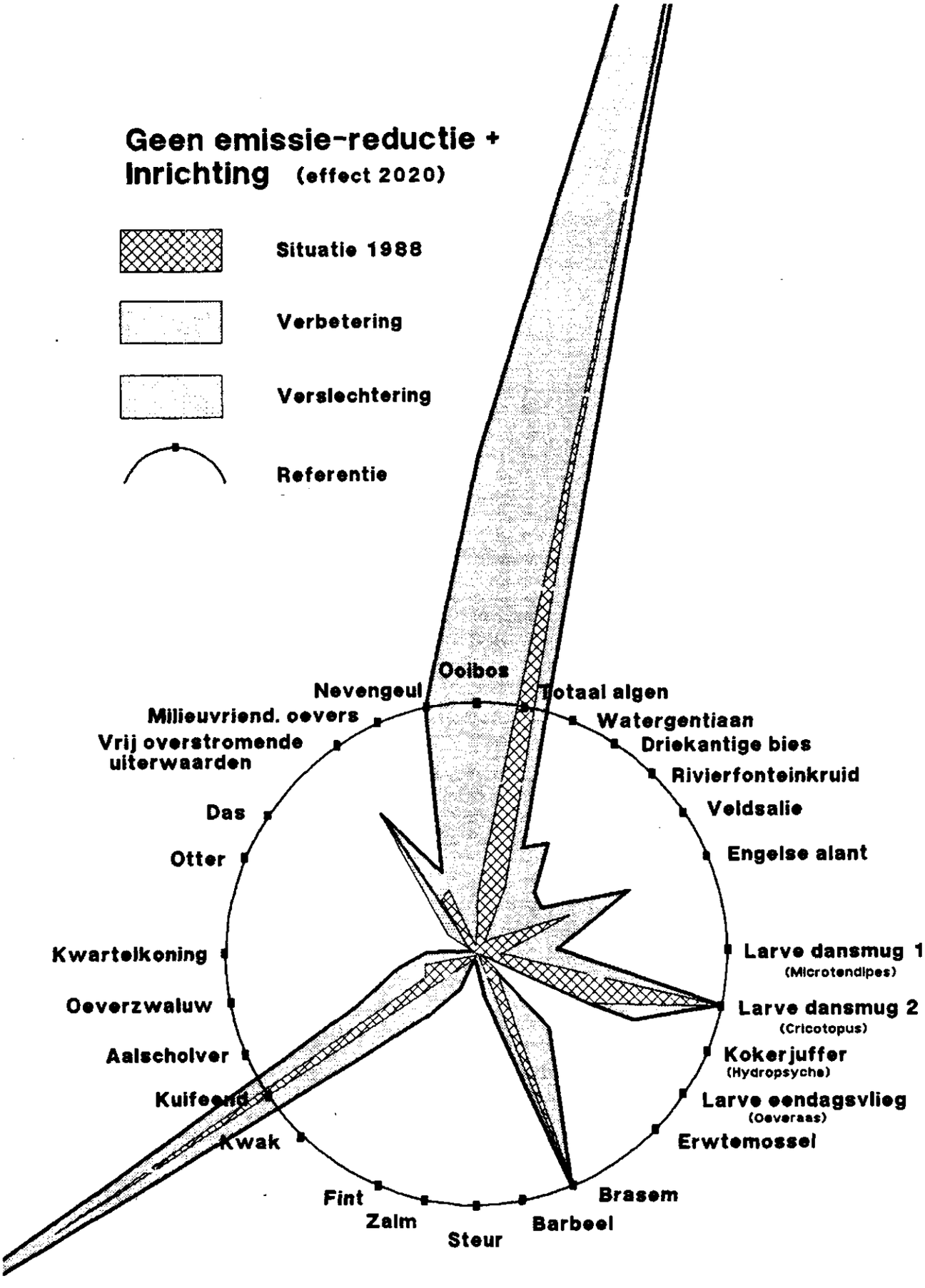
Figuur 3.2. Huidige ecologische toestand en geschatte score van de doelvariabelen in 2020 na uitvoering van maatregelenpakket LT (zie par. 3.2.1 voor het pakket) (referentie = 100% = cirkel)



Figuur 3.3. Huidige ecologische toestand en geschatte score van de doelvariabelen in 2070 na uitvoering van maatregelenpakket LT (zie par. 3.2.1 voor het pakket) (referentie = 100% = cirkel)



Figuur 3.4. Huidige ecologische toestand en geschatte score van de doelvariabelen in 2020 na uitvoering van maatregelenpakket WK (zie par. 3.2.1 voor het pakket) (referentie = 100% = cirkel)



Figuur 3.5. Huidige ecologische toestand en geschatte score van de doelvariabelen in 2020 na uitvoering van maatregelenpakket INR (zie par. 3.2.1 voor het pakket) (referentie = 100% = cirkel)

4. DISCUSSIE EN EVALUATIE

4.1. ECOLOGISCHE DOELSTELLINGEN

Inleiding

In hoofdstuk 2 is de AMOEBE-benadering toegepast op de grote rivieren in Nederland. Aan de hand van 27 geselecteerde doelvariabelen zijn referentiebeeld en huidige ecologische toestand gekwantificeerd en is met het streefbeeld een aanzet gegeven tot het formuleren van ecologische doelstellingen.

In deze paragraaf worden de resultaten en verschillende aspecten van de werkwijze bediscussieerd.

Keuze van de referentie

De gegevens waarop het referentiebeeld is gebaseerd, zijn ontleend aan de periode 1840-1930, een tijdvak waarin het rivierengebied nog niet aan grootschalige verstoring was blootgesteld en waarover nog redelijk wat informatie beschikbaar is. Op zich is het echter niet belangrijk aan welke periode het referentiebeeld ontleend wordt. Relevant is dat het rivierecosysteem dat als referentie wordt gebruikt een divers, duurzaam en zelfregulerend ecosysteem is waarin alle componenten vertegenwoordigd zijn. De lacunes die zeker nog in de beschrijving van het referentiebeeld aanwezig zijn, kunnen daarom eventueel ook worden gedicht op grond van gegevens, ontleend aan ongestoorde referentiesystemen elders die grosso modo vergelijkbaar zijn met Rijn of Maas.

Onderbouwing van referentiebeeld en huidige toestand

De referentiebeeldwaarde en de huidige waarde van de doelvariabelen zijn in de meeste gevallen redelijk kwantitatief onderbouwd. Bij een aantal doelvariabelen is echter de referentiebeeldwaarde of/en de huidige waarde geheel of ten dele gebaseerd op ramingen. Een aantal voorbeelden:

- Bij rivierfonteinkruid, driekantige bies, engelse alant en veldsalie zijn wel (uurhok- en uurhokfrequentie) gegevens voorhanden, maar die zijn te globaal van aard om ze te gebruiken voor vergelijking van de huidige situatie met de referentie. Vooralsnog kon dit euvel ondervangen worden door indirecte aanwijzingen en aanvullende ramingen (bijvoorbeeld wijzigingen in het oppervlak geschikte standplaats).
- De referentiebeeldwaarden van otter, kwak, aalscholver, kuifeend, oeverzwaluw en kwartelkoning zijn geraamd op grond van indirecte gegevens (bijvoorbeeld oppervlakte geschikt biotoop, vangstcijfers).
- Bij de das zijn de aantallen in het rivierengebied geschat op basis van gegevens voor heel Nederland.
- Gegevens over de brasemstand waren niet beschikbaar.
- Bij de geselecteerde macro-evertebraten-groepen zijn wel gegevens beschikbaar of afgeleid over de dichtheden, maar ontbreekt kennis over de totale biomassa's (c.q. oppervlaktes geschikt substraat) in het systeem vroeger en nu.

Een betere onderbouwing is in deze gevallen dus zeker wenselijk (zie par 5.2).

De doelvariabelenselectie

Zoals in hoofdstuk 1 reeds is vermeld, is het ondoenlijk om het referentiesysteem (of het huidige systeem) in zijn totaliteit te beschrijven en te kwantificeren. Het rivier-ecosysteem is daarvoor eenvoudigweg te complex en dynamisch. Hoe men het ook wendt of keert, de best mogelijke beschrijving zal altijd slechts een indruk geven van het werkelijke systeem. Daarom zijn het referentiebeeld en de huidige ecologische toestand gekwantificeerd aan de hand van de doelvariabelen. Er zijn 27 doelvariabelen geselecteerd (zie par. 2.2) op verschillende niveaus:

- geomorfologische elementen: uiterwaarden met natuurlijk overstromingsregime, milieuvriendelijke oevers en nevengeulen;
- vegetatietypen: ooibos en (rivier)fytoplankton;
- soortengroepen (groepen soorten met vergelijkbare voedingswijze en biotoop): de vier macrofauna-groepen;
- plant- en diersoorten, meestal als representant voor:
  - een bepaald biotooptype (geomorfologisch element en/of vegetatietype plus fysische en chemische condities): hogere planten en oeverzwaluw;
  - een bepaalde soortengroep of levenswijze (migratie, overwintering, voedingswijze etc.): vissen, vogels en zoogdieren).

De vraag is nu of het hier gekwantificeerde referentiebeeld (d.w.z. de hier geselecteerde en gekwantificeerde doelvariabelen) een beeld geeft van de referentie dat zodanig compleet is, dat het bruikbaar is als uitgangspunt voor het formuleren van ecologische doelstellingen. Aan de (uiteindelijke) doelstellingen wordt immers als eis gesteld, dat ze concreet inhoud geven aan het globaal omschreven einddoel (een duurzaam, divers en zelfregulerend rivierecosysteem), met andere woorden, bij realisatie tot zo'n systeem leiden. De set van doelstellingen c.q. doelvariabelen moet dus compleet genoeg zijn om aan deze eis te voldoen.

Toetsing van de doelvariabelenselectie

De vraag of de doelvariabelen-set compleet is, kan worden beantwoord door de doelvariabelen-set te toetsen aan een lijst met ecosysteemcomponenten. Het is namelijk wel mogelijk een overzicht op te stellen van de componenten die globaal in het complete systeem aanwezig horen te zijn.

Ecosysteemcomponenten kunnen worden onderscheiden op verschillende niveaus in het ecosysteem:

1. het geomorfologisch en fysisch-chemisch niveau met als basiscomponenten geomorfologische elementen met bijbehorende fysisch-chemische karakteristieken (bijvoorbeeld zoetwatergetij-zone, nevengeul, steilrand, oeverwal, water in open verbinding, hooggelegen uiterwaarddeel, zandbank);
2. het vegetatieniveau met als basiscomponenten vegetatietypen (bijvoorbeeld microfloragemeenschappen, stroomdalvegetaties, pioniervegetaties, moerasvegetaties, ooibosvegetaties, water- en oeverplantenvegetaties);
3. het faunistisch niveau met als basiscomponenten per diergroep (microfauna, macrofauna, terrestrische evertebraten, vissen,

amfibieën, reptielen, vogels, zoogdieren) soortengroepen, d.w.z. dieren met vergelijkbare biotoopeisen, voedingswijze, levenswijze etc. (bijvoorbeeld filter-feeders op zacht substraat in stromend water, anadrome trekvissen die in de bovenloop paaien, visetende vogels met open water als foerageerbiotoop en ooibos als broedbiotoop).

Afhankelijk van het beoogde doel is op elk niveau een grovere of fijnere indeling op te stellen. In eerste instantie lijkt een grove indeling die later verfijnd kan worden voldoende. De indelingen op de verschillende niveaus moeten wel met elkaar corresponderen. Dit geldt in het bijzonder voor niveaus 1 en 2. Een geomorfologisch element (een hoge oeverwal bijvoorbeeld) is immers de standplaats van bepaalde vegetatietypen (o.a. hardhout-ooibos en droog stroomdalgrasland). De basiscomponenten op deze niveaus zullen dan ook in nauwe onderlinge samenhang moeten worden onderscheiden (biotoop- of ecotoop-typen). De soortengroepen op het derde niveau moeten in de indeling op niveaus 1 en 2 hun (voortplantings-, foerageer-, rust-, overwinterings-, migratie-)biotopen terugvinden.

Basiscomponenten die in de huidige situatie ontbreken maar in de referentie wel aanwezig waren, moeten uiteraard ook in de lijst worden opgenomen. Omgekeerd dienen ook de antropogene vervangingscomponenten naast de 'natuurlijke' basiscomponenten te worden gezet (bijvoorbeeld een laagte achter een zomerkade naast een laagte achter een oeverwal, een dijk naast een oeverwal, een zandput naast een wiel).

In het herstelde rivierecosysteem moeten alle componenten vertegenwoordigd zijn in verhoudingen die globaal met die in de referentie overeenstemmen. Voor alle componenten dienen dan ook doelstellingen te worden geformuleerd, direct of indirect. Een directe doelstelling ten aanzien van de geomorfologische basiscomponent steilrand is bijvoorbeeld: x km steilrand. Een indirecte doelstelling ten aanzien van die component is vervat in de doelstelling: y broedparen oeverzwaluw (waarvoor z km broedbiotoop nodig is in de vorm van natuurlijke steilranden of steilrandvervangend broedhabitat).

Niet alle basiscomponenten hoeven dus tot doelvariabele te worden verheven. Een pragmatische benadering is hier op zijn plaats. Indien biologische doelvariabelen gewenst zijn, kan men het best op niveau 1 beginnen met 'afstrepen'. Geomorfologische elementen waarvoor de doelstellingen in voldoende mate af te leiden zijn uit doelstellingen op niveau 2 en/of 3, vallen af. Voor de vegetatietypen op niveau 2 geldt, dat alleen expliciet doelstellingen geformuleerd hoeven worden voor de (kritische) typen waarvoor de doelstellingen onvoldoende zijn af te leiden uit doelstellingen op niveau 3. De basiscomponenten op niveau 3 (soortengroepen) moeten in de doelvariabelen-selectie vertegenwoordigd zijn, tenzij hun belangen in voldoende mate door de andere soortengroepen worden waargenomen of ze weinig kritisch zijn (en dus als voltallige groep ook in de huidige situatie al rijkelijk voorkomen).

De basiscomponenten die na het 'afstrepen' nog resteren, worden opgenomen in de doelvariabelenselectie.

De hier geschetste benadering is impliciet gevolgd bij de (voorbereiding van de) keuze van de doelvariabelen die in

paragraaf 2.2 zijn geselecteerd. Echter, voor een overtuigende validatie zou deze exercitie expliciet moeten worden uitgevoerd c.q. herhaald. Deze actie valt echter buiten het kader van dit rapport. Wel kan nu al worden vastgesteld dat een aantal basiscomponenten in de doelvariabelenset ontbreken, zoals:

- amfibieën. Amfibieën zijn niet opgenomen, alhoewel zij hoogstwaarschijnlijk een belangrijke rol spelen in de voedselketen in het uiterwaardsysteem en specifieke biotoopeisen stellen;
- moerasvegetaties (met riet, lisdodde, biezen) en moerasvogels (bijvoorbeeld kiekendief);
- herbivore watervogels, terwijl die toch van groot belang zijn als overwinteraars en doortrekkers (bijvoorbeeld kolgans, smient);
- grazende en andere herbivore zoogdieren, die een belangrijke invloed kunnen hebben op de vegetatie;
- andere kleine zoogdieren. Samen met de vorige categorie vormen zij een voedselbron voor roofdieren;
- typische riviervissen die zowel hoofdgeul en rivierbegeleidende wateren als biotoop nodig hebben (naast barbeel die karakteristiek is voor de barbeelzone (middenloop) en de brasem die weinig kieskeurig is).

Deze basiscomponenten zijn veelal niet opgenomen omdat op het moment dat de doelvariabelen werden geselecteerd geen geschikte gegevens over de historische referentiesituatie beschikbaar waren.

Bij de vegetatietypen en de soortengroepen zou men het hele type en de hele groep tot doelvariabele kunnen verheffen. Naast één of meerdere (kritische, structuurbepalende etc.) soorten kan dan de basiscomponent in zijn geheel worden gekwantificeerd:

- in absolute zin (vegetatietypen in termen van oppervlak; de soortengroepen in absolute aantallen t.o.v. een bepaald oppervlak);
- in verhouding tot de andere basiscomponenten (bijvoorbeeld: y% open water; x% bos; z% grasland; u% moerasvegetatie etc., eventueel met kwaliteitsnormen).

De diversiteit binnen de basiscomponenten kan worden 'bewaakt' aan de hand van een diversiteitsindex (bijvoorbeeld het aantal aanwezige soorten t.o.v. het aantal potentiële soorten). Met name bij (in potentie) zeer soortenrijke organismengroepen (bijvoorbeeld macro-evertebraten) zou dit waardevolle informatie opleveren.

Indien soortengroepen en vegetatietypen tot doelvariabelen zijn verheven, kan een representant uit het vegetatietype of de soortengroep (de meest aaibare soort bijvoorbeeld) fungeren als mascotte om de basiscomponent te benoemen. Deze mascotte heeft dan een achterban van dieren of planten met een vergelijkbare levenswijze of standplaats en van vegetatietypen en geomorfologische elementen waarmee de basiscomponent relaties heeft. Bij de als doelvariabele geselecteerde macro-evertebraten is reeds nagegaan welke organismen als achterban in aanmerking komen (zie bijlage 2).

Voor de doelvariabelen nieuwe stijl kunnen nu doelstellingen worden gekwantificeerd, waardoor tegelijkertijd indirect doelstellingen worden gekwantificeerd voor de onderliggende niveaus (de basis-componenten die niet als doelvariabelen zijn geselecteerd).

De doelvariabele (mascotte plus achterban) is tevens geschikt als te monitoren eenheid. Monitoring van vegetatietypen en soortengroepen in plaats soorten geeft betere resultaten, omdat de ruis van de natuurlijke populatieschommelingen van de afzonderlijke soorten gedeeltelijk binnen de monitoreenheid wordt gedempt.

In veel gevallen zijn de in paragraaf 2.2 geselecteerde doelvariabelen impliciet al in termen van soortengroep (bij de vogels) of vegetatietype (watergentiaan, veldsalie, ooibos) gedefinieerd. Het lijkt te prefereren dat steeds expliciet gebeurt, zoals dat nu bij de macro-evertebraten het geval is.

Ook het verband tussen de doelvariabelen en de basiscomponenten op lagere niveaus moet steeds expliciet worden gelegd en gekwantificeerd (tussen oeverzwaluw en steilrand, tussen driekantige bies en zoetwatergetijdegebied etc.). Doelstellingen ten aanzien van de doelvariabelen kunnen dan via deze relaties worden vertaald naar doelstellingen voor de voorwaardenscheppende componenten op lagere niveaus. Het formuleren en kwantificeren van de benodigde maatregelen zal er door worden vergemakkelijkt.

Kwantificering van ecologische doelstellingen

Bij de doelvariabelen is een voorlopige streefbeeldwaarde aangegeven. Hierbij is wel rekening gehouden met de 'harde' voorwaarden, maar niet met eventuele andere. In een aantal gevallen is deze waarde redelijk gemotiveerd. In de meeste gevallen is tamelijk arbitrair een waarde gekozen, meestal kleiner dan of gelijk aan de referentiebeeldwaarde. De waarde moet dan nog nader onderbouwd en eventueel bijgesteld worden.

Bij de beoordeling van de streefbeeldwaarden spelen overwegingen ten aanzien van de volgende elementen een rol:

- soortsintrinsieke factoren. Een populatie moet een bepaalde minimum-omvang hebben, wil deze zichzelf in stand kunnen houden;
- verhoudingen naar de natuur. De doelvariabelen zijn onderling niet onafhankelijk. De als doel gestelde populatieomvang moet 'passen' in het totale streefbeeld;
- haalbaarheid. Een streefbeeldwaarde waarvan bij voorbaat duidelijk is dat deze om maatschappelijke hetzij technische redenen ook op lange termijn nooit realiseerbaar zal zijn, is zinloos;
- keuzes. Waar voornoemde elementen geen dwingende waarde voorschrijven of geen eenduidig referentiebeeld voorhanden is, zal gekozen moeten worden uit verschillende mogelijkheden.

De gekwantificeerde doelstellingen-set (het ecologische streefbeeld) moet wat deze elementen betreft consistent in elkaar zitten. Het formuleren van doelstellingen kan dan ook het best gebeuren in een iteratief proces waarbij de aanvankelijke waarden bijgesteld worden op grond van met name de ecologische haalbaarheid binnen de 'harde' voorwaarden.

In het voorafgaande is steeds uitgegaan van het maximaal haalbare streefbeeld. Door streefbeelden te formuleren die op verschillende afstanden tot de referentie liggen, kunnen ecologische normen van verschillend niveau worden geformuleerd (vgl. Rijkswaterstaat Directie Gelderland, 1990):

- een laagste niveau of basisniveau, waaraan altijd alles zou moeten voldoen;
- een middelste niveau, lager dan het referentiebeeldniveau, maar beduidend hoger dan de huidige ecologische toestand;
- het hoogste niveau, vergelijkbaar met het referentiebeeldniveau.

Op landelijke (of stroomgebieds-) schaal kunnen zo globale ecologische normen geformuleerd. Op regionale schaal, dichter bij werkelijkheid en beheer, kunnen deze verder worden gedetailleerd (bijvoorbeeld voor min of meer homogene beheersgebieden als Grensmaas, Boven-Rijn/Waal, Neder-Rijn, Lek, IJssel-trajecten, Benedenrivieren).

Formuleren van maatregelen

Een doelstelling is een antwoord op de vraag: wat wil je? Een maatregel is een antwoord op de vraag: hoe krijg je 't voor elkaar?

Net als bij de doelstellingen moeten globale maatregelen op stroomgebieds- en landelijke schaal (vgl. RAP- en Xde Nota-niveau) en meer gedetailleerde maatregelen op regionale en uiterwaard-schaal (vgl. beheersplannen) worden geformuleerd.

Om de doelstellingen te realiseren is inzicht vereist in de kwantitatieve relaties tussen ecologische normen en maatregelen (zie hoofdstuk 5). Op grond van deze relaties kan dan uit de streefbeeldwaarden van de doelvariabelen worden afgeleid welke inrichtings- en emissiereductie-maatregelen ('hoeveel van wat') genomen moeten worden om het streefbeeld te realiseren. Daarbij dient men zich overigens te realiseren dat zowel de doelvariabelen onderling als de maatregelen onderling niet onafhankelijk zijn van elkaar. Dit betekent dat een maatregel ten bate van de ene doelvariabele ten koste kan gaan van de andere doelvariabele. Deze beïnvloeding kan direct (maatregel zelf is negatief) en/of indirect (positieve reactie van de ene doelvariabele is negatief voor de andere) zijn. In een afgewogen pakket dient daarmee rekening te worden gehouden. Dit pakket kan vervolgens in de werkelijkheid worden ingepast en op haalbaarheid worden getoetst.

Kanttekeningen bij doelstellingen en maatregelen

De AMOEBE-benadering is een strategie om het rivier-ecosysteem te herstellen. De doelvariabelen zijn in dat opzicht een hulpmiddel, een leidraad, maar mogen geen doel op zich worden. Ze moeten beschouwd worden als representanten van bepaalde, voor de rivier karakteristieke biotooptypen. De doelvariabelen zijn niet belangrijker dan de organismen en biotopen die niet als doelvariabelen zijn vermeld. Impliciet is dit nog een argument om bij de doelvariabelen expliciet te kiezen voor soortengroepen en vegetatietypen in plaats van soorten.

De doelstellingen mogen geen biologisch dogma worden. Definitieve doelstellingen die alles compleet vastleggen, zijn ten eerste niet mogelijk, net zomin als het mogelijk is om een compleet beeld van de referentie te geven. Ten tweede zijn ze,

in tegenstelling tot in de bioindustrie of in een rozenkwekerij, ongewenst.

Het formuleren van doelstellingen en het opstellen van maatregelen is een iteratief proces. De uitwerking kan zowel van doelstelling naar maatregel en van globaal naar gedetailleerd ('top-down') als andersom ('bottom-up') plaatsvinden. In het eerste geval wordt een streefbeeld geponeerd en vervolgens gekeken hoe en of dit verwezenlijkt kan worden. In het tweede geval gaat men na welke maatregelen haalbaar zijn en wat dit in concreto aan 'natuur' op zal leveren en formuleert op grond daarvan de doelstellingen. In de praktijk lijkt een combinatie van beide aantrekkelijk.

De maatregelen die ter realisatie van de doelstellingen worden genomen, moeten leiden tot een ecologische infrastructuur die voldoende ruimte en kwaliteit biedt, zodat organismen zichzelf in stand kunnen houden. De doelstellingen moeten verwezenlijkt worden door adequate maatregelen te nemen die de juiste voorwaarden tot natuurbehoud en -ontwikkeling scheppen. De geformuleerde doelstellingen moeten niet 'kunstmatig' gerealiseerd worden d.m.v. intensief beheer (bijvoederen, herhaalde herintroductie). Wel kan herintroductie van een soort overwogen worden, indien de verschillende rivierbiotopen zijn hersteld en barrières zijn geslecht en natuurlijke terugkeer niet te verwachten is omdat de soort in de wijde omtrek niet (meer) voorkomt.

Bruikbaarheid van de AMOEBE-resultaten

In deze paragraaf zijn diverse aspecten van de AMOEBE-benadering en de resultaten kritisch geëvalueerd. Er is een aantal suggesties gedaan om de methode op onderdelen aan te passen en de lacunes in het referentiebeeld, de huidige ecologische toestand en het streefbeeld op te vullen. In hoofdstuk 5 worden deze suggesties verder uitgewerkt.

De voorgestelde aanpassingen behelzen een verfijning en geen fundamentele wijziging van de AMOEBE. Dit betekent dat de resultaten bij toepassing van de gewijzigde AMOEBE niet fundamenteel af zullen wijken van de resultaten zoals die in hoofdstuk 2 zijn verkregen. De resultaten geven ondanks de gesignaleerde onvolkomenheden een bruikbare aanzet tot een ecologische graadmeter en doelstellingen. Ze vormen een oriënteringspunt om de koers te bepalen bij het opstellen van streefbeelden en het voorbereiden van maatregelen. Met de realisatie hiervan zal zoveel tijd zijn gemoeid dat er voldoende ruimte is voor de zeker noodzakelijke precisering.

4.2. VOORSPELLING VAN DE ECOLOGISCH EFFECTEN VAN MAATREGELEN

Effectiviteit van maatregelenpakketten

In hoofdstuk 3 is voor een aantal maatregelenpakketten nagegaan welk effect zij naar verwachting zullen hebben op de doelvariabelen. De resultaten van de voorspelling (zie par. 3.4) moeten met het nodige voorbehoud worden bezien, maar lijken indicatief genoeg om een redelijk betrouwbare, globale vergelijking van de pakketten mogelijk te maken.

Problemen bij de kwantificering van de effecten van maatregelen

Bij de kwantificering van de effecten van maatregelen dienen zich een aantal problemen aan, die het vinden van de exacte 'dosis-effect-relaties' vooralsnog ernstig bemoeilijken.

1. Bij veel doelvariabelen is niet bekend welke eisen ten aanzien van kwaliteit, inrichting, omvang etc. zij nu precies aan hun biotoop stellen. In die gevallen is dus onduidelijk wat de (belangrijkste) beperkende factor(en) is (zijn).
   Bij een aantal, vermoedelijk beperkende, factoren is het precieze werkingsmechanisme onbekend. Bij toxische stoffen bijvoorbeeld is nog onvoldoende bekend over hun accumulatie in voedselketens en het effect daarvan op die voedselketens, of over hun persistentie, met andere woorden, over de vraag hoe lang 't duurt voor ze 'verdwenen' zijn.
2. Indien een beperkende factor niet langer beperkend is, wordt een andere factor beperkend. De vraag is bij welke populatie-omvang dat het geval is.
3. Door beperkende factoren weg te nemen, creëren maatregelen mogelijkheden voor organismen. Maatregelen geven echter geen zekerheid omtrent het feit a) of deze mogelijkheden door 'de natuur' zullen worden benut, en zo ja, b) met welke snelheid deze (re)kolonisatie zal plaatsvinden. De beschikbaarheid van een kwalitatief goed biotoop vormt bijvoorbeeld geen garantie voor de terugkeer van een soort. Daarvoor zijn onder andere de volgende redenen aan te dragen:

   - 'Alles mag dan wel overal zijn', voor het ene organisme geldt dat een stuk minder dan voor het andere. De snelheid waarmee een organisme 'nieuwe mogelijkheden' zal benutten, hangt onder andere af van de huidige talrijkheid, het verspreidingsvermogen, de dichtstbijzijnde populatie, de situering van de lokatie in het verspreidingsareaal en het kolonisatievermogen. Door organismen uit te zetten of te planten zou men in bepaalde gevallen het natuurlijke toeval een handje kunnen helpen.
   - Bij bepaalde soorten beïnvloeden factoren buiten Nederland de populatieomvang in Nederland.
   - De voortplantingssnelheid verschilt van soort tot soort, en ook de soortspecifieke (micro)habitats van de verschillende soorten ontstaan niet in het zelfde tempo.

4. Maatregelen(pakketten) zijn in het algemeen globaal van aard, terwijl organismen vaak specifieke biotoopeisen stellen (hoe meer over een doelvariabele bekend is, des te specifieker de eisen), waarbij die specifieke eisen van de ene doelvariabele deels of geheel strijdig kunnen zijn met de eisen van (een) andere doelvariabele(n).
   Combinaties van maatregelen, die elkaar tegenwerken of juist samenwerken, bemoeilijken de evaluatie van hun uitwerking.
5. Hoe groter het beschouwde oppervlak en het aantal combinaties van inrichting, kwaliteit en organismen, des te lastiger de voorspelling.

In hoofdstuk 5 worden aanbevelingen gedaan voor onderzoek naar kwantitatieve maatregel-effect-relaties.

4.3. PRESENTATIE VAN DE RESULTATEN

Amoebefiguren

De resultaten zijn deels gepresenteerd in amoebefiguren. Deze lenen zich uitstekend voor een globale vergelijking. Wel is het zo dat het oppervlak van de figuren afhangt van de volgorde waarin de doelvariabelen worden geplaatst, terwijl het oppervlak wel het nodige suggereert maar geen reële betekenis heeft. Verwarring in dit opzicht is te vermijden door expliciet te vermelden dat het oppervlak geen betekenis heeft en de doelvariabelen steeds in de zelfde volgorde te zetten.

Men zou ook de presentatievorm gedeeltelijk kunnen wijzigen, bijvoorbeeld door de scores van de doelvariabelen weer te geven in een reeks histogrammen die niet zoals gebruikelijk een rechte maar een cirkel als basislijn heeft.

Relatie tussen ecologische doelstellingen en maatregelen

De ecologische doelstellingen worden veelal uitgedrukt in biotische grootheden, terwijl de meeste maatregelen zullen worden genomen op abiotisch niveau, op het terrein van milieukwaliteit, waterkwantiteit, inrichting en gebruik, barrièreslechting etc. De relatie tussen de ecologische doelstellingen en de maatregelen kan inzichtelijk worden gemaakt door de doelstellingen voor de voorwaardenscheppende componenten (bijvoorbeeld geomorfologische elementen, landschapscomponenten, kwaliteitsnormen) in een of meer amoebefiguren naast de amoebefiguur met biologische doelvariabelen te presenteren.

5. AANBEVELINGEN VOOR DE UITWERKING VAN DE DOELSTELLINGEN

5.1. INLEIDING

In paragraaf 4.1 en 4.2 zijn lacunes gesignaleerd in:

1. de aanzet tot kwantitatieve ecologische doelstellingen zoals die in hoofdstuk 2 gegeven is;
2. de kennis die benodigd is om de doelstellingen te vertalen naar goed onderbouwde maatregelen en - vice versa - de ecologische effecten van maatregelen nauwkeuriger te kwantificeren.

Ten aanzien van beide facetten is nader onderzoek vereist. Het onderzoek inzake het eerste facet moet:

a. duidelijk maken of de geselecteerde doelvariabelen een compleet beeld geven van een evenwichtig rivierecosysteem (de referentie) en welke aanvullingen eventueel noodzakelijk zijn;
b. resulteren in een betere kwantitatieve onderbouwing van referentiebeeld en huidige toestand van de doelvariabelen (mascotte plus achterban) en in een goede beschrijving van hun relaties met andere basiscomponenten;
c. een ecologische doel- of normstelling opleveren (onderbouwde kwantitatieve streefbeelden).

Het onderzoek ten aanzien van het tweede facet moet:

d. inzicht verschaffen in de habitateisen van de doelvariabelen, om zo te komen tot een goede abiotische en biotische karakterisering van alle voor een evenwichtig rivierecosysteem relevante biotopen. Uit de karakterisering moet blijken welke inrichtings- en kwaliteits-eisen aan deze biotopen worden gesteld;
e. aangeven hoeveel van elk biotooptype (kwaliteit en kwantiteit) nodig is om een bepaald streefbeeld te verwezenlijken;
f. aangeven met welke inrichtings- en emissiereductie-maatregelen de benodigde kwaliteit en inrichting te realiseren zijn.
g. leiden tot maatregel-effect-relaties en - vice versa- ecologische norm-benodigde maatregelen-relaties.

Het voor a tot en met g benodigde onderzoek, dat gedeeltelijk overlap vertoont, wordt in paragraaf 5.2 beknopt toegelicht. In paragraaf 5.3 wordt nader ingegaan op de prioriteitstelling.

Bij de invulling van de maatregelen en de beleidsafweging spelen naast ecologische aspecten uiteraard ook fysisch-geografische, beheers-, economische etcetera aspecten een rol. De vraag op welke lokatie maatregelen kunnen worden uitgevoerd en of maatregelen haalbaar zijn, wordt mede op grond van deze aspecten beantwoord.

Bijvoorbeeld de fysisch-geografische aspecten spelen een rol omdat de morfologische structuur van het rivierensysteem op zichzelf de randvoorwaarde vormt voor de ontwikkeling van de verschillende biotopen. Ontwikkeling van bijvoorbeeld ooibos of een nevengeul kan het best gestimuleerd worden daar waar restanten van deze biotopen nog aanwezig zijn en waar met een minimale inspanning herstel van het biotoop plaats kan vinden.

Daarnaast kan ontwikkeling van een biotooptype gestimuleerd worden op lokaties waar het type in het verleden afwezig was maar waar de huidige fysisch-geografische situatie zich er in potentie wel voor leent.

In het onderstaande wordt alleen op de ecologische aspecten ingegaan. Dit betekent overigens niet dat de ecologische aspecten volkomen los van de andere in beschouwing genomen kunnen worden. Waar overlap met de andere aspecten aanwezig is, moet uiteraard afstemming plaatsvinden of moeten problemen integraal benaderd worden. Zo moet bijvoorbeeld de ecosysteemindeling waarmee gewerkt gaat worden bij alle aspecten dezelfde zijn.

5.2. ONDERZOEK NAAR DE ECOLOGISCHE ASPECTEN

In het onderstaande wordt dieper ingegaan op de in paragraaf 5.1 genoemde ecologische aspecten die nader onderzoek vereisen. Vooropgesteld dient te worden dat ecologisch onderzoek hier opgevat wordt als onderzoek waarbij - afhankelijk van doelvariabele en biotoop - de disciplines biologie, ecotoxicologie, hydrologie en/of morfologie al of niet geïntegreerd kunnen zijn betrokken.

a en b Aanvullende selectie en onderbouwing van de doelvariabelen

Nagegaan moet worden of geen essentiële biotooptypen en organismengroepen in de doelvariabelenset ontbreken. Dit is te verwezenlijken door de doelvariabelenset te toetsen aan een goede ecosysteemindeling (zie par. 4.1 voor de werkwijze). In paragraaf 4.1 is al gesignaleerd dat een aantal componenten, waaronder amfibieën, niet zijn opgenomen.

In hoofdstuk 2 zijn meestal afzonderlijke soorten als doelvariabelen geselecteerd en gekwantificeerd. In paragraaf 4.1 is betoogd dat het voordelen zou hebben geen soorten maar vegetatietypen en soortengroepen als doelvariabelen te selecteren en te kwantificeren. De meest aansprekende soort in het type of de groep kan als mascotte fungeren om het type of de groep (haar achterban) te benoemen. Tevens dienen zo kwantitatief als mogelijk de relaties te worden beschreven van de doelvariabele met de andere basiscomponenten (andere groepen en typen en geomorfologische elementen) die niet als doelvariabelen zijn geselecteerd.

De huidige doelvariabelen moeten in eerste instantie beter van een achterban worden voorzien en de relaties met de andere basiscomponenten moeten beter worden beschreven. Het is wenselijk om vervolgens referentiebeeld en huidige toestand van de doelvariabelen nieuwe stijl (mascottes plus achterban) te kwantificeren. Met name bij de vegetatietypen is kwantificering van het type eenvoudiger dan kwantificering van de afzonderlijke soort. De doelvariabelen nieuwe stijl kunnen dan ook dienen als te monitoren eenheden in een ecologisch meetnet.

De referentiebeeldwaarde en de huidige waarde van de doelvariabelen kunnen beter onderbouwd worden door nader onderzoek (kwantitatieve beschrijving en analyse) te verrichten naar het historische referentiesysteem of referentiesystemen elders en naar de huidige situatie. Dit is te verwezenlijken door uitgebreider archieven, deskundigen en literatuur te raadplegen en

door aanvullend veldinventarisaties uit te voeren (huidige toestand en referentiesystemen elders).

Als referentie-rivieren komen rivieren in aanmerking die met de Rijn of de Maas vergelijkbaar zijn en nog wel een natuurlijke morfologie vertonen. Beoordelingscriteria ten aanzien van de vergelijkbaarheid zijn o.a. geografische ligging, afvoer(regime), waterstandsfluctuaties, verhang en beddingssamenstelling (midden- of benedenloop, zand of grind etc.).

Bij de Rijn komen in aanmerking o.a. de benedenloop van de Loire, de Donau, de Spree, de Oder, de Visla, de Biebrza, de Bug en bepaalde rivieren in de Sovjet-Unie.

Indien men op zoek is naar de relatie tussen inrichtingseisen en organismen zijn de scheepvaartsintensiteit en de verontreinigingsgraad/ waterkwaliteit voor de selectie van de systemen van secundair belang (maar deze dienen bij de interpretatie van de referentie-gegevens uiteraard wel in beschouwing te worden genomen). Bij onderzoek naar de waterkwaliteitsfactoren of de scheepvaartintensiteit geldt mutatis mutandis hetzelfde.

c <u>Formuleren ecologische doelstellingen c.q. normen</u>

In hoofdstuk 2 is een voorlopig streefbeeld gegeven dat kan dienen als aanzet tot het formuleren van ecologische doelstellingen. De doelstellingen (d.w.z. het gekwantificeerde streefbeeld) moeten voldoen aan een aantal voorwaarden (zie par 4.1):

1. ze moeten intrinsiek goed in elkaar zitten wat betreft de onderlinge verhoudingen van de streefbeeldwaarden, de minimum-populatieomvang, draagkracht, minimumareaal etc.; zie d);
2. ze moeten passen binnen de beperkingen, opgelegd door de fysisch-geografische randvoorwaarden (overlap met fysisch-geografische aspecten) en harde voorwaarden die andere toegekende maatschappelijke functies aan het rivierengebied opleggen (overlap met andere aspecten).

Het formuleren van doelstellingen kan het best gebeuren in een iteratief proces waarbij de aanvankelijke waarden bijgesteld worden op grond van de bovengenoemde voorwaarden en de resultaten van het onder a, b en d genoemde onderzoek.

De doelstellingen kunnen globaal voor het hele rivierengebied en meer gedetailleerd voor de afzonderlijke beheersgebieden worden opgesteld. Naast het maximaal haalbare streefbeeld kunnen desgewenst streefbeelden c.q. ecologische normen op andere kwaliteitsniveaus worden geformuleerd (zie par. 4.1).

d <u>Onderzoek naar biotoop-, inrichtings- en kwaliteitseisen</u>

Bij de uitwerking van doelstellingen moet aandacht besteed worden aan de voorwaarden die de verschillende rivierbegeleidende organismen stellen ten aanzien van hun leefomgeving (biotoop of habitat) om hun levenscyclus te kunnen voltooien. Het gaat hier globaal om:

a. ecologische amplitude. Organismen hebben tolerantiegrenzen t.o.v. abiotische factoren zoals temperatuur, zuurstofgehalte, toxische stoffen, inundatie etc.;

b. ecologische infrastructuur. Een populatie van een bepaalde soort stelt eisen aan de afmetingen van haar biotoop. Dit minimum-areaal wordt bepaald door o.a. draagkracht van c.q. voedselaanbod in het biotoop, concurrentie met andere organismen en soortsafhankelijke territoriumgrootte.
Daarnaast zijn er veel dieren die tijdens hun ontwikkeling in verschillende biotopen leven. Amfibieën, trekvogels en anadrome vissen zijn daar voorbeelden van. Bij deze organismen kan men onder andere voortplantings-, foerageer- en rust-biotopen onderscheiden. Zijn deze biotopen hersteld dan moet ervoor gezorgd worden dat deze voor de organismen bereikbaar zijn. Een geschikt paaibed voor de zalm heeft geen zin als sluizen en stuwen niet-passeerbare barrières vormen.

Er zijn globaal drie manieren om het onderzoek naar de biotoop-eisen van de doelvariabelen c.q. de inrichtings- en kwaliteits-eisen ten aanzien van de biotooptypen aan te pakken:

1. de biotoopbenadering. Bij de biotoop-benadering wordt gezocht naar referentie-situaties die sterke overeenkomst vertonen met de mogelijk langs de Rijntakken of de Maas te realiseren biotooptypen. De referentie-situaties zouden ontleend kunnen worden aan een vroegere situatie, maar ook aan rivieren met een vergelijkbaar karakter elders. Aan de referentie-situaties kunnen dan (a)biotische karakteristieken worden ontleend waarop ontwerp- en inrichtingseisen kunnen worden gebaseerd.
2. de autecologische benadering. Bij de autecologische benadering wordt uitgegaan van soorten die (min of meer) karakteristiek zijn voor een bepaald biotooptype. Vervolgens wordt per soort bijvoorbeeld door middel van experimenteel onderzoek nagegaan welke eisen deze aan het biotoop stelt. Door de eisen van de verschillende soorten te combineren kunnen dan kwaliteits- en ontwerp-eisen ten aanzien van het biotoop worden opgesteld.
3. de proefprojectondervindelijke benadering. Bij de proefprojectondervindelijke benadering worden in (kleinschalige) proefprojecten (de omstandigheden voor) bepaalde biotooptypen gecreëerd en vervolgens hypotheses ten aanzien van de vestiging en het voorkomen van doelvariabelen in het veld getoetst.

Voor een aantal rivierbegeleidende organismen zijn wel gegevens bekend over de relatie tussen het voorkomen van het organisme en de fysische, chemische en biotische factoren of over de kolonisatiesnelheid, populatiedynamica, minimumpopulatieomvang etc.. Echter, bij een groot aantal doelvariabelen ontbreekt deze kennis ten dele of geheel.

e <u>Van ecologische normen naar kwaliteits- en inrichtings-normen</u>

Indien voldoende bekend is over de doelvariabelen, hun achterban en biotoopeisen (zie d), kunnen de ecologische (biologische) doelstellingen (zie c) worden vertaald naar inrichtings- en milieukwaliteitsnormen ('hoeveel van welk biotoop van welke kwaliteit is vereist om duurzaam een populatie van x exemplaren van doelvariabele y in stand te houden?').

f Realisatie van de kwaliteits- en inrichtings-normen

Als de kwaliteits- en inrichtingsnormen bekend zijn, moeten deze ook nog gerealiseerd worden. Daarom is onder andere inzicht vereist:

1. in de relatie tussen de emissie van (toxische) stoffen en de concentraties van deze stoffen in ecosysteemcompartimenten (water, zwevend stof, water- en uiterwaardbodem en voedselketens) in de loop van de tijd. Indien dit inzicht voorhanden is kan bijvoorbeeld een uitspraak worden gedaan over het ecotoxicologische effect van het doorsteken van zomerkades;
2. in (de sturing van) hydrologische en morfologische processen als erosie en sedimentatie en de invloed die deze hebben op het ontstaan en de stabiliteit van biotooptypen;
3. in de relatie tussen overstromingsvlakte en rivier o.a. inzake produktie en consumptie van organisch materiaal.

g Integratie

Het onder d t/m f genoemde onderzoek moet leiden tot maatregel-ecologisch effect-relaties en - vice versa - ecologische norm-benodigde maatregelen-relaties. Deze integratie zou kunnen plaatsvinden in modellen. In bijlage 3 is de kennis over doelvariabelen en milieu gecategoriseerd die voor het opstellen van deze relaties/modellen nodig is.

5.3. CONCRETE INVULLING EN PRIORITEITEN

Onder a t/m g is globaal aangeven welk ecologisch onderzoek benodigd is voor een verdere uitwerking van de ecologische doelstellingen in het rivierengebied. Het onderzoek onder punten d en f zal de meeste inspanning vergen. De resultaten ervan zullen echter ook bijdragen aan de oplossing van problemen onder punten a, b, c, e en g.

Het onder d genoemde onderzoek kan in eerste instantie concreet worden ingevuld door na te gaan welk onderzoek ten aanzien van de geselecteerde doelvariabelen nog vereist is. Dat deze selectie waarschijnlijk (als resultaat van a) nog aanvulling behoeft, lijkt in deze geen beletsel. In paragraaf 2.1.2 is de keuze van de doelvariabelen gemotiveerd op grond van bepaalde facetten van hun biotoop-eisen. In tabel 5.1 zijn per doelvariabele deze facetten grof samengevat. Tevens is aangegeven naar welk facet van de biotoop-eisen van de doelvariabelen vermoedelijk nog (meer) studie verricht moet worden en welke onderwerpen voorrang hebben.

In bijlage 4 worden de te onderzoeken facetten per organismen- c.q. doelvariabelen-groep beknopt omschreven. In veel gevallen gaat het om lopend onderzoek of onderzoek dat op de rol staat. Alleen ten aanzien van de echte 'zwarte gaten' lijkt prioriteitstelling noodzakelijk.

Tabel 5.1. Samenvatting van de gronden waarop de doelvariabelen zijn geselecteerd en van de onderwerpen die nader onderzoek behoeven. Symbolen:
x: selectiegrond; (x): geen selectiegrond geweest, maar de relatie is wel belangrijk; ?: relatie onduidelijk;
(1): meer kennis is vereist, maar de relatie lijkt momenteel geen sleutelfactor; 1: meer kennis is vereist; 2: over de relatie is weinig bekend, maar ze lijkt belangrijk en moet dus bij voorrang onderzocht worden.

Doelvariabele	Substraat-samenstelling & stabiliteit/ Waterbeweging	Kwaliteit van: Water	Kwaliteit van: Bodem	Kwaliteit van: Voedsel	Voedsel-kwantiteit	Biotoop: Foerageer-	Biotoop: Voortplantings-	Biotoop: Rust-	Infrastructuur/ Verspreiding
Nat. geïnund. uiterw.	x								
Milieuvr. oevers	x 1								
Nevengeul	x 1								
Ooibos	x 1		x 1						x
Rivierfonteinkruid	x 2	x 2							(x)2
Driekantige bies	x 2	x 2	x 2						(x)2
Watergentiaan	x 1	x(1)							(x)2
Veldsalie	x		x						(x)2
Engelse alant	x								(x)2
Fytoplankton	(x)1	x 2							
Microtendipes	x 2	x 2	x 2	x 2	x(1)				(x)2
Hydropsyche	x 2	x 2	x 2	x 2	x(1)				(x)2
Cricotopus	x 2	x 2	x 2	x 2	x(1)				(x)2
Oeveraas	x 2	x 2	x 2	x 2	x(1)				(x)2
Erwtemossel	x 2	x 2	x 2	x 2	x(1)				(x)2
Brasem		x	x	x	x	x	x		
Barbeel	x 1	x 1	x	x 1	x 1	x 1	x 1	x 1	x 2
Steur	x 1	x 1	x	x	(x)	x	x 1		x 2
Zalm	x 1	x 1	x	(x)	(x)	(x)	(x)	x 2	x 2
Fint	x 1	x 1	?	?	(x)	x	x 1		x 2
Kwak	(x)	x 1	x 1	x 2	x 1	x 1	x 1		x 1
Kuifeend	(x)	x 1	x 1	x 1	x 2	x 1		x	
Aalscholver	(x)	x 1	x 1	x 2	x 1	x	x		x
Oeverzwaluw	x	?		x 2			x 1		
Kwartelkoning	x 1	x 1	x 1	x 1	x 1	x 1	x 2		x 1
Otter	(x)	x 2	x 2	x 2	x	x	x	x	x
Das	(x)	x 2	x 2	x 2	x	x	x	x	x

6. CONCLUSIES

Referentiebeeld en huidige ecologische toestand

Uit de vergelijking van de huidige ecologische situatie met de ecologische situatie in de referentieperiode blijkt dat het huidige riviersysteem ecologisch incompleet en onevenwichtig van opbouw is en dat veel karakteristieke rivier- of rivierbegeleidende organismen zijn verdwenen of sterk zijn achteruitgegaan (zie par. 2.4).

Vergelijking van de effectiviteit van maatregelenpakketten

Bij het kwantificeren van de effecten van maatregelenpakketten bleek dat weinig exacte kennis beschikbaar is over 'dosis-effect-relaties'. De kwantificering wordt tevens bemoeilijkt door het feit dat zowel de doelvariabelen onderling als de maatregelen onderling elkaar beïnvloeden. De semi-kwantitatieve resultaten van de voorspelling, gebaseerd op deskundigenoordeel (zie par. 3.4), moeten dan ook met het nodige voorbehoud worden bezien, maar lijken indicatief genoeg om een redelijk betrouwbare, globale vergelijking van de pakketten mogelijk te maken. De belangrijkste, meer algemene conclusie is dat aandacht voor zowel milieukwaliteit als omvang en inrichting van de biotopen de beste garantie geeft voor een duurzaam ecosysteem.

Onderbouwing van referentiebeeld en huidige toestand

De referentiebeeldwaarde en de huidige waarde van de doelvariabelen zijn in de meeste gevallen redelijk kwantitatief onderbouwd. Bij een aantal doelvariabelen is echter de referentiebeeldwaarde of/en de huidige waarde geheel of ten dele gebaseerd op ramingen. De onderbouwing kan worden verbeterd door nader onderzoek te verrichten naar het historische referentiesysteem of referentiesystemen elders en naar de huidige situatie.

De doelvariabelenselectie

Nagegaan moet worden of geen essentiële biotooptypen en organismengroepen in de doelvariabelenset ontbreken, wat te verwezenlijken is door de set te toetsen aan een goede ecosysteemindeling. Een aantal componenten, waaronder amfibieën, zijn niet in de selectie vertegenwoordigd.

Het verdient de voorkeur om niet afzonderlijke soorten maar vegetatietypen en soortengroepen als doelvariabelen te selecteren en te kwantificeren. De meest aansprekende soort in het type of de groep kan als mascotte fungeren om het type of de groep (haar achterban) te benoemen. Tevens dienen zo kwantitatief als mogelijk de relaties te worden beschreven van de doelvariabele met de andere ecosysteemcomponenten (andere soortengroepen en vegetatietypen en geomorfologische elementen) die niet als doelvariabelen zijn geselecteerd.

De huidige doelvariabelen moeten in eerste instantie beter van een achterban worden voorzien en de relaties met de andere basiscomponenten moeten beter worden beschreven. Doelstellingen ten aanzien van de doelvariabelen kunnen dan via deze relaties worden vertaald naar doelstellingen voor de (voorwaardenscheppende) componenten op lagere niveaus, wat het formuleren en kwantificeren van de benodigde maatregelen eenvoudiger zal maken.

Het is wenselijk om vervolgens referentiebeeld en huidige toestand van de doelvariabelen nieuwe stijl (mascottes plus achterban) te kwantificeren. Met name bij de vegetatietypen is kwantificering van het type eenvoudiger dan kwantificering van de afzonderlijke soorten. De doelvariabelen nieuwe stijl kunnen dan ook dienen als te monitoren eenheden in een ecologisch meetnet.

Kwantificering van ecologische doelstellingen

Bij de doelvariabelen is een voorlopige streefbeeldwaarde aangegeven. Hierbij is wel rekening gehouden met de 'harde' voorwaarden, maar niet met de andere. In een aantal gevallen is deze waarde redelijk gemotiveerd. In de meeste gevallen is tamelijk arbitrair een waarde gekozen, meestal kleiner dan of gelijk aan de referentiebeeldwaarde. De waarde moet dan nog nader onderbouwd en eventueel bijgesteld worden.

De gekwantificeerde doelstellingen-set (het ecologische streefbeeld) moet consistent in elkaar zitten. Het formuleren van doelstellingen kan dan ook het best gebeuren in een iteratief proces waarbij de aanvankelijke waarden bijgesteld worden op grond van met name de ecologische haalbaarheid binnen de 'harde' voorwaarden.

Doelstellingen kunnen globaal voor het hele rivierengebied en meer gedetailleerd voor afzonderlijke beheersgebieden worden opgesteld. Naast het maximaal haalbare streefbeeld kunnen desgewenst streefbeelden c.q. ecologische normen op andere kwaliteitsniveaus worden geformuleerd (zie par. 4.1).

Van de doelstellingen naar maatregelen

Om de doelstellingen te vertalen in maatregelen moet kennis voorhanden zijn over de voorwaarden die de verschillende rivierbegeleidende organismen stellen ten aanzien van hun leefomgeving (biotoop of habitat). Indien hun tolerantiegrenzen t.o.v. allerlei abiotische factoren en hun eisen t.a.v. de ecologische infrastructuur bekend zijn, kunnen vervolgens inrichtings- en kwaliteits-eisen worden geformuleerd ten aanzien van de biotooptypen. Bij een groot aantal doelvariabelen is echter onvoldoende bekend over hun biotoopeisen.

Onderzoeksaanbevelingen

De onderzoeksaanbevelingen in hoofdstuk 5 moeten leiden tot maatregel-ecologisch effect-relaties en - vice versa - ecologische norm-benodigde maatregelen-relaties. De daartoe verworven kennis zou in modellen kunnen worden geïntegreerd en geoperationaliseerd.

Het onderzoek naar de biotoopeisen en naar de realisatie van de kwaliteits- en inrichtingseisen zal de grootste inspanning vergen. Het kan in eerste instantie concreet worden ingevuld door na te gaan welk onderzoek ten aanzien van de reeds geselecteerde doelvariabelen nog vereist is. In tabel 5.1 is samengevat naar welke facetten van de biotoop-eisen van de doelvariabelen nog studie verricht moet worden en welke onderwerpen voorrang hebben. In bijlage 4 worden de onderzoeksonderwerpen per organismen- c.q. doelvariabelen-groep beknopt omschreven. In veel gevallen gaat het om lopend onderzoek of onderzoek dat op de rol staat. Alleen ten aanzien van de echte 'zwarte gaten' lijkt prioriteitstelling noodzakelijk.

Presentatie in de vorm van amoebefiguren

De amoebefiguren lenen zich uitstekend voor een globale vergelijking van ecologische toestanden. Het oppervlak van de figuren hangt echter af van de volgorde waarin de doelvariabelen worden geplaatst, terwijl het oppervlak geen reële betekenis heeft. Verwarring in dit opzicht is te vermijden door dit expliciet te vermelden. Men kan dit euvel ook elimineren door bijvoorbeeld de scores van de doelvariabelen weer te geven in een reeks histogrammen die niet zoals gebruikelijk een rechte maar een cirkel als basislijn heeft.

De relatie tussen de ecologische doelstellingen en de maatregelen kan inzichtelijk worden gemaakt door de doelstellingen voor de voorwaardenscheppende componenten (bijvoorbeeld geomorfologische elementen, landschapscomponenten, kwaliteitsnormen) in een of meer amoebefiguren naast de amoebefiguur met biologische doelvariabelen te presenteren.

Bruikbaarheid van de AMOEBE-resultaten

De kritische evaluatie van de AMOEBE-benadering heeft geresulteerd in een aantal suggesties om de methode op onderdelen aan te passen en de lacunes in het referentiebeeld, de huidige ecologische toestand en het streefbeeld op te vullen. Deze aanpassingen behelzen echter een verfijning en geen fundamentele wijziging van de AMOEBE. Dit betekent dat resultaten die de gewijzigde AMOEBE zal opleveren niet fundamenteel af zullen wijken van de resultaten zoals die in hoofdstuk 2 zijn verkregen. Ondanks de onvolkomenheden leveren deze een bruikbare aanzet tot een ecologische graadmeter en doelstellingen. Ze vormen een oriënteringspunt om de koers te bepalen bij het opstellen van streefbeelden en het voorbereiden van maatregelen. Met de realisatie hiervan zal zoveel tijd zijn gemoeid dat er voldoende ruimte is voor de zeker noodzakelijke precisering.

Men dient zich overigens te realiseren dat de AMOEBE-benadering een strategie is om het (rivier)ecosysteem te herstellen. De doelvariabelen en doelstellingen zijn een hulpmiddel, een leidraad om dat doel te bereiken en mogen niet verworden tot een dogma. De doelvariabelen zijn niet belangrijker dan de organismen en biotopen die niet als doelvariabele zijn uitverkoren.

7. LITERATUUR

Baptist, H.J.M., F. Colijn, E.C.L. Marteijn, P.L. Meininger, P.M. Meire & F. Twisk, 1988. Gevleugeld onderzoek. Watervogels in veranderende watersystemen. Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren e.a.. 24 pp.

Bauer, K.M., & U.N. Glutz von Blotzheim, 1969. Handbuch der Vögel Mitteleuropas, 3. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main.

Bergh, L.M.J. van den, W.G. Gerritse, W.H.A. Hekking, P.G.M.J. Keij & F. Kuyk, 1979. Vogels van de grote rivieren. Spectrum, Utrecht.

Bergman, M.J.N, A.D. Rijnsdorp, A.D. Vethaak & R. Boddeke, 1989. Ecologisch profiel vissen. Beschrijving van de populaties van haring, schol, kabeljauw, grondel, steur, rog, zeekreeft, bot en garnaal in de Noordzee en de Nederlandse estuaria in de periode 1900-1985. Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren.

Bloemendaal, F.H.J.L., & J.G.M. Roelofs (red.), 1988. Waterplanten en waterkwaliteit. Natuurhistorische Bibliotheek van de KNNV, Nr. 45, Utrecht. 189 pp.

Brink, B.J.E. ten, & S.H. Hosper, 1989. Naar toetsbare ecologische doelstellingen voor het waterbeheer: de AMOEBE-benadering. H2O 22(20): 612-617.

Brink, B.J.E. ten, S.H. Hosper & F. Colijn, 1990. A quantitative method for description & assessment of ecosystems: the AMOEBA-approach. Presentation August 5th 1990, Kobe, Japan. Mar. pol. bul. (in print).

Brouwer, P., R. Gorissen, W. Hagemeijer & W. Helmer, 1985. Vogels van de Ooypolder. Van Hoorn, Nijmegen.

Bruin, D. de, D. Hamhuis, L. van Nieuwenhuijze, W. Overmars, D. Sijmons & F. Vera, 1987. Ooievaar. De toekomst van het rivierengebied. Stichting Gelderse Milieufederatie. 128 pp.

Cazemier, W.G., 1988. Fish and their environment in large european river ecosystems. The dutch part of the river Rhine. Sciences de l'eau 7(1): 95-114, herdrukt in EHR-publikatie 1988 no. 2.

Coops, H., 1987. Ecologie van biezen. Literatuuronderzoek in het kader van het projekt 'Groei van biezen'. DBW/RIZA notitie 87.072X. Dordrecht. 42 pp.

Cramp, S., 1988. The birds of the Western Palearctic, 5. Oxford University Press, Oxford.

Cramp, S., & K.E.L. Simmons (eds.), 1977. The birds of the Western Palearctic, 1. Oxford University Press, Oxford.

Cramp, S., & K.E.L. Simmons (eds.), 1980. The birds of the Western Palearctic, 2. Oxford University Press, Oxford.

Dessel, B. van, 1990. Ecologisch herstel van de Rijnmakrofauna. RIN-rapport 90/7 / EHR-rapport 1989-14. 109 pp.

Dijk, H.F.G. van, B.G. Graatsma & J.N.M. van Rooy, 1984. Droge stroomdalgraslanden langs de Maas. Wetenschappelijke mededelingen K.N.N.V. nr. 165.

Duel, H., 1988. Systeemanalyse van zoete rijkswateren. TNO-SCMO-rapport R 88/06. 175 pp.

Duel, H., R. During & J.B.M. Thissen, 1988. Ecologisch profiel van enkele plante- en diersoorten van binnenwateren. Deel A: Waterplanten, oeverplanten en stroomdalplanten. TNO-SCMO-rapport R 88/10a. 56 pp.

Ganzevles, W., F. Hustings, F. Schepers, J. Ummels & W. Vergoossen, 1985. Vogels in Limburg. Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap in Limburg XXXV, aflevering 5-15.
Gerritsen, G.J., & J. Lok, 1986. Vogels in de IJsseldelta. IJsselacademie, Kampen.
Goudriaan, B.H., 1830-1835. Kaart van de rivieren Boven-Rijn, de Waal, de Merwede, de Oude en een gedeelte van de Nieuwe Maas, van Lobith tot Brielle, schaal 1:10.000, serie I blad 1 t/m 11 en supplement bij blad 2 (1830 en 1835). Kaartenverzameling Meetkundige Dienst, Emmen.
Gerritsen, G.J., T.J. de Kogel, A.J. Dijkstra & P. Bremer, 1987. Flora en fauna van de IJsseluiterwaarden. Basisrapport, P.P.D. Overijssel. 171 pp.
Glutz von Blotzheim, U.N., K.M. Bauer & E. Bezzel, 1973. Handbuch der Vögel Mitteleuropas, 5. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main.
Groot, S.J. de, 1989a. Literatuurstudie naar rekolonisatiemogelijkheden van het stroomgebied van de Rijn door riviertrekvissen en de echte riviervissen. Deelrapport zalm. Rijksinstituut voor Visserijonderzoek rapport nr. MO 88-205/89.2. 86 pp.
Groot, S.J. de, 1989b. Literatuurstudie naar de kolonisatiemogelijkheden van het stroomgebied van de Rijn door riviertrekvissen en echte riviervissen. Deelrapport fint. Rijksinstituut voor Visserijonderzoek rapport nr. MO 89-204. 14 pp.
Groot, S.J. de, 1989c. Literatuurstudie naar de kolonisatiemogelijkheden van het stroomgebied van de Rijn door riviertrekvissen en echte riviervissen. Deelrapport barbeel. Rijksinstituut voor Visserijonderzoek rapport nr. MO 89-207. 13 pp.
Heukels, H., & R. van der Meijden, 1983. Flora van Nederland. 20e druk. Wolters-Noordhoff, Groningen. 583 pp.
Jongman, R.H.G., 1984. Uiterwaarden, genetisch reservoir en ecologische infrastructuur. Landschap 1(2): 109-118.
Jongman, R.H.G., & J.A.A.M. Leemans, 1982. Vegetatieonderzoek in de Gelderse uiterwaarden. Deel 1: Tekst. Dienst Landinrichting en Landbouw, afdeling Natuur en Landschap, provincie Gelderland. 129 pp.
Kinzelbach, R., 1987, Das ehemalige Vorkommen des Störs, Acipenser sturio (L., 1758) im Einzugsgebiet des Rheins (Chondrostei: Acipenserideae). Z. für angew. Zool. 74(2): 167-200.
Klink, A.G., & H. Moller Pillot, 1982. Onderzoek aan de makroevertebraten in de grote Nederlandse rivieren. Wageningen/Tilburg. 57 pp.
Kuyk Jzn., W., 1843. Topographische kaart van de provincie Gelderland, vervaardigd op last der Edel Groot Achtbare Heeren Staten van dat gewest (schaal 1:50.000). Opnieuw uitgegeven in 1971 bij Uitgeversmij. Canaletto, Alphen aan de Rijn als "Kaartboek van Gelderland 1843". Inleiding + XV bladen.
Lebret, T., 1979. Biesbosch-vogels. Kosmos, Amsterdam.
Leys, H., 1987. De oeverzwaluw. Het Vogeljaar 35(3) (themanummer).
Maenen, M.M.J., 1989. Water- en oeverplanten in het zomerbed van de grote rivieren in Nederland: voorkomen en relatie met fysisch-chemische parameters in 1988. Werkgroep rivierengebied, Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, K.U. Nijmegen / EHR-rapport 1989-13. 119 pp.

Mennema, J., A.J. Quené-Boterenbrood & C.L. Plate (Red.), 1985. Atlas van de Nederlandse flora. Deel 2. Zeldzame en vrij zeldzame planten. Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht. 349 pp.
NMF, 1987. Dassennota voor de provincie Noord-Brabant. NMF Noord-Brabant.
O.V.B., 1986, Handleiding behorende bij de cursus "Vissoorten".
PMO, 1988. Kosten van milieuvriendelijke oevers. Rijkswaterstaat P.M.O.-werkgroep Kosten. 41 pp. + 3 bijl.
Rijkswaterstaat, 1988. Groeiplaatsen van biezen in het Noordelijk Deltabekken, inventarisatie 1987. DBW/RIZA Notanummer 88.036. 23 pp.
Rijkswaterstaat, 1990. Natuur: Zoete wateren. Basisrapport derde Nota waterhuishouding. DBW/RIZA Notanummer 90.001 (in druk).
Rijkswaterstaat Directie Gelderland, 1990. Regionota Rijntakken. (concept juli 1990).
Saris, F., & H. Siertsema, 1987. Avifauna van de Biesbosch, 2. SBB, Tilburg.
Smit, H., & H. Coops, 1988. Waterplanten in het Noordelijk Deltabekken. DBW/RIZA notitie nr. 88.024X. 29 pp.
Soet, F. de, 1976. De waarden van de uiterwaarden. Een milieu-kartering van de uiterwaarden van IJssel, Rijn, Waal en Maas. PUDOC, Wageningen.
SOVON, 1987. Atlas van de Nederlandse vogels. SOVON, Arnhem.
Sykora, K.V., & C.I.J.M. Liebrand, 1987. Natuurtechnische en civieltechnische aspecten van rivierdijkvegetaties. L.U. Wageningen. 194 p.
Urk, G. van, 1978. The macrobenthos of the River IJssel. Hydrobiol. Bull. 12: 21-29.
Urk, G. van, 1981. Veranderingen in de macro-invertebraten-fauna van de IJssel. H_2O 14: 494-499.
Urk, G. van, 1984. Lower Rhine-Meuse. In: B.A. Whitton (ed.), Ecology of European rivers; Blackwell Scientific Publications, Oxford: p. 437-468.
Vaate, A. bij de, 1989. Rekolonisatiemogelijkheden van het stroomgebied van de Rijn voor riviertrekvissen en echte riviervissen: samenvatting van een literatuurstudie, verricht door het Rijksinstituut voor Visserijonderzoek. DBW/RIZA Nota Nr. 89.048. 17 pp. met 7 bijlagen.
Voo, E.E. van der, & V. Westhoff, 1961. An autecological study of some limnophytes and helophytes in the area of the large rivers. Wentia 5: 163-258.

BIJLAGE 1. BESCHRIJVING VAN DE MAATREGELEN

De hier opgenomen maatregelen zijn afkomstig uit het onderdeel 'De grote rivieren' van de nota 'Natuur: Zoete wateren' (Rijkswaterstaat, 1990). Er is onderscheid gemaakt in maatregelen die op korte termijn (1995) en op lange termijn (2015) kunnen worden getroffen. De maatregelen zijn zoveel mogelijk uitgedrukt in kwantitatieve grootheden.

MAATREGELEN OP HET GEBIED VAN RIVIERMORFOLOGIE

1. AANLEG NEVENGEULEN

Nevengeulen kunnen in de uiterwaarden worden aangelegd door of een geul te graven of een strang weer (tweezijdig) met de huidige riviergeul in verbinding te stellen. Door variatie in stroomsnelheden, substraat e.d. en de afwezigheid van de storende scheepvaartgolven wordt een typisch rivierbiotoop hersteld dat van belang is voor met name macrofauna, vis en waterplanten.
KORTE TERMIJN: 1 proefgeul (2 km lang).
LANGE TERMIJN: 8 nevengeulen (15 km lang).

2. AANLEG MILIEUVRIENDELIJKE OEVERS (MVO'S)

Deze maatregel houdt in het laten ontstaan van oevers met water- en oeverplanten en van oevers met een slikkige bodem. Ook kan op vele plaatsen oevererosie getolereerd worden. Immers, steilranden horen gewoon ook bij een rivier.
Hiervan profiteren: macrofauna, vogels en vis. Daarnaast is het ook landschapsvisueel van belang.
KORTE TERMIJN: de erosie (in beperkte mate) veel meer haar gang laten gaan; waar verdedigd moet worden dient dit milieuvriendelijk te gebeuren (5 km).
LANGE TERMIJN: herstel van reeds ONvriendelijk verdedigde oevers (bijvoorbeeld IJssel en Maas: 20 km).

3. TOESTAAN RIVIERDUINONTWIKKELING

Natuurlijke processen laten voortgaan die tot rivierduinen leiden. Dit speelt vooral in binnenbochten bij meanders. De ophoging zal tot een bepaald evenwichtsniveau doorgaan. Omwille van het hoogwaterbeheer behoeven rivierduinen niet of zelden te worden verwijderd. Mocht enige compensatie toch noodzakelijk zijn dan kan dit in de vorm van ontgrondingen in de uiterwaard in het kader van natuurontwikkeling.
KORTE EN LANGE TERMIJN: overal rivierduinvorming toestaan.

MAATREGELEN OP HET GEBIED VAN WATERKWANTITEIT

4. AANPASSEN STUWBEHEER GRENSMAAS

Met behulp van de stuw van Borgharen kunnen de onnatuurlijke debietfluctuaties op de Maas worden afgezwakt die worden opgewekt door de waterkrachtcentrale van Lixhe (B). Met name de macrofauna in de Grensmaas zal daar baat bij hebben.
KORTE TERMIJN: aanpassen stuw(beheer) Borgharen.
LANGE TERMIJN: -

5. AANPASSEN STUWBEHEER NEDERRIJN T.B.V. VISPASSAGES

Als het minimumdebiet over de Nederrijn vergroot wordt kunnen ook bij lage Bovenrijnafvoeren de aan te leggen vistrappen goed functioneren zonder dat ten koste hoeft te gaan van de scheepvaart.
Vooral trekvissen zullen hier voordeel bij hebben.
KORTE TERMIJN: minimumdebiet van 25 naar 50 m^3/s over Nederrijn.
LANGE TERMIJN: -

6. BEPERKEN WATERONTTREKKINGEN

Het beperken van onttrekkingen is met name voor de Maas van belang: onttrekkingen van water bij lage afvoeren vergroten de verblijftijden en daarmee de kans op eutrofiëringsverschijnselen.
Beperken van de onttrekkingen is daarom positief voor het hele ecosysteem.
KORTE TERMIJN: geen toename.
LANGE TERMIJN: afname met 20%.

7. HERSTEL OVERSTROMINGSREGIME UITERWAARDEN

Herstel van het overstromingsregime van de uiterwaarden kan plaatsvinden door de zomerkade te verwijderen. Dit is alleen van belang voor de Rijntakken aangezien langs de Maas geen of nagenoeg geen zomerkaden liggen. Waar de huidige natuurwaarden groot zijn blijft de zomerkade intact.
KORTE TERMIJN: verwijderen van de zomerkade voor een aantal proefgebieden: 2600 ha extra (Blauwe kamer, Fortmond, de Rande).
LANGE TERMIJN: resterende potentiële lokaties 10.000 ha extra.

8. GEBRUIK HARINGVLIETSLUIZEN ALS STORMVLOEDKERING

Door de Haringvlietsluizen open te zetten wordt het intergetijderegime hersteld. Hierdoor wordt de specifieke brakwaterfauna hersteld, kan visintrek beter plaatsvinden en vindt herstel plaats van een voormalig zoetwatergetijdegebied (Biesbosch). Bij extreme waterstanden kunnen de Haringvlietsluizen als stormvloedkering worden gebruikt.

Deze maatregel wordt verder beschreven in de nota 'Natuur: Zoete wateren' (Rijkswaterstaat, 1990).
KORTE TERMIJN: studieproject.
LANGE TERMIJN: realisatie.

MAATREGELEN OP HET GEBIED VAN WATERKWALITEIT

9. VERBETERING WATERKWALITEIT

De waterkwaliteit grijpt op allerlei wijzen op het functioneren van het riviersysteem in, zodat verbetering van de waterkwaliteit leidt tot een rijker ontwikkeld ecosysteem. Potenties worden overigens pas goed benut onder gelijktijdige realisering van maatregelen op het gebied van inrichting, waterkwantiteit en het beheer van rivieren en uiterwaarden.
Door verbetering van de waterkwaliteit zal ook de bodemkwaliteit van de uiterwaarden en de waterbodem van strangen, wielen e.d. aanzienlijk verbeteren, al zal dit proces de nodige tijd vergen.
KORTE TERMIJN: reductie lozingen met 50%.
LANGE TERMIJN: reductie lozingen met 90%.

MAATREGELEN OP HET GEBIED VAN DE ECOLOGISCHE INFRASTRUCTUUR

10. AANLEG VISPASSAGES

Anadrome riviertrekvissen dienen voor de volbrenging van hun levenscyclus vanuit zee de paaibiotopen te kunnen bereiken. Een betere passage is mogelijk door het beheer van stuwen en sluizen aan te passen en/of vistrappen aan te leggen. Voor de passage van afgaande vis dient bij waterkrachtcentrales een visgeleidingssysteem te worden toegepast om schade door de turbines te voorkomen.
KORTE TERMIJN: aanleg vistrappen in de Nederrijn bij Hagestein en Amerongen en verbetering van de vissluis bij Driel; in de Overijsselse Vecht aanleg vistrappen voortzetten; in de Maas enkele vistrappen aanleggen; beheer Haringvlietsluizen aanpassen.
Aanleg van een experimenteel visgeleidingssysteem bij de stuw te Amerongen.
LANGE TERMIJN: aanleg vistrappen bij resterende stuwen in de Maas; aanpassen beheer of aanleg vispassages in Afsluitdijk en Noordzeekanaal; aanleg visgeleidingssysteem bij alle waterkrachtcentrales (Maas: Lith, Linne; Overijsselse Vecht: De Haandrik).

11. BOSONTWIKKELING

De component bos in de uiterwaarden is grotendeels afwezig. Met name geldt dit voor het hardhoutooibos. Bosontwikkeling maakt hydraulische compensatie nodig wat leidt tot een toename van wateren in het winterbed. Bosontwikkeling (en

compensatie) vindt daar plaats waar huidige natuurwaarden niet teniet gedaan worden.
KORTE TERMIJN: 1400 ha extra tot ontwikkeling te brengen.
LANGE TERMIJN: 5000 ha extra (dus in totaal 6400 ha extra).

12. ONTGRONDINGEN AANPASSEN

Door geringe ingrepen kunnen bestaande ontgrondingen zodanig worden aangepast dat optimale mogelijkheden worden geschapen voor oevervegetaties en macrofauna en daarmee ook voor zoogdieren, vogels en vis. Aanpassingen omvatten o.a. verflauwing van het talud (tenzij steilranden gewenst zijn), verondieping en herstel van rust (beperking recreatie).
KORTE TERMIJN: een aantal zand- en grindgaten aanpakken (10 stuks).
LANGE TERMIJN: rest.

13. TEGENGAAN VERSNIPPERING TEN GEVOLGE VAN AUTOWEGEN

Een aantal organismen heeft zowel uiterwaard als binnendijks gebied nodig, en migreert tussen beide. Bijvoorbeeld dassen foerageren in de vochtige uiterwaardgraslanden en hebben hun burcht op nabijgelegen hoge, droge zandgronden. Amfibieën en reptielen planten zich in strangen, wielen e.d. buitendijks voort en hebben veelal binnendijks hun overwinteringsbiotoop. Waar autowegen evenwijdig aan de rivier liggen kan de barrièrewerking van autowegen (deels) worden opgeheven door aanleg van dassen- en paddentunnels.
Wanneer begrazing van de uiterwaarden wordt overwogen met grote, wilde herbivoren, dan zal waarschijnlijk binnendijks een hoogwatervluchtgebied aanwezig moeten zijn dat vrij bereikbaar is. Eventueel aanwezige steenfabrieksterpen hebben een te kleine oppervlakte om bij hoogwater in de voedselbehoefte te voorzien; bovendien brengt een te grote concentratie grote grazers dan tevens grote schade toe aan de begroeiing van de steenfabrieksterp.
KORTE TERMIJN: voorkomen versnippering door nieuwe autowegen.
LANGE TERMIJN: aanleg van dassen- en paddentunnels waar autowegen een barrière vormen.

14. EXTENSIVERING LANDBOUW

Onderscheid kan worden gemaakt in enerzijds aankoop van landbouwgrond waardoor deze een natuur-bestemming krijgt en anderzijds extensivering van de landbouw waarbij de grond tevens een agrarische functie houdt (relatie-nota, bergboerenregeling).
Aankoop heeft de voorkeur, met name gezien de zekerheid die dit kan geven wat betreft de continuering van het beheer.
KORTE TERMIJN: 1500 ha extensivering met nadruk op relatienota en bergboerenregeling (inclusief Maas; exclusief proefgebieden maatregel 7).
LANGE TERMIJN: 30.000 ha: extensivering van alle landbouwgronden (nadruk op aankoop).

15. RECREATIE

Het ruimtegebruik door recreatie dient te worden teruggebracht (bijvoorbeeld door campings te verplaatsen naar binnendijks gebied). Tevens dient de rust te worden bewaard, wat gerealiseerd wordt door in de uiterwaarden uitsluitend extensieve vormen van recreatie toe te staan (wandelen, fietsen etc.).
KORTE TERMIJN: geen uitbreiding van de recreatie buitendijks.
LANGE TERMIJN: verplaatsen recreatie naar binnendijks gebied.

16. MILIEUVRIENDELIJK DIJKONDERHOUD EN -BEHEER

Dijkhellingen vormen een doorgaand lint van droge graslanden, dat als ecologische infrastructuur van grote waarde is. Om deze functie in stand te houden moeten bij dijkverzwaring en -beheer de natuurwaarden ontzien en gestimuleerd worden (goede tracékeuze die kolken, strangen, natte laagten en bosjes aan de dijkvoet spaart; gebruik van gebiedseigen kleisoorten; toepassen van een lichtzavelige afdeklaag; beheer door extensieve begrazing etc.).
Van deze maatregel profiteren vooral de stroomdalflora met bijbehorende fauna, de amfibieën die zich in de wateren in de buurt van de dijk voortplanten en andere organismen die de dijkhellingen als migratiebaan benutten.
KORTE EN LANGE TERMIJN: overal milieuvriendelijk dijkonderhoud en -beheer.

BIJLAGE 2. DOELVARIABELENSELECTIE BIJ DE MACRO-EVERTEBRATEN

De macro-evertebraten die in de rivieren (Rijntakken en Maas) voorkomen, kunnen op verschillende manieren worden ingedeeld:

1. naar taxonomische groep;
2. naar de functie binnen het ecosysteem (voedingswijze en substraat waarop ze voorkomen);
3. naar abundantie van voorkomen en kenmerkendheid;
4. naar indicatorwaarde voor milieuomstandigheden (waterkwaliteit en andere biotoopkenmerken).

Bij de selectie van de doelvariabelen is er naar gestreefd soorten of geslachten op te nemen die op grond van bovenstaande criteria in verschillende groepen vallen.

De indelingswijzen en de implicaties die deze hebben voor de selectie van doelvariabelen passeren in het onderstaande de revue. Naast organismen die als doelvariabelen in aanmerking komen, worden organismen genoemd die als hun achterban kunnen fungeren.

1. Taxonomische indeling

In de Rijn komen in totaal meer dan 270 soorten macro-evertebraten voor. In onderstaande tabel is weergegeven tot welke hogere taxonomische eenheden deze soorten behoren. Daarbij moet er rekening mee worden gehouden dat de Diptera zeer onvolledig zijn onderzocht (de Simuliidae zijn niet in de lijst opgenomen) en dat de Nematoda (rondwormen) nog in het geheel niet zijn onderzocht.

Tabel Soortenrijkdom van de verschillende macro-evertebraten-groepen in de Rijn (naar Van Dessel, 1990).

Tricladida (platwormen)	6 taxa
Oligochaeta (wormen)	20 taxa
Hirudinea (bloedzuigers)	11 soorten
Mollusca (slakken en mosselen)	31 taxa
Crustacea (kreeftachtigen)	15 soorten
Insekten:	
Ephemeroptera (haften)	26 taxa
Plecoptera (steenvliegen)	17 taxa
Odonata (libellen)	7 soorten
Heteroptera (wantsen)	1 soort
Trichoptera (kokerjuffers)	26 taxa
Megaloptera (gaasvliegen)	1 soort
Diptera (muggen en vliegen)	meer dan 90 taxa
Coleoptera (kevers)	8 taxa
Bryozoa (mosdiertjes)	6 soorten
Porifera (sponzen)	5 taxa
Hydrozoa (poliepen)	2 taxa

Als soorten voor de AMOEBE geselecteerd worden, ligt het voor de hand vertegenwoordigers uit de soortenrijkste groepen te nemen:

- mollusken (i.c. Pisidium);
- haften (i.c. Palingenia);
- kokerjuffers (i.c. Hydropsyche);
- muggen (i.c. Cricotopus en Microtendipes).

2. Functie binnen het ecosysteem (voedings- en substraattype)

Een groffe indeling van macro-evertebraten op basis van de wijze van voedselverzamelen is een indeling in filter-feeders en deposit-feeders. Van de filter-feeders is duidelijk dat ze alleen vrij fijn organisch materiaal verwerken.

Onder de deposit-feeders zijn groepen die grof organisch materiaal verwerken ('shredders') en groepen die alleen fijn organisch materiaal eten ('collectors'). Naast de 'collectors' kunnen dan weer de 'grazers' genoemd worden die hard substraat afgrazen op algen. Soms wordt de aparte categorie van de 'browsers' gehanteerd. Het onderscheid tussen de verschillende groepen deposit-feeders is niet altijd even duidelijk, en wordt hier ook verder niet gehanteerd. Een soort kan zelfs op het ene moment een filter-feeder zijn en op het andere moment een deposit-feeder (dat geldt bijvoorbeeld voor Chironomus en Hydropsyche). Dit hangt samen met de beschikbaarheid van voedsel op het substraat waar deze soorten leven.

Vanuit het gezichtspunt van het functioneren van het ecosysteem is het belangrijkste dat het beschikbare organische materiaal zo volledig mogelijk wordt benut, d.w.z. beschikbaar komt voor hogere trofische niveaus. Een maat voor de beoordeling van de efficiëntie van een riviersysteem is op dit moment niet te geven; a priori redenerend kan echter gesteld worden dat de beschikbare substraattypen bezet moeten kunnen worden door organismen die een variëteit aan voedingswijzen hebben. Het substraat waarop de geselecteerde taxa voorkomen, is:

- Cricotopus: stenen, macrofyten;
- Microtendipes: zand/slib;
- Pisidium: zand/slib;
- Hydropsyche: stenen;
- Palingenia: klei-/leem-bodem.

Met substraattype en voedingswijze vormen de genoemde geslachten een grootste gemene deler voor het ecosysteem, maar uiteraard niet het gehele systeem. Een kwantitatief belangrijke groep die er buiten valt, zijn de Crustacea (vlokreeften e.d.); door het voorkomen van immigranten is deze groep minder geschikt voor de ecosysteembeschrijving.

Alternatieve soorten uit andere taxonomische groepen die als achterban zouden kunnen fungeren, zijn bijvoorbeeld:

- bij Cricotopus: Ancylus (stenen), Acroloxus (macrofyten, stenen) en eventueel Naididae of Theodoxus fluviatilis;
- bij Microtendipes: Naididae;
- bij Pisidium: Cryptochiromus, Potamothrix;
- bij Hydropsyche: Rheotanytarsus;
- bij Palingenia: ?

De uitwisselbaarheid is echter ook weer beperkt. Ancylus bijvoorbeeld komt vooral op hard substraat met weinig aangroei voor en Cricotopus op substraat met aangroei van draadalgen, terwijl bij sterke aanslibbing meer Dicrotendipes voorkomt. Omdat zoals gezegd voedingswijze van afzonderlijke soorten flexibel dan wel onbekend is, is een selectie op basis van voedingswijze discutabel.

3. Abundantie en kenmerkendheid

Als doelvariabele binnen het riviersysteem kunnen gekozen worden:

- soorten die uitsluitend in grote rivieren voorkomen;
- soorten die niet uitsluitend binnen rivieren voorkomen, maar binnen het riviersysteem wel kwantitatief belangrijk zijn of zouden kunnen zijn.

Van de soorten die uitsluitend in rivieren voorkomen, kunnen we de soorten die ook in de referentie zeldzaam zijn minder gewicht toekennen dan de soorten die verondersteld worden in de referentie in grote aantallen voor te komen.

Een zeldzame karakteristieke soort is bijvoorbeeld de wants Aphelocheirus aestivalis. Er wordt van uitgegaan dat het minder zinvol is dergelijke zeldzame soorten als doelvariabele te nemen dan abundante soorten.

Bij de uit het riviersysteem verdwenen soorten mag vooral van de haften (i.c. Palingenia) worden aangenomen dat deze kwantitatief belangrijk waren. Voor de andere geselecteerde geslachten kan dit op basis van recente gegevens worden afgeleid.

Hydropsyche (H. contubernalis en andere soorten uit de guttata-groep) komt uitsluitend in stromend water voor. De andere geslachten komen ook in stagnante wateren voor. In het algemeen is er echter een overlap van de fauna van stagnant en stromend water voor zover vergelijkbare substraten voorkomen. Deze overlap biedt echter ook mogelijkheden de fauna van stagnante wateren in het winterbed in een beoordeling te betrekken.

4. Indicatorwaarde voor milieu-omstandigheden

De aanwezigheid van een bepaalde soort in een systeem kan gebruikt worden als een indicatie van milieu-omstandigheden.

Wat betreft de waterkwaliteit bestaat er alleen een goed overzicht van de indicatorwaarde van soorten ten aanzien van verontreiniging met organisch afbreekbaar materiaal en eutrofiering. De tolerantie van verschillende soorten voor toxische stoffen is slecht bekend.

Soorten uit de benedenloop van een riviersysteem zijn vaak toleranter voor organische verontreiniging en eutrofiëring dan soorten uit de bovenloop. Dit verschil is uiteraard een van de redenen voor het verspreidingspatroon. Door een andere selectie van doelvariabelen kunnen impliciet de aan de waterkwaliteit te stellen eisen worden veranderd. Dit zou bijvoorbeeld kunnen door steenvliegen of de libel Calopteryx splendens in de AMOEBE op te nemen.

Datzelfde geldt ook voor andere habitatkenmerken. De genoemde soorten, met uitzondering van de haften, stellen weinig specifieke eisen. Door andere soorten op te nemen kunnen eisen met betrekking tot de morfologie of de stroomsnelheid anders worden. Bijzondere eisen zouden echter niet voor de rivieren in het algemeen moeten gelden, maar voor speciale lokaties binnen het systeem.

De lijst van potentiële soorten, opgesteld door Van Dessel (1989), geeft een aantal mogelijke indicatoren aan voor speciale lokaties binnen het rivierensysteem. Op deze basis kunnen de voor de AMOEBE geselecteerde soorten worden voorzien van de volgende achterban:

Microtendipes:	Demicryptochironomus
	Lipiniella
	Kloosia
	(Tanytarsini)
Cricotopus:	Calopteryx splendens
	Heptagenia
	(steenvliegen)
	Theodoxus fluviatilis
	Tinodes waeneri
	Psychomyia pusilla
Hydropsyche:	Neureclipsis bimaculata
	Cheumatopsyche lepida
	(niet samen!)
Palingenia:	Ephoron virgo
	Ephemera vulgata
	Potamanthus luteus
Pisidium:	Sphaerium-soorten
	Unio crassus
	Pseudanodonta

De lijst moet niet als limiterend worden gezien: beoordeling vindt achteraf plaats en als zich soorten ontwikkelen die niet in de lijst zijn opgenomen, kan alleen in retrospectief naar een verklaring worden gezocht.

BIJLAGE 3. VOOR 'DOSIS-EFFECT-RELATIES' BENODIGDE KENNIS

Categorieën van kennis over doelvariabelen

1 biotoopeisen
2 minimum-biotoopareaal
3 benodigde biotoop-combinaties en verbindingen
4 eten en gegeten worden en concurrentie
5 vestigings- en uitbreidingssnelheid

Categorieën van kennis over 'milieu'

1 (a)biotische kwaliteiten biotooptypen
2 beschikbare oppervlaktes biotooptypen
3 verbindingen tussen biotooptypen
4 voedselaanbod, predatiedruk en concurrenten in biotooptypen
5 ontstaansnelheid en stabiliteit biotooptypen

BIJLAGE 4. ONDERZOEK MET BETREKKING TOT DE DOELVARIABELEN

Landschapscomponenten (milieuvriendelijke oevers, uiterwaarden met natuurlijk overstromingsregime, nevengeulen, ooibos)

MilieuVriendelijke Oevers:

- onderzoek naar mogelijkheden om oevererosie en oeverwal- of rivierduinvorming te tolereren;
- rol van en eisen aan inrichting MVO's (in de engere zin, bijvoorbeeld plasbermen, kribvakken) als paai- en foerageerbiotoop voor vissen en amfibieën, foerageerbiotoop voor vogels, biotoop voor macrofauna en planten;
- mogelijkheden van planten (riet, biezen, wilgen) als oeververdediging.

Uiterwaarden met natuurlijk overstromingsregime:

- onderzoek naar de ecologische relevantie van de relatie tussen rivier en overstromingsvlakte (en v.v.);
- onderzoek naar de consequenties, ecologisch of anderszins, van het doorsteken van zomerkaden.

Ooibos:

- onderzoek naar de ontwikkelingsmogelijkheden van wilgenstruwelen, zachthout- en hardhoutooibos;
- onderzoek naar rivierkundige consequenties en ecologisch relevante compensatiemogelijkheden.

Nevengeulen:

- onderzoek naar ecologische relevantie, ontwerpeisen en haalbaarheid.

Fytoplankton
- ?

Hogere planten

Water- en oevervegetaties (rivierfonteinkruid, watergentiaan, driekantige bies/zoetwatergetijdegebied):

- onderzoek om inzicht te krijgen in het belang van de verschillende als beperkend aangemerkte factoren (waterkwaliteit, troebelheid/waterstandsfluctuaties, waterbeweging/substraat, verspreiding/kolonisatie, vraat);
- zie MVO's.

Terrestrische vegetaties (veldsalie/droog stroomdalgrasland, engelse alant/vochtig stroomdalgrasland):

- relatie tussen vegetatie en standplaatsfactoren als hydrologische parameters, bodem en beheer.

Macro-evertebraten (Cricotopus-groep, Microtendipes-groep, Pisidium-groep, Palingenia-groep, Hydropsyche-groep)

- onderzoek naar de habitateisen (met name wat betreft waterbeweging, substraat-samenstelling en -stabiliteit, vegetatie en voedselaanbod);
- onderzoek naar tolerantie t.o.v. fysisch-chemische parameters en accumulatie van toxische stoffen;
- zie MVO's.

Vissen (zalm, steur, fint, barbeel, brasem)

- onderzoek naar tolerantie t.a.v. toxische stoffen;
- onderzoek naar eisen t.a.v. paai-, foerageer en rustbiotoop:
  - rol van en eisen aan hoofdgeul en rivierbegeleidende wateren in dat opzicht, afhankelijk van o.a. stroming, substraat, vegetatie, mate van geïsoleerdheid (gradiënt hoofdgeul - kribvak - open verbinding - zelden - niet geïnundeerd) ;
  - zie MVO's;
- onderzoek naar (slechting van) barrières, (binnen)trekkende vis;
- internationaal overleg en herstel van het hele stroomgebied (zie verder zalm).

Amfibieën

- onderzoek naar eisen t.a.v. voortplantings-, foerageer- en overwinteringsbiotoop en t.a.v. waterkwaliteit;
- onderzoek naar migratieroutes;
- onderzoek naar functie van amfibieën in rivierecosysteem .

Vogels (aalscholver, kwak, kwartelkoning, oeverzwaluw, kuifeend)

- onderzoek bij viseters, macrofaunaeters en insekteneters naar menusamenstelling en broedsucces in verband met kringloop van toxische stoffen;
- onderzoek naar biotoopeisen en biotoop-verbetering/-sanering (rivierbegeleidende wateren; ooibos; vochtige, kruidenrijke graslanden; steilranden; moerassen).

Zoogdieren (otter, das)

- onderzoek naar menusamenstelling en voortplantingssucces in verband met kringloop van toxische stoffen;
- onderzoek naar biotoopverbetering/-sanering;
- onderzoek naar eisen t.a.v. infrastructuur.